



**SAVONIA**

OPINNÄYTETYÖ - AMMATTIKORKEAKOULUTUTKINTO  
TEKNIIKAN JA LIIKENTEEN ALA

# UUSIOMATERIAALIEN HYÖ- DYNTÄMINEN KAIVOSVE- SIEN KÄSITTELYSSÄ

Särkiniemen avolouhoksen veden käsittely  
betonimurskeen avulla

TEKIJÄ:

Janne Nissinen

Koulutusala Tekniikan ja liikenteen ala	
Tutkinto-ohjelma Ympäristötekniikan tutkinto-ohjelma	
Työn tekijä Janne Nissinen	
Työn nimi Uusiomateriaalien hyödyntäminen kaivosvesien käsittelyssä – Särkiniemen avolouhoksen veden käsittely betonimurskeen avulla	
Päiväys	16.12.2020
Sivumäärä/Liitteet	40/1
Toimeksiantaja/Yhteistyökumppani(t) Envineer Oy	
<p><b>Tiivistelmä</b></p> <p>Opinnäytetyö on tehty Envineer Oy:n toimeksiannosta liittyen Särkiniemen vanhan kaivoksen jälkihoito- ja sulkemissuunnitelmiin. Envineer Oy on saanut työhön toimeksiannon Pohjois-Savon Elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskukselta. Työn tavoitteena oli selvittää betonimurskeen soveltuvuutta happamien ja metallipitoisten kaivosvesien käsittelyssä sekä saada tutkimustietoa betonimurskeen alkalointi ja nikkelin poistokyvystä, testaamalla betonimursketta Särkiniemen avolouhoksen vesien käsittelyssä jatkuvatoimisesti. Työn tavoitteena oli myös selvittää betonimurskeen sijoituskelpoisuutta vesien käsittelyn jälkeen.</p> <p>Tutkimukset suoritettiin Särkiniemen vanhalla kaivoksella avolouhoksen vieressä. Tarkoituksena oli saavuttaa avolouhoksen veden jatkuvatoimisella pumppauksella mahdollisimman suuri läpäisevä vesimäärä suhteessa betonimurskeen määrään, seuraten samalla murskeen läpi johdetun vedenlaadun muutosta. Näin pyrittiin selvittämään, kuinka kauan betonimurske kykenee nostamaan sen läpi johdetun avolouhoksen veden pH-arvoa sekä vähentämään avolouhoksen veden nikkelpitoisuutta. Käsittelyn veden laatua seurattiin mitta-astiaan asennetulla YSI EXO II -mittarilla sekä kohdekäyntien yhteydessä YSI DSS Professional -kentangemittarilla. Jatkuvatoimisen vedenlaadun mittarin avulla seurattiin käsittelyn vedenlaatua etäyhteyden avulla. Kohdekäyntien yhteydessä käsittelystä vedestä otettiin vesinäyte. Tutkimus suoritettiin 2.7. ja 3.8.2020 välisenä aikana, jolloin vesinäytteitä kerättiin yhteensä 4 kappaletta, joista tutkittiin laboratoriossa liukoiset metallit. Betonimurskeesta tutkittiin kokonaismetallit ennen ja jälkeen käsittelyn. Käsittelyn jälkeisestä betonimurskeelle tehtiin laboratoriossa myös 2-vaiheinen ravistelutesti.</p> <p>Tutkimuksissa todettiin betonimurskeella olevan kykyä nostaa happaman kaivosveden pH-arvoa sekä poistaa vedestä metalleja. pH-arvon nousu johtuu betonin sidosaineen, sementin, ominaisuuksista. pH-arvon nouseminen siten saostaa nikkelin ja muita metalleja betonimurskeeseen. Betonimurskeen alkalisointi kapasiteetti riippuu betonin laadusta, säilytys olosuhteista ja ajasta sekä raekoosta. Betonimursketta voitaisiin hyödyntää veden käsittelyyn esimerkiksi kolonneissa sulkemisvaiheessa sekä jälkihoitotoimenpiteenä ylivuotovesi mahdollisesti voitaisiin ohjata reaktiivisen seinämän läpi, betonimurskeella vuoratun kentän tai ojan kautta selkeytysaltaaseen. Käytettävä betonimurske tulisi olla CEM I -vaatimukset täyttävää, raekooltaan pientä, vasta murskattua ja tuoretta sekä betonin aiemman käyttötarkoituksen tiedossa.</p>	
Avainsanat betoni, jätteiden hyötykäyttö, kierrätysmateriaalit, vedenkäsittely, kaivosvesi, alkaliniteetti, ympäristökuoritus	

Field of Study Technology, Communication and Transport	
Degree Programme Degree Programme in Environmental Technology	
Author Janne Nissinen	
Title of Thesis Treatment of acid mine drainage (AMD) with recycled concrete aggregate (RCA)	
Date 16 December 2020	Pages/Appendices 42/1
Client Organisation /Partners Envineer Oy	
<p><b>Abstract</b></p> <p>This thesis was commissioned by Envineer Oy concerning the plans for the closing and aftercare of the old open pit mine in Särkiniemi. Envineer Oy was commissioned for the task by North Savo Centre for Economic Development, Transport, and the Environment. The objectives for the thesis were to research the suitability of recycled concrete aggregate (RCA) in remediating acidic mine drainage (AMD) and gather information about alkalisation and metal reduction capabilities of RCA. The study was conducted by testing RCA with AMD from Särkiniemi old open pit mine with continuous flow of AMD through RCA. One of the objectives was also to investigate the placement validity of RCA after the remediation of AMD.</p> <p>The study was conducted next to the Särkiniemi old open pit mine. The purpose was to pump large amounts of AMD continuously through RCA by simultaneously following the treated water quality. The aim was to find out how long RCA is capable of neutralizing and elevating pH and lower nickel concentrations of AMD. The treated AMD quality was monitored continuously with the YSI EXO II multiparameter water quality sonde and weekly with the YSI DSS Professional handheld multiparameter water quality meter. The YSI EXO II sonde was used to evaluate water quality via remote access. The testing site was visited weekly to gather water samples from treated AMD and to make measurements with YSI DSS Professional device. The study was conducted between 2 July – 3 August 2020, when four water samples were taken from the treated AMD and sent to laboratory for a dissolved metal analysis. The metal analysis was conducted to RCA before and after the remediation of AMD. After the remediation of AMD, RCA was tested for the leaching of metals.</p> <p>The study indicated that RCA has the capability to neutralize and elevate the pH of AMD and lower the metal concentrations of AMD. The increase in alkalinity is due to the characteristics of cement, which is an adhesive in concrete. Alkalinity of treated water precipitates nickel and other metals to RCA. Alkalisation and metal reduction capabilities depend on the quality of the concrete used for RCA, the preservation conditions of RCA, the time of preservation and the size of the aggregate. RCA can be used for an AMD treatment for example in columns at the mine closure stage. For aftercare, RCA can possibly be utilized in permeable reactive barriers, reactive field, or reactive drains in case of water overflow from the mine. RCA used in remediation should meet the requirements of CEM I -class cement and should be small sized, crushed freshly. In addition, the previous use of the concrete should be known.</p>	
<p><b>Keywords</b> concrete, waste utilisation, recycled materials, water treatment, acid mine drainage, alkalinity, environmental load</p>	

## SISÄLTÖ

1	JOHDANTO .....	5
2	BETONIMURSKE JA VEDEN KÄSITTELY .....	6
2.1	Betonimurskeen veden käsittelyyn vaikuttavat ominaisuudet .....	6
2.2	Happamien kaivosvesien käsittely betonimurskeella .....	7
3	SÄRKINIEMEN KAIVOKSEN TUTKIMUKSET .....	11
3.1	Särkiniemen kaivos .....	11
3.2	Aiemmat tutkimukset .....	12
3.3	Kaivoksen veden käsittely betonimurskeella .....	13
4	VEDEN KÄSITTELYN TUTKIMINEN BETONIMURSKKEELLA .....	14
4.1	Tutkimusjärjestelyt kesällä 2020 .....	14
4.2	Tutkimuslaitteisto.....	16
4.2.1	Aurinkopaneeli ja akku .....	16
4.2.2	Veden pumppaus .....	17
4.2.3	Mittalaitteisto ja tiedonsiirto .....	18
4.3	Jatkotutkimukset.....	20
4.4	Laboratorioanalyysit .....	21
5	TUTKIMUSTEN TULOKSET.....	22
5.1	Yleistä.....	22
5.2	Vedenlaatu ennen ja jälkeen käsittelyn.....	22
5.3	Jatkotutkimuksien tulokset .....	25
5.4	Betonimurskeen laatu ennen ja jälkeen käsittelyn .....	28
6	TUTKIMUSTEN JOHTOPÄÄTÖKSET JA EPÄVARMUUSTARKASTELU.....	30
6.1	Johtopäätökset .....	30
6.2	Epävarmuustarkastelu .....	32
7	YHTEENVETO.....	36
	LÄHTEET .....	38
	LIITE 1: LIUKOISTEN METALLIEN REDUKTIOT KAIVOSVEDESTÄ.....	41

## 1 JOHDANTO

Suomessa on hylätty tai suljettu kaivoksia aiemmin menetelmillä, jotka eivät vastaa nykyaikaisia ympäristö- ja turvallisuusvaatimuksia. Osa kaivoksista eivät ole enää toimineen yhtiön vastuulla tai yhtiötä ei ole olemassa. Puutteellisesti suljetut tai toiminnan lopettaneet kaivosalueet aiheuttavat maailmanlaajuisen ongelman. Suurimmat haasteet näillä kaivosalueilla liittyvät kaivannaisjätealueilla muodostuvien valumavesien aiheuttamaan ympäristökuormitukseen sekä rikastushiekka-altaiden patorakenteiden vakauteen. Haitta-vaikutukset ekosysteemien ohella voivat kohdentua myös alueella liikkuvien ihmisten ja paikallisten asukkaiden terveyteen. Erityisesti metallimalmikaivoksilla voi alueellinen ympäristökuormitus jatkua vuosikymmenistä vuosisatoihin. (Tornivaara ym. 2020, 9.)

EU:n kaivannaisjätedirektiivi 2006/21/EY (Direktiivi 2006/21/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi kaivannaisteollisuuden jätehuollosta ja direktiivin 2004/35/EY muuttamisesta) edellytti jäsenvaltiot laatimaan julkisen luettelon käytöstä poistetuista ja hylätyistä kaivannaisjätealueista, jotka aiheuttavat tai voivat aiheuttaa haittaa ympäristölle tai ihmisten terveydelle.

Direktiivin edellyttämä luettelo julkaistiin vuonna 2012, joka perustui suljettujen ja hylättyjen kaivoksien kaivannaisjätteiden kartoitus (KAJAK-I) hankkeeseen, jossa esitettiin 30 kaivoksen kaivannaisjätealueelle jatkotoimenpidetarpeet. KAJAK-II jatkohankkeessa kaivannaisjätealueiden jatkotoimenpidetarpeita selvitettiin tarkemmin. Vuoden 2020 tammikuussa päivitetty luettelo sisältää 31 kaivosaluetta, joilla on 42 kaivannaisjätealuetta. (Ympäristöministeriö 2020.)

Pirkanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY-keskus) käynnistää suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kohdekohtaiset selvitykset ja tarpeen mukaan kunnostukset vuoden 2020 aikana. Pirkanmaan ELY-keskus pyrkii käynnistämään pilottihankkeen, jossa toteutettaisiin jo varsinaista kunnostamista tai muuta riskienhallintaa. Hankkeeseen kuuluu 19 kohdetta, joista yksi on Särkiniemen kaivos Leppävirralla. Pirkanmaan ELY-keskus koordinoi hanketta, mutta alueellinen ELY-keskus toimii valvovana viranomaisena. (Pirkanmaan ELY-keskus 2020.)

Pohjois-Savon ELY-keskuksen toimeksiannosta Envineer Oy on mukana kaivoksen jälkihoito- ja sulkemissuunnitelman laadinnassa. Tämä opinnäytetyö on tehty Envineer Oy:n toimeksiannosta ja liittyy Särkiniemen kaivoksen jälkihoito- ja sulkemissuunnitelmaan liittyvään selvitykseen. Opinnäytetyö on jatkoa Jere Leskisen vuonna 2020 tekemälle opinnäytetyölle ”Särkiniemen vanhan kaivosalueen avolouhoksen vedenlaatu ja vesienkäsittelyn testaus teollisuuden sivutuotteilla”.

Opinnäytetyön tavoitteena on selvittää betonimurskeen soveltuvuutta happamien ja metallipitoisten kaivosvesien käsittelyssä sekä saada tutkimustietoa betonimurskeen alkalointi ja nikkelin poisto kyvystä, testaamalla betonimursketta Särkiniemen avolouhoksen vesien käsittelyssä jatkuvatoimisesti. Tavoitteena on myös selvittää betonimurskeen sijoituskelpoisuutta vesien käsittelyn jälkeen. Opinnäytetyön lähtökohtana on ollut mahdollinen rikkipitoisten sivukivien sijoittaminen Särkiniemen kaivoksen avolouhokseen sekä mahdollinen ylivuotovesien käsittelyn tarve.

## 2 BETONIMURSKKE JA VEDEN KÄSITTELY

### 2.1 Betonimurskeen veden käsittelyyn vaikuttavat ominaisuudet

Valtioneuvoston asetuksessa eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa (VNA 843/2017) betonimurske määritellään jätteeksi, joka on valmistettu puretuista betonirakenteista tai uudisrakentamisen tai betoniteollisuuden betonijätteistä murskaamalla. Valtioneuvoston asetuksen mukaan betonimurskeen käyttö on sallittu väylä- ja kenttärakenteissa sekä teollisuuden- ja varastorakennusten pohjarakenteissa. Murskatun betonin suurin käyttökohde on maanrakentamisessa (Betoniteollisuus ry julkaisuaika tuntematon a).

Betoni valmistetaan sementistä, kiviaineksesta, lisä- ja seosaineista, vedestä ja kuiduista. Näistä pääraaka-aineet ovat sementti, vesi ja kiviaines. (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 24; Betoniteollisuus ry julkaisuaika tuntematon b.) Portlandsementti on yleisin sementti betonin valmistuksessa. Portlandsementin tärkein osa-aine on portlandklinkkeri ja sen tärkein pääraaka-aine on kalkkikivi eli kalsiumkarbonaatti ( $\text{CaCO}_3$ ). Portlandsementillä on ominaisuus reagoida veden kanssa ja liittyy betonin kiviaines yhtenäiseksi betoniksi. (Kettunen 2018, 4.) Tyypillisen klinkkerin kemiallinen koostumus on esitetty taulukossa 1.

TAULUKKO 1. Normaalin klinkkerin kemiallinen koostumus (muokattu taulukosta Suomen betoniyhdistys ry 2018, 26)

Yhdiste	%-osuus
CaO	64
SiO <sub>2</sub>	21
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,1
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,8
MgO	3,5
K <sub>2</sub> O + Na <sub>2</sub> O	1,6
+ pieni määrä muita	

Betonin valmistukseen käytettävien sementtien tulee täyttää standardin SFS-EN 197-1 mukaiset vaatimukset. Standardissa on esitetty 27 erityyppistä sementtiä, mutta vain osa soveltuu suomalaisiin olosuhteisiin. Sementtejä on standardin mukaan viittä eri päälajia, jotka ovat

- CEM I Portlandsementti,
- CEM II Portlandseossementti,
- CEM III Masuunikuonaselementti,
- CEM IV Pozzolaaniselementti,
- ja CEM V Seossementti (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 29.)

Seosaineita voi olla erilaisia, kuten lentotuhka tai poltettu liuske, jotka saavat aikaan eri ominaisuuksia betoniin (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 24). Sementin eri pääajit jaotellaan edelleen seosainemukaan alalajeiksi. Suomessa sallituissa sementtilajeissa portlandklinkkerin määrä sementin koostumuksessa vaihtelee 20 - 100 % välillä. Portlandsementissä (CEM I) portlandklinkkerin määrä on suurin (95 - 100 %). (Suomen Betoniyhdistys ry 2018, 29 - 30.)

Betonin luontainen huokosveden pH-arvo on emäksinen (13 - 14), johtuen pääasiassa sementin valmistuksessa syntyneestä kalsiumhydroksidista (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 108). Sementin pääraaka-aineet lämmitetään, jolloin pääraaka-aineesta kalsiumkarbonaatista muodostuu kalsiumoksidia ja hiilidioksidia (reaktio 1) (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 25).

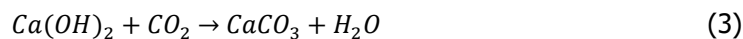


Muodostunut kalsiumoksidi on herkkä reagoimaan veden kanssa, jolloin siitä muodostuu kalsiumhydroksidia (reaktio 2) (Kilpinen 2016, 10).



Kalsiumhydroksidi on vahvasti emäksinen yhdiste, joka pääasiassa vaikuttaa betonin pH-arvoon nostamalla sitä (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 108).

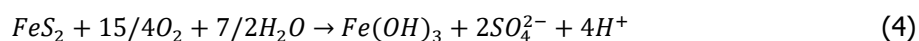
Betonissa oleva kalsiumhydroksidi palautuu ilman hiilidioksidin ja veden vaikutuksesta takaisin kalsiumkarbonaatiksi (reaktio 3). Tätä vaihetta kutsutaan karbonaatioksi. (Kilpinen 2016, 11.)



Karbonisoituneen betonin pH-arvo laskee likimain 8,5:een. Karbonisoitumisen nopeus riippuu betonin laatuominaisuuksista, joista tärkeimmät ovat betonin tiiveys ja kalsiumhydroksidi pitoisuus. Hiilidioksidi vaikuttaa vain betonin ilmatäytteisissä huokosissa. Veden täyttäessä huokosverkoston hiilidioksidin tunkeutuminen vähenee betoniin. Näin ollen sateelta suojattu betoni karbonisoituu nopeammin kuin sateelta suojaamaton betoni. Karbonisoituminen vaatii kuitenkin vähäistä kosteutta. Karbonisoituminen etenee nopeimmin ilman suhteellisen kosteuden ollessa noin 50 - 60 %. (Suomen betoniyhdistys 2018, 111 - 112.)

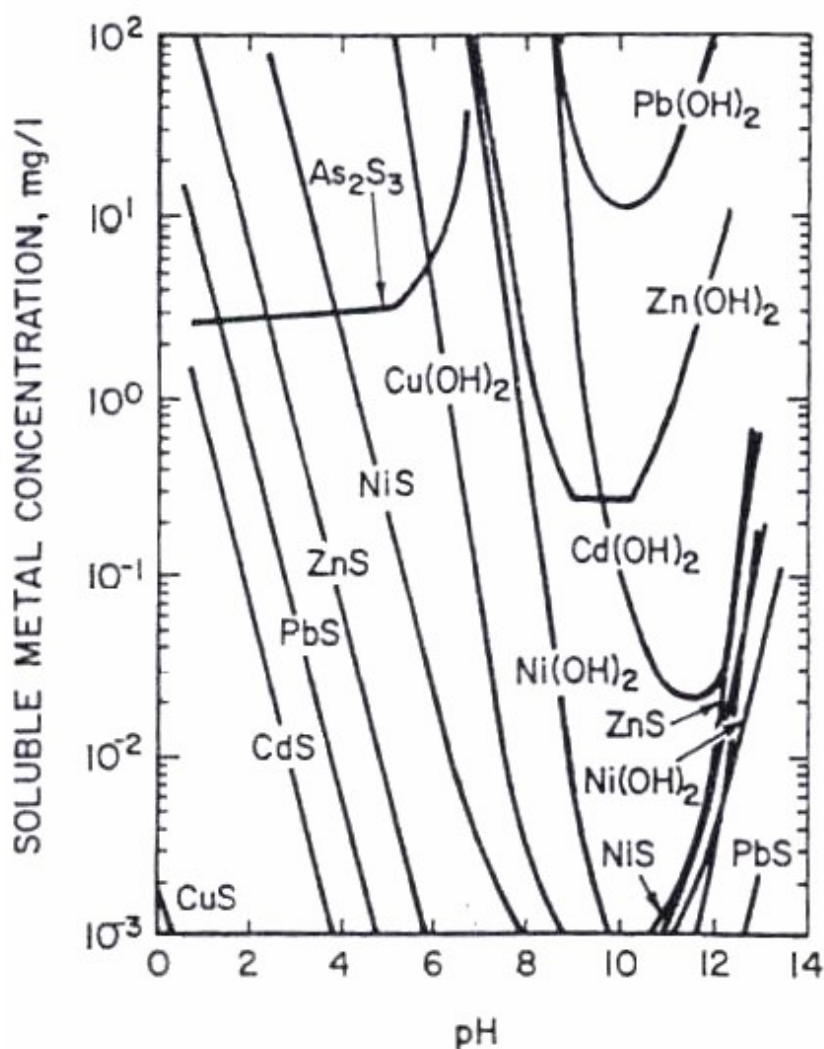
## 2.2 Happamien kaivosvesien käsittely betonimurskeella

Tiettyjen metallimineraalien, kuten nikkelin, kaivaminen on liitetty happamien valumavesien muodostumiseen. Happamia valumavesiä muodostuu, kun sulfidia sisältävä mineraali altistetaan hapelle tai kemialliselle hapettimelle sekä vedelle tai ilmakehän kosteudelle. Rautasulfidit ovat yleisimpiä happamia valumavesiä muodostavia sulfidimineraaleja, mutta myös muut sulfidia sisältävät metallit voivat aiheuttaa happamia valumavesiä. Hapon muodostukseen vaikuttaa sulfidimineraalin koostumus ja hapetusolosuhteet, joten sulfidimineraaleilla on omat reaktiot, stoikiometrit ja suhteet hapon muodostuksessa. Hapon muodostusta voidaan kuvata pyriitin (FeS<sub>2</sub>) hapettumisen yksinkertaisesti yhdistelmäreaktiolla (reaktio 4). Osareaktioissa pyriitti hapettuu ferroioniksi, joka hapettuu hapellisissa olosuhteissa ferriitiksi. Happamissa olosuhteissa (pH 2,5 - 3,5) ferriitti saostuu rautahydroksina. (Akcil & Koldas 2006, 1139 - 1140.)



Happi ja vesi aiheuttavat sulfidimineraalien hapettumisen sekä happamien, metalleja, puolimetalleja ja sulfaattia sisältävien vesien muodostumisen. pH:n lasku liuottaa edelleen metalleja (kuva 1) myös muista kiviaineksen sisältämistä mineraaleista. Sulfidimineraalit voivat altistua rapautumiselle. Altistumista voi tapahtua louhosten seinämissä, rikasteen varastokasoissa rikastusprosessissa, rikastushiekka-alueilla, sivukivikasoissa sekä alueilla, joihin on levinnyt sulfidipitoista pölyä. (Eloranta, Pietilä, Räisänen, Tornivaara, Törmänen & Väisänen 2014, 4.)

Kaivosalueen ominaisuuksista riippuen, happamat kaivosvedet voivat sisältää vaihtelevia pitoisuuksia eri metalleja. Tyypillisimmät metallit kaivosvesissä ovat rauta, alumiini, arseeni, barium, kadmium, kupari, mangaani, molybdeeni, nikkeli, lyijy, seleeni ja sinkki. (Vestola & Mroueh 2008, 13.) Kuvassa 1 on esitetty eri metallisulfidien ja -oksidien liukoisuuden riippuvuus pH-arvosta.



KUVA 1. Metallisulfidien ja -oksidien liukoisuuden riippuvuus pH-arvosta (Peters & Ku 1985, 10)

Kuvasta voidaan päätellä, että pH-arvon kasvaessa useimpien metallien liukoisuus pienenee ja emäksissä olosuhteissa liukoisuus alkaa kasvaa.



Happamien valumavesien käsittelyyn on yleisesti käytössä kaksi eri vaihtoehtoa, aktiivinen ja passiivinen. Aktiiviset vaihtoehdot pitävät sisällään emäksisten kemikaalien käytön metallien saostamiseen, adsorption, ioninvaihdon sekä kalvoteknologian. Passiivisia vaihtoehtoja ovat biologinen käsittely kosteikkojen avulla, kalkkikiviojitukset, sulfaatin poistoon tarkoitetut bioreaktorit sekä reaktiiviset seinämät. Passiiviset käsittelyvaihtoehdot ovat sopivampia suljetuille kaivoksille, koska niillä on alhaiset käyttö- ja huoltokustannukset. (Kefeni, Msagati & Mamba 2017, 479.)

Suosituimmat happamien valumavesien käsittelyyn yleensä käytössä olevat teollisuuskemikaalit ovat kalsiumkarbonaatti ( $\text{CaCO}_3$ ), kalsiumhydroksidi ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), natriumkarbonaatti ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), natriumhydroksidi ( $\text{NaOH}$ ), ammonium hydroksidi ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ), magnesium hydroksidi ( $\text{Mg(OH)}_2$ ) ja kalsiumoksidi ( $\text{CaO}$ ). Edellä mainitut kemikaalit ovat kaupallisesti valmistettu ja kustannuksiltaan ne ovat kalliita. Kustannusten pienentämiseksi tutkijat ovat alkaneet etsimään halvempia vaihtoehtoja happamien valumavesien käsittelyyn muun muassa teollisuuden sivutuotteista. (Kefeni, Msagati & Mamba 2017, 480.)

Mahedi, Dayioglu, Cetin & Jones (2020) ovat tutkineet happamien valumavesien käsittelyä betonimurskeella ja todenneet betonimurskeen olevan tehokas vaihtoehto perinteisille käsittelymenetelmille. Tutkimuksessa todetaan, että tutkittujen metallien (Mg, Fe, Cr, Cu, Mn, Zn) pitoisuudet käsitellyssä valumavedessä ovat riippuvaisia käsitellyn valumaveden pH-arvosta. Metallien pitoisuudet vedessä laskivat pH-arvon noustessa. Tutkimuksessa testatuissa betonimurskeissa, kalsiumoksidin ( $\text{CaO}$ ) suurempi pitoisuus aiheutti suuremman pH-arvon nousun ja pienet partikkelit olivat tehokkaimpia neutralisoimaan happaman valumaveden. Tutkimuksessa arvellaan kalsiumoksidin olevan pääosin vastuussa betonimurskeen neutralointikyvystä.

Regmi, Indratana, Nghiem & Golab (2011) ovat tutkineet happaman pohjaveden käsittelyä betonimurskeella. Tutkimuksessa todetaan betonimurskeen pystyvän pitämään liki neutraalia pH-arvoa pidempiä aikoja sekä poistamaan lähes kaiken raudan ja alumiinin happamasta vedestä. Tutkimuksen mukaan kalsiumhydroksidi ja kalsiumkarbonaatti aiheuttavat käsitellyn veden emäksisyyden sekä käsitellyn veden potentiaalin ylläpitää neutraalia pH-arvoa. Tutkimuksessa todetaan betonimurskeella olevan pH:n puskurointikykyä.

Chen, Bradshaw, Benson & Tinjum (2012) ovat tutkineet pH-arvon vaikutusta metallien huuhtoutumiseen betonimurskeesta. Tutkimuksessa havaittiin pienempien partikkeleiden olevan tehokkaampia neutralisoimaan happoa kuin karkeampien partikkeleiden.

Mahedi & Jones (2020) ovat tutkineet karbonaation vaikutusta metallien huuhtoutumiseen betonimurskeessa. Tutkimuksessa todetaan karbonaattien ja bikarbonaattien vaikuttavan ikääntyneen betonimurskeen emäksisyyteen sekä kalsiumoksidien ja -hydroksidien vaikuttavan tuoreen betonimurskeen emäksisyyteen. Tutkimuksessa todettiin happaman veden rapauttavan betonimursketta, jolloin karbonaatit ja bikarbonaatit nostavat käsitellyn veden puskurointikykyä. Betonimurskeen karbonaatioasteen laskiessa kalsiumhydroksidi pystyy neutralisoimaan protoneita happamasta vedestä.

Happoliuokset muuttavat sementissä olevat kalsiumyhdisteet kyseisten happojen kalsiumsuoloiksi, jotka voivat poistua betonista liukenemalla. Vahvat epäorgaanisten happojen liuokset, kuten rikkihappo, syövyttävät kaikkia sementtikivessä olevia yhdisteitä. Heikot happojen liuokset syövyttävät

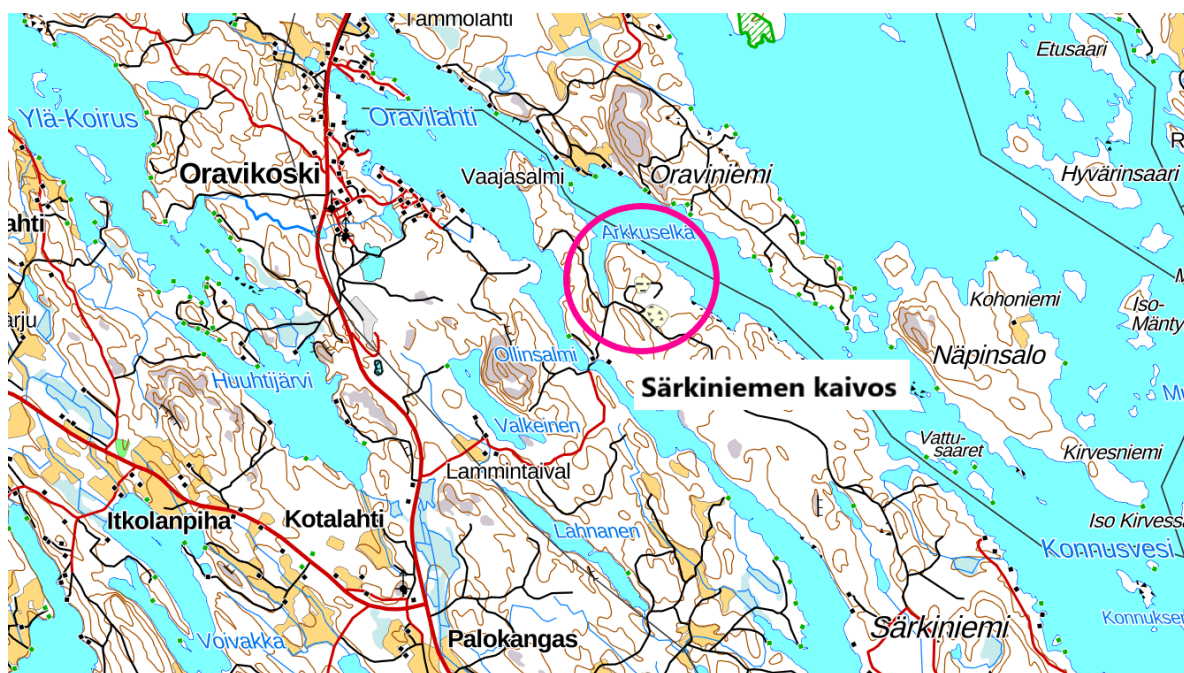
vain pääasiassa kalsiumhydroksidia. Liuos on sitä happamampaa mitä alhaisempi on sen pH. Betonin vaurioitumisnopeus riippuu hapon vahvuudesta, määrästä, virtaavasta liuoksesta sekä muodostuvien suolojen liukoisuudesta. Betonin pintaan voi joidenkin happojen vaikutuksesta muodostua vaikealiukoinen saostumakerros. (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 132.) Regmi ym. (2011) huomasivat tutkimuksessaan alumiinin ja raudan saostuvan betonimurskeen pinnalle ja heikentävän huomattavasti betonimurskeen neutralointikapasiteettia, mutta suurempien betonimurske palojen avulla saivat vähennettyä saostuman aiheuttamaa tukkeutumista.

Sulfaatti-ionit ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) reagoivat sementin sisällä olevan kalsiumhydroksidin sekä trikalsiumaluminaatin ( $3 \text{ CaO} \times \text{Al}_2\text{O}_3$ ) ja sen hydrataatit tuotteiden kanssa. Kemiallisessa reaktiossa sulfaattit reagoivat ensin sementtikiven kalsiumhydroksidin kanssa muodostaen kipsiä, jonka jälkeen sulfaatti-ionit ja kipsi reagoivat edelleen kalsiumaluminaattihydraattien kanssa. (Suomen betoniyhdistys ry 2018, 133.) Jones & Cetin (2017) ovat tutkineet jättemateriaalien soveltuvuutta happamien valumavesien käsittelyyn. Tutkimuksessa todettiin betonimurskeen poistavan sulfaattia vedestä tehokkaasti ja nostavan pH-arvoa. Tutkimuksessa todettiin betonimurskeen poistavan hyvin happamista valumavesistä metalleja (Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Zn). Regmi ym. (2011) eivät saaneet samansuuntaisia tuloksia sulfaatin reduktiosta omassa tutkimuksessaan.

### 3 SÄRKINIEMEN KAIVOKSEN TUTKIMUKSET

#### 3.1 Särkiniemen kaivos

Särkiniemen entinen kaivos sijaitsee Leppävirran kunnassa Oravikoskella. Särkiniemen kaivos sijaitsee kapealla maakannaksella Ollinsalmen ja Arkkuselän välissä (kuva 2). Särkiniemen kaivoksesta louhittiin nikkeli- ja kuparimalmia avolouhoksesta ja maanalaisesta kaivoksesta noin 65 000 tonnia. Kokonaislouhinta oli noin 100 000 tonnia, sisältäen malmin ja sivukiven louhinnan. Sivukiveä syntyi noin 38 000 tonnia, josta 25 000 tonnia sijoitettiin avolouhoksen täyttöön. Osa sivukivestä on murskattu ja käytetty alueen ulkopuolella maanrakennuksen tarpeisiin, kuten tienpohjiin. Kaivostoiminta alkoi vuonna 2007, mutta nikkelihinnan romahdettua loppuvuodesta 2008 toiminta keskeytettiin kannattamattomana. Finn Nickel Oy ajautui konkurssiin vuonna 2009. Konkurssin jälkeen Vulcan Kotalahti Oy osti itselleen kaivospiirin oikeudet. Vulcan Kotalahti Oy ajautui konkurssiin vuonna 2015. Toimintaa Särkiniemen kaivoksella ei ole lopetettu missään vaiheessa, vaan se on ollut keskeytettyä. (Tornivaara, Räisänen, Kovalainen & Kauppi 2018, 121 - 123.)



KUVA 2. Särkiniemen kaivoksen sijainti (Maanmittauslaitos)

Toiminnan keskeydyttyä kaivoksella jäljelle jäänyt sivukivikasa maisemoitiin ja rikkipitoinen kiviaines sijoitettiin avolouhoksen pohjalle. Avolouhoksen täytyttyä vedellä rikkipitoinen kiviaines jäi vedenpinnan alapuolelle. Avolouhoksen vedenlaadun tarkkailussa on havaittu ylivuotovesien ja sivukivialueen suotovesien aiheuttavan vesistökuormitusta, kuten metallipitoista ja hapanta vettä. Avolouhoksen ylivuodon jälkiä havaittiin kesällä 2013. (Tornivaara ym. 2018, 121.) Kuvassa 3 on esitetty kaivoksen toimintojen sijainteja.



KUVA 3. Särkiniemen kaivoksen toimintojen sijainteja (Maanmittauslaitos)

Särkiniemen kaivokselle on myönnetty useita ympäristölupia vuodesta 2005 alkaen. Viimeisin ympäristölupa on annettu vuonna 2016. Kyseinen ympäristölupa (ISAVI/1594/2015) koskee Särkiniemen kaivoksen ympäristöluvan lupamääräysten tarkistamista ja kaivoksen toiminnan lopettamista koskevien määräysten antamista. Vulcan Kotalahti Oy:n konkurssin takia kaivosalueen kunnostustarvearviointi on siirtynyt Pohjois-Savon ELY-keskuksen vastuulle. Pohjois-Savon ELY-keskus on teettänyt ulkopuolisen ja riippumattoman selvityksen Särkiniemen kaivoksen jälkihoitotoimenpiteistä. Kustannusarvion mukaan kokonaiskustannukset ovat noin miljoona euroa. Pohjois-Savon ELY-keskuksella on käytettävissä jälkihoitotoimenpiteisiin noin 120 000 euron vakuudet, jotka eivät kata kaivoksen sulkemistoimenpiteistä aiheutuvia kustannuksia. (Tornivaara ym. 2018, 123 - 124.)

Voimassa olevassa ympäristöluvan (ISAVI/1594/2015) lupamääräyksen mukaan vesi on käsiteltävä kunnostustoimien aikana siten, että vesistöön johdettavan veden pH on välillä 6 - 9,5 ja nikkeli- pitoisuus on alle 0,5 mg/l (Itä-Suomen aluehallintovirasto 2016, 44).

### 3.2 Aiemmat tutkimukset

Särkiniemen kaivoksella on tehty useita selvityksiä ympäristökuormituksesta sekä vedenlaadun seuranta tutkimuksia. Tuoreimmat tutkimukset kaivoksen vedenlaadusta ja ympäristökuormituksesta on tehty vuonna 2019. Tässä kappaleessa esitetään tähän työhön liittyvät merkittävimmät tulokset vuodelta 2019. Tarkemmat selvitykset kaivoksen ympäristökuormituksesta ja vedenlaadusta on esitetty Jere Leskisen (2020) opinnäytetyössä ”Särkiniemen vanhan kaivosalueen avolouhoksen vedenlaatu ja vesienkäsittelyn testaus teollisuuden sivutuotteilla”.

Vuoden 2019 tutkimuksissa havaittiin avolouhoksen veden pintakerroksessa olevan hyvin hapanta (pH noin 3). Tämä johtuu sulfidien hapettumisesta happipitoisessa vedessä. (Kolehmainen, Leskinen, Viitasalo & Karjalainen 2019, 15.) Samanlainen havainto tehtiin vuonna 2016 Geologisen tutkimuskeskuksen mittauksissa (Tornivaara ym. 2018, 123). Pohjan lähellä vesi on lähempänä neutraalia johtuen vähähappisesta vedestä. Suurimmat metallipitoisuudet esiintyvät avolouhoksen pintavedessä ja ovat suoraan yhteydessä happipitoisuuteen ja veden happamuuteen. Ensimmäinen muutos pH-arvossa (pH noin 4) tapahtuu 10 - 13 metrin syvyydessä avolouhoksessa, joka johtunee happamoittavien prosessien hiipumisesta hapetusasteen laskiessa. Selvä muutos pH-arvossa (pH noin 6 - 7) tapahtuu noin 15 metrin syvyydessä ja johtuu pelkistävästä olosuhteista pysyvästi suolakerrostuudesta vesimassasta. (Kolehmainen, Leskinen, Viitasalo & Karjalainen 2019, 15.)

Kaivoksen merkittävimmät ympäristön kuormittajat ovat kaivosalueella varastossa olevat murskeakat sekä sivukivialue. Jälkihoitotoimenpiteeksi on suunniteltu alueelle varastoidun sivukivimurskeen ja murskevarastokentällä sekä avolouhoksen ympärillä olevan vastaavan kiviaineksen sijoittaminen avolouhokseen vedenpinnan alapuolelle hapettomiin olosuhteisiin. Hapettomissa olosuhteissa kiviaineksen rapautuminen ei etene ja haitta-aineiden liukoisuudet pysyvät alhaisina. Sivukivialueen vedet ohjataan uusilla ojalinjoilla tai pengerryksillä avolouhokseen, josta vedet, tarvittaessa käsiteltyinä, puretaan hallitusti kohti Arkkuselkää. Toimenpiteillä arvioidaan olevan olennaisesti merkitystä kaivosalueen ympäristökuormitukseen. (Kolehmainen, Leskinen, Viitasalo & Karjalainen 2019, 20.)

### 3.3 Kaivoksen veden käsittely betonimurskeella

Leskisen (2020) opinnäytetyössä tutkittiin betonimurskeen ja lentotuhkan soveltuvuutta Särkiniemen happaman ja metallipitoisen veden käsittelyyn. Testausten perusteella lentotuhka ei soveltunut jatkuvatoimiseen vesien käsittelyyn. Lentotuhka liettyi eikä päästänyt käsiteltävää vettä enää lävitse, mutta kuitenkin sillä oli kykyä vähentää vedestä liuenneita raskasmetalleja ja nostaa veden pH-arvoa. Testauksessa havaittiin, että betonimurske soveltui vettä läpäisevänä materiaalina hyvin happaman kaivosveden käsittelyyn. Betonimurskekäsittely nosti veden pH-arvoa emäksiseksi ja se saosti vedestä tehokkaasti liukoisia raskasmetalleja sekä sulfaattia.

Opinnäytetyössä (Leskinen 2020, 61) todetaan, että betonimurskeen neutralointikapasiteettia ei saatu selville, koska betonimursketta oli ylimäärin verrattuna käsiteltävän veden määrään.

Betonimurskeella on todettu olevan kyky nostaa pH-arvoa ja poistaa liuenneita metalleja sekä sulfaattia, joten tämän työn tutkimukset keskittyivät betonimurskeen kapasiteetin selvittämiseen.

## 4 VEDEN KÄSITTELYN TUTKIMINEN BETONIMURSKHEELLA

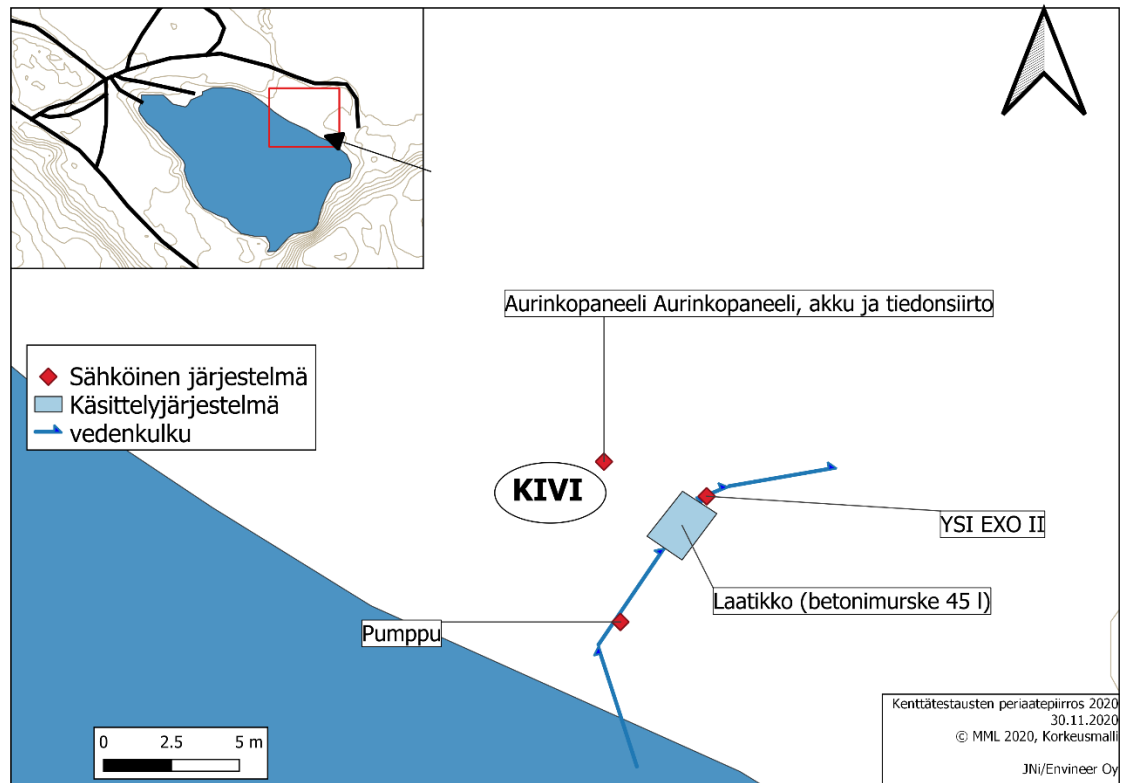
### 4.1 Tutkimusjärjestelyt kesällä 2020

Tutkimukset suoritettiin Särkiniemen avolouhoksen vieressä. Tavoitteena oli saavuttaa jatkuvatoimisella pumppauksella mahdollisimman suuri läpäisevä vesimäärä suhteessa betonimurskeen määrään, seuraten samalla murskeen läpi johdetun vedenlaadun muutosta. Näin pyrittiin selvittämään, kuinka kauan betonimurske kykenee nostamaan sen läpi johdetun avolouhosveden pH:ta sekä pidättämään avolouhosveden nikkeliä.

Vettä pumpattiin noin neljän viikon ajan betonimurskeen läpi 2.7. - 3.8.2020 välisenä aikana yleis- mallisella polttoainepumpulla. Tutkimuksia skaalattiin noin kuuteen prosenttiin betonimurskeen määrän (750 l -> 45 l) ja käsiteltävän veden virtaaman (0,17 l/s -> 0,011 l/s) suhteen verrattuna syksyn 2019 tutkimuksiin. Betonimursketta käytettiin testaukseen noin 45 litraa. Betonimurskeena käytettiin samaa betonimursketta, kuin vuoden 2019 testauksessa, joka oli Lassila & Tikanojan Oyj:n Riikinne- van jätelaitokselta hankittua (Leskinen 2020, 47).

Yleismallisia polttoainepumppuja vaihdettiin tarvittaessa niiden mennessä epäkuntoon. Pumppuja vaihdettiin testauksen aikana kolme kertaa. Virta pumpulle tuotettiin aurinkosähköjärjestelmällä. Vesi johdettiin, oikovirtauksien ehkäisemiseksi, astian päällä olleen metalliverkon kautta painovoi- maisesti betonimurskeen läpi ja johdettiin laatikon alareunasta mitta-astian kautta ojaan. Virtaamaa arvioitiin volymetrisillä mittauksilla viikoittain. Testauspaikka valittiin siten, että pumpun nostokor- keus olisi mahdollisimman pieni. Virtaamaa pyrittiin mittaamaan virtaamamittarilla, joka oli asetet- tuna pumpun jälkeiseen letkuun. Virtaama ei kuitenkaan ollut riittävä, jotta mittari olisi toiminut. Asennettu virtaamamittari on kuvassa 7.

Vedenlaatua seurattiin mitta-astian asennetulla jatkuvatoimisella YSI EXO II -mittarilla sekä kohde- käyntien yhteydessä YSI DSS Professional -kenttämittarilla. Jatkuvatoimisen vedenlaadun mittarin avulla seurattiin käsitellyn veden laatua etäyhteyden avulla. Kuvassa 4 on esitetty vesienkäsittelylait- teiston periaatepiirros ja valokuvassa 5 sijainti avolouhoksella. Kuvassa 6 on valokuva toteutetuista kenttätestausjärjestelmistä.



KUVA 4. Toteutunut kenttätestausjärjestelmä (muokattu Maanmittauslaitoksen rajapintapalvelun pohjalta)



KUVA 5. Kenttätestausjärjestelmän sijainti (Kolehmainen, 2019)



KUVA 6. Toteutunut testausjärjestelmä (Nissinen, 2020)

## 4.2 Tutkimuslaitteisto

### 4.2.1 Aurinkopaneeli ja akku

Särkiniemen kaivokselta on purettu kaikki kiinteät rakenteet toiminnan keskeydyttyä alueella. Tutkimuksissa alueelta ei ollut mahdollisuutta saada sähköä kustannustehokkaasti. Sähkö päätettiin tuottaa aurinkopaneelilla, koska sillä on jatkokäyttömahdollisuuksia muissa ympäristömittauksissa.

Aurinkopaneelijärjestelmä tilattiin Akku-Teho Marine Oy:ltä pakettina, johon kuului aurinkopaneeli, lataussäädin, akku, asennusteline, asennusputki sekä tarvittavat liittimet. Aurinkopaneeli ja akku mitoitettiin siten että virrantuotto pumpulle riittää vuorokauden ympäri. Pumppu valittiin aurinkopaneelin ja akun kapasiteettien perusteella. Aurinkopaneelina toimi 270 W monikidepaneeli ja akkuna 220 Ah lyijyakku. Akku syötti virtaa pumpulle ja aurinkopaneeli latsi akkua päivällä. Lataussäädin ohjasi virran kulkua paneelin, akun ja pumpun välillä.

Aurinkopaneeli suunnattiin likimäärin etelän suuntaan ja asetettiin n. 45 asteen kallistuskulmaan, jotta sähköntuotto akulle olisi optimaalisinta. Suuntaaminen ja kulman valinta tehtiin EU:n PVGIS (Photovoltaic geographical information system) -työkalun avulla. Työkalulla pystyy määrittämään paikan perusteella, mikä on optimaalinen kulma ja suuntaus, jotta sähköntuotto olisi mahdollisimman tehokasta. Työkalulla saadut arvot Särkiniemeen aurinkopaneelin kallistuskulmaksi olivat 46 astetta ja atsimuutti etelästä katsottuna -7 astetta. Atsimuutti kertoo asteissa poikkeavuuden etelän suunnasta siten, että miinusmerkkiset arvot osoittavat itään ja plusmerkkiset arvot länteen. (EU Science Hub 2020.) Suurin vuosituotto saadaan aikaan suuntaamalla paneeli etelään eivätkä kohdulliset poikkeamat (+/- 15 astetta) vähennä vuosituottoa merkittävästi. Aurinkopaneeli tehokkain



kallistuskulma on noin 35 - 45 astetta. Varjostukset aiheuttavat sähköntuotannon vähenemisen (Motiva 2020.) Varjostuksien takia ennen aurinkopaneelin asentamista testauspaikalta raivattiin puita, jotta alueelle ei jäisi merkittäviä varjostuksen aiheuttajia. Kuvassa 6 näkyy aurinkopaneeli ja sen suuntaus.

#### 4.2.2 Veden pumppaus

Vettä pumpattiin avolouhoksesta yleismallisella polttoainepumpulla betonimurskeen päälle. Pumpun valinnassa määräävä tekijä oli virrankulutus, koska muuten akun ja aurinkopaneelin kapasiteetit eivät olisi riittäneet tuottamaan sähköä pumpulle. Pumppua testattiin etukäteen ennen maastoon menoa. Käytössä ollut pumppu kulutti virtaa noin 1,5 A. Pumppu oli imutoiminen mäntäpumppu, jonka esitteen mukainen tuotto oli 65 l/h eli 1,08 l/min. Testauspaikalla pumppu asennettiin puutolppaan kiinni noin 1 - 1,5 metriä vedenpinnan yläpuolelle. Kuvassa 7 on esitetty pumppu toiminnassa.



KUVA 7. Pumppu toiminnassa (Nissinen 2020)

Vedenottopiste asetettiin pintaveteen noin 10 cm syvyyteen ja vedenottoletkun pää sidottiin puukeppiin kiinni. Kuvassa 8 on esitetty vedenottopiste avolouhoksen pintavedessä.



KUVA 8. Vedenottopiste avolouhoksen pintavedestä (Nissinen 2020)

#### 4.2.3 Mittalaitteisto ja tiedonsiirto

Vedenlaadun mittaukseen käytettiin YSI EXO II vedenlaadun jatkuvatoimista mittaria sekä YSI DSS Professional käsikäyttöistä vedenlaadun mittaria. Betonimurskeen läpi painovoimaisesti suotautuneen veden laatua mitattiin YSI EXO II -mittarilla jatkuvatoimisesti ja tieto tallennettiin OMC-045III GPRS -dataloggerille. Tieto siirrettiin GSM-yhteyden avulla Observatorin pilvipalvelimelle, josta tietoa pystyttiin seuraamaan internet-sivuston kautta. Dataloggeri ohjasi mittausanturin mittaustaaajuutta, tallensi tiedon ja lähetti tiedon pilvipalvelimelle. YSI DSS Professional -mittarilla tehtiin näytteenottojen yhteydessä vedenlaadun seuranta avolouhoksen vedestä sekä käsitellystä vedestä. Tärkeimpiä seurattavia muuttujia molemmissa mittauksissa olivat pH ja sähkönjohtavuus. Jatkuvatoimisella mittarilla pyrittiin saamaan tietoa pH-arvon muutoksesta käsittelyn aikana ja seuraamaan pumpun toimintaa etäyhteyden avulla. Kuvassa 9 on esitetty jatkuvatoiminen mittalaitteisto toiminnassa.



KUVA 9. YSI EXO II- mittari toiminnassa (Nissinen 2020)

Jatkuvatoiminen mittari asetettiin 10 litran sankoon, johon asetettiin muoviseinämä oikovirtauksien ehkäisemiseksi. Sankoon tehtiin reikiä, jotta vesi ei pääsisi tulvimaan reunojen yli vaan se purkautuisi hallitusti pois. Mittarilta tieto siirrettiin kaapelia pitkin dataloggerille (kuva 10), jossa tiedon tallentaminen ja tiedon lähettäminen tapahtui. Dataloggeri ja mittari saivat virtaa kahdesta 12 V/7Ah akusta. YSI EXO II -mittari ja dataloggeri tarvitsevat sovittimen, jolla mittausanturin tieto voidaan muuttaa muotoon, jota dataloggeri käsittelee. EXO DCP Signal Output Adapter 2.0 -sovitin muutti tiedon RS-232 standardiin, jotta dataloggeri pystyi käsittelemään mittausanturin tietoa. Sovitin ja mittausanturi tarvitsevat toimiakseen yhden 12 V akun ja dataloggeri yhden 12 V akun.

Tiedonsiirto tarvitsi SIM-kortin ja puhelinliittymän. Koska tieto liikkuu GPRS-yhteyden varassa liittymän tiedonsiirto nopeuden ei tarvinnut olla suuri. Dataloggeri ohjelmoitiin mittaamaan ja tallentamaan 15 minuutin välein vedenlaatua YSI EXO II- mittarilla. Tiedonsiirto tapahtui 6 h välein pilvipalveluun. Pilvipalvelu tilattiin Observatorin kautta.



KUVA 10. Dataloggeri (harmaa) toiminnassa. Kuvassa on myös DCP Signal Output Adapter (musta) sekä 12 V akku. (Nissinen 2020.)

#### 4.3 Jatkotutkimukset

Testausaineiston täydentämiseksi toteutettiin jatkuvatoimisen käsittelyn jälkeen vedenkäsittely pienessä mittakaavassa. Veden käsittelyä testattiin noin 0,5 litralla betonimursketta, mikä on 90 kertaa pienempi määrä, kuin jatkuvatoimisessa tutkimuksessa. Betonimurskeen läpi johdettiin vettä litra kerrallaan painovoimaisesti suotautumisnopeuden mukaan ja vedenlaatua havainnoitiin samanaikaisesti YSI DSS Professional -mittarilla. Vettä käsiteltiin 13 litraa, jonka jälkeen betonimursketta vähennettiin noin 2,5 dl:aan. Tämän jälkeen vettä käsiteltiin vielä viisi litraa, jolloin käsiteltävä vesimäärä yhteensä oli 18 litraa. Tutkimus suoritettiin yhden päivän aikana ja aikaa kului 4,5 tuntia. Tärkeimmät mitattavat suureet olivat pH ja sähkönjohtavuus. Pienen mittakaavan tutkimus on esitetty kuvassa 11.



KUVA 11. Pienen mittakaavan koejärjestelyt (Nissinen 2020)

#### 4.4 Laboratorioanalyysit

Jatkuvatoimisen mittauksen aikana vesinäytteitä kerättiin viikoittain kaivosvedestä sekä käsitellystä vedestä. Betonimurskeesta otettiin näyte ennen ja jälkeen vedenkäsittelyn. Vesinäytteitä otettiin testauksen aikana kaivosvedestä yhteensä neljä kappaletta ja käsitellystä vedestä yhteensä neljä kappaletta. Otetuista vesinäytteistä valittiin tarkoituksenmukaiset vesinäytteet lähetettäväksi akkreditoituun laboratorioon analysoitaviksi (ALS Finland Oy), yhteensä kuusi kappaletta. Avolouhoksen vedestä analysoitaviksi lähetettiin kaksi näytettä (alussa ja lopussa) sekä viikoittain otetut näytteet käsitellystä vedestä.

Pienen mittakaavan testauksen aikana otettiin talteen vesinäytteitä yhteensä kuusi kappaletta, käsitellyn vedenmäärän mukaan. Pienen mittakaavan kokeen vesinäytteistä (kolme kappaletta) tehtiin samat laboratorioanalyysit, kuin jatkuvatoimisen käsittelyn vesinäytteistä.

Vesinäytteistä analysoitiin liukoisten metallien pitoisuudet standardin SFS-EN ISO 17294-2 sekä sulfaatin pitoisuus standardin SFS-EN ISO 10304-1 mukaisesti. Betonimurskenäytteistä (ennen ja jälkeen käsittelyn otetuista) analysoitiin laboratoriossa kokonaismetallit standardin SFS-EN ISO 11885 mukaan. Käsittelyn jälkeisestä betonimurskeesta analysoitiin myös liukoiset metallit 2-vaiheisessa ravistelutestissä standardin SFS-EN 12457-3 mukaisesti.

## 5 TUTKIMUSTEN TULOKSET

### 5.1 Yleistä

Vesituloksista tarkasteltiin liukoisten metallien, erityisesti nikkelin, ja sulfaatin reduktioita avolouhoksen vedestä. Betonimurske näytteistä tarkasteltiin kokonaismetallien pitoisuutta sekä metallien liukoisuutta. Käsitelty viikoittainen vesimäärä arvioitiin volymetrinen mittausten perusteella. Pumpauksen alkaessa käsittelystä vedestä ei otettu epähuomiossa näytettä, joten käsittelyn aloituksen ajankohdalta puuttuu vesinäyte ja sitä vastaavat laboratoriotulokset.

### 5.2 Vedenlaatu ennen ja jälkeen käsittelyn

Taulukossa 2 on esitetty arvioidut vesimäärät, jotka on käsitelty betonimurskeella. Laskujen pohjana on käytetty viikkokohtaisia volymetrisiä mittauksia ja niiden keskiarvoa, jotta arvioitu vesimäärä edustaisi mahdollisimman hyvin todellista tilannetta. Huomioitavaa on, että pumppujen tuotoissa oli eroja. Kahdessa pumpussa virtaama oli 430/447 ml/min ja kahdella muulla 840/822 ml/min kolmen volymetrinen mittauksen keskiarvojen perusteella.

- Pumppu 1: 430 ml/min
- Pumppu 2: 447 ml/min
- Pumppu 3: 840 ml/min
- Pumppu 4: 822 ml/min

TAULUKKO 2. Laskemalla arvioidut käsitellyt vesimäärät tutkimuksen aikana

Päivämäärä	Käsitelty vesimäärä/viikko (l)	Kumulatiivinen vesimäärä (l)	Kumulatiivinen vesimäärä (m <sup>3</sup> )
2.7.2020	21	-	-
7.7.2020	4 423	4 443	4,4
14.7.2020	6 401	10 844	10,8
21.7.2020	8 379	19 223	19,2

Taulukossa 3 on esitetty kaivosveden laboratorioanalyysien tulokset ja keskiarvot kahdesta eri näytteestä. Taulukossa 4 on esitetty kenttämittaukset kaivosvedestä kahdesta eri näytteestä.

TAULUKKO 3. Kaivosveden laboratorioanalyysien tulokset

Määrittys	Yksikkö	2.7.2020	21.7.2020	Keskiarvo
sulfaatti	mg/L	<b>580</b>	<b>597</b>	<b>588,5</b>
Hg	µg/L	<0,0050	<0,0050	<0,0050
Cd	µg/L	0,362	0,322	0,342
Cr	µg/L	0,654	0,571	0,6125
Ni	µg/L	<b>4060</b>	<b>4180</b>	<b>4120</b>
Pb	µg/L	0,946	0,854	0,9
Sb	µg/L	0,071	<0,050	0,071
As	µg/L	<1,00	<1,00	<1,0
Se	µg/L	<1,00	<1,00	<1,0
Al	µg/L	6180	6210	6195
Ba	µg/L	20,4	19,5	19,95
Be	µg/L	1,98	2,81	2,395
B	µg/L	17	18	17,5
Ca	µg/L	89100	81800	85450
Co	µg/L	165	163	164
Cu	µg/L	88,4	81	84,7
Fe	µg/L	1770	1420	1595
Li	µg/L	45,8	38,7	42,25
Mg	µg/L	73100	72800	72950
Mn	µg/L	3270	3230	3250
Mo	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0
P	µg/L	<50,0	<50,0	<1,0
K	µg/L	18300	17700	18000
Ag	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0
Na	µg/L	7500	6540	7020
Tl	µg/L	<0,50	<0,50	<0,5
Sn	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0
Ti	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0
U	µg/L	4,45	4,46	4,455
V	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0
Zn	µg/L	348	339	343,5

TAULUKKO 4. Kaivosveden kenttämittausten tulokset kahdesta eri näytteestä

Määrittys	Yksikkö	2.7.2020	21.7.2020
pH		<b>3,61</b>	<b>3,61</b>
Sähkönjohtavuus	µS/cm	1124	1120
Happi	mg/l	8,31	8,48
Lämpötila	°C	21,2	23

Aiempien tutkimusten mukaisesti kaivosvesi sisälsi kohonneita nikkeli- ja sulfaattipitoisuuksia ja oli hapanta sekä happipitoista. Kaivosveden laboratoriotuloksista laskettuja keskiarvoja on käytetty liu-koisten metallien reduktiolaskuihin.

Taulukossa 5 esitetty laboratorioanalyysien tulokset käsitellylle vedelle sekä tulosten perusteella lasketut ainereduktiot. Taulukossa 6 on esitetty kenttämittausten tulokset käsitellylle vedelle.

TAULUKKO 5. Käsitellyn veden laboratorioanalyysien tulokset ja ainereduktiot

Määrittäminen	Yksikkö	7.7.2020	Reduktio %	14.7.2020	Reduktio %	21.7.2020	Reduktio %
sulfaatti	mg/L	525	-11	574	-2	634	8
Hg	µg/L	<0,0050		<0,0050		<0,0050	
Cd	µg/L	0,214	-37	0,263	-23	0,344	1
Cr	µg/L	4,37	613	<0,200		1,59	160
Ni	µg/L	1 960	-52	3 010	-27	3 740	-9
Pb	µg/L	<0,500		1,44	60	2,16	140
Sb	µg/L	0,687	868	0,076	7	0,075	6
As	µg/L	<1,00		<1,00		<1,00	
Se	µg/L	<1,00		<1,00		<1,00	
Al	µg/L	39,9	-99	3 160	-49	5 150	-17
Ba	µg/L	34	70	30,1	51	30,1	51
Be	µg/L	<0,20		0,72	-70	1,21	-49
B	µg/L	19	9	22	26	25	43
Ca	µg/L	15 3000	79	99 400	16	119 000	39
Co	µg/L	86,1	-48	124	-24	145	-12
Cu	µg/L	39,9	-53	49,7	-41	72,3	-15
Fe	µg/L	30,1	-98	42,1	-97	456	-71
Li	µg/L	35,3	-16	41,4	-2	36,1	-15
Mg	µg/L	48 900	-33	67 700	-7	72 000	-1
Mn	µg/L	1 830	-44	2630	-19	2 960	-9
Mo	µg/L	2,2		<1,0		<1,0	
P	µg/L	<50,0		<50,0		<50,0	
K	µg/L	24 600	37	16 800	-7	19 000	6
Ag	µg/L	<1,0		<1,0		<1,0	
Na	µg/L	14 900	112	6 580	-6	7 300	4
Tl	µg/L	<0,50		<0,50		<0,50	
Sn	µg/L	<1,0		<1,0		<1,0	
Ti	µg/L	<1,0		<1,0		<1,0	
U	µg/L	1,2	-73	2,93	-34	4,04	-9
V	µg/L	2,1		<1,0		<1,0	
Zn	µg/L	582	69	278	-19	448	30



TAULUKKO 6. Kenttämittausten tulokset käsitellylle vedelle

Määrittäminen	Yksikkö	2.7.2020	7.7.2020	14.7.2020	21.7.2020
pH		12,05	9,26	4,7	4,33
Sähkönjohtavuus	µS/cm	1265,4	1010	1056	1164
Happi	mg/l	7,8	8,42	8,36	8,16
Lämpötila	°C	20,94	19,5	19,9	23,2

Tulosten perusteella kromin ja antimonin pitoisuus on kasvanut ensimmäisen viikon aikana ja alkanut laskemaan sen jälkeen. Nikkelin reduktio on viikon jälkeen ollut noin 52 % luokkaa. Oletettavasti reduktio on ollut kuitenkin tehokkaampaa heti aloituksen jälkeen. Tuloksista on havaittavissa myös bariumin ja sinkin lisääntymistä. Sulfaatin reduktio on viikon jälkeen ollut noin 11 % ja on vähentynyt testauksen edetessä. Aiemmissä tutkimuksissa sulfaatin reduktio kasvoi testauksen edetessä olleen loppuvaiheessa 22 % (Leskinen 2020, 55). Liitteessä 1 on esitetty kaaviona kaikkien aineiden reduktioprosentit. Kalsiumin määrä on myös noussut vedessä huomattavasti.

Sähkönjohtavuus laski kaivosvedessä viikon testauksen jälkeen ja nousi testauksen lopulla lähelle kaivosveden sähkönjohtavuutta. Happipitoisuus laski heti tutkimuksen alettua ja pysyi liki samana koko tutkimuksen ajan.

### 5.3 Jatkotutkimuksien tulokset

Näyte L6 on otettu betonimurskeen vähentämisen jälkeen ja sitä ei ole käytetty tulosten analysoinnissa epäluotettavuuden vuoksi. Reduktiolaskuissa on käytetty avolouhoksesta otettujen näytteiden laboratorioanalyysien tulosten keskiarvoja. Taulukossa 7 on esitetty pienen mittakaavan tutkimuksen vesimäärät ja kenttämittausten tulokset. Taulukossa 8 on esitetty pienen mittakaavan tutkimuksen laboratorioanalyysitulokset ja lasketut ainereduktiot.

TAULUKKO 7. Pienen mittakaavan tutkimuksen vesimäärät ja kenttämittaukset

Aika	pH	Sähkönjohtavuus ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Lämpötila (C)	Happi (mg/l)	Vesimäärä, cum. (l)
4.9.2020 10:32	3,76	1 143	18,2	8,88	-
4.9.2020 10:39	10,02	1 269	17,3	9,18	1
4.9.2020 11:01	9,92	1 198	17,5	9,16	3
4.9.2020 11:49	9,82	1 175	19	9,1	5
4.9.2020 12:05	9,5	1 160	19,4	8,94	6
4.9.2020 12:41	9,49	1 168	18,8	8,98	8
4.9.2020 12:56	9,43	1 163	17,9	9,09	9
4.9.2020 13:11	9,4	1 161	17,6	9,09	10
4.9.2020 13:33	9,43	1 153	17		11
4.9.2020 14:07	9,42	1 158	17,6	9,18	13
			Poistettu noin 2,5 dl mursketta		
4.9.2020 14:22	7,53	1 130	17,7	9,22	14
4.9.2020 14:25	6	1 103	17,8	9,17	17
4.9.2020 14:59	8,28	1 132	18,3	9,2	18

TAULUKKO 8. Pienen mittakaavan tutkimuksen laboratorioanalyysit ja lasketut ainereduktiot

Määrittys	Yksikkö	1 litra	Reduktio %	5 litraa	Reduktio %	6 litraa	Reduktio %
Hg	µg/L	0,0166	232	0,0123	146	0,0118	136
Cd	µg/L	0,02	-94	0,02	-94	0,058	-83
Cr	µg/L	11,2	1729	0,82	34	0,546	-11
Ni	µg/L	194	-95	610	-85	2110	-49
Pb	µg/L	1,43	59	<0,5		<0,5	
Sb	µg/L	1,34	1787	0,386	444	0,245	245
As	µg/L	5,25	425	1,83	83	1,22	22
Se	µg/L	<1,00		<1,00		<1,00	
Al	µg/L	126	-98	<5,0		186	-97
Ba	µg/L	38,2	91	35,6	78	37,8	89
Be	µg/L	<0,20		<0,20		<0,20	
B	µg/L	19	9	19	9	19	9
Ca	µg/L	139 000	63	142 000	66	126 000	47
Co	µg/L	3,56	-98	8,14	-95	66,4	-60
Cu	µg/L	303	258	5,9	-93	5,9	-93
Fe	µg/L	52,4	-97	2,6	-100	15	-99
Li	µg/L	26,9	-36	41,8	-1	41,5	-2
Mg	µg/L	41 600	-43	69 600	-5	70 100	-4
Mn	µg/L	12,6	-100	413	-87	1 980	-39
Mo	µg/L	2,8		<1,0		<1,0	
P	µg/L	<50,0		<50,0		<50,0	
K	µg/L	44 200	146	18 600	3	17 500	-3
Ag	µg/L	<1,0		<1,0		<1,0	
Na	µg/L	64 200	815	7460	6	6 700	-5
Tl	µg/L	<0,50		<0,50		<0,50	
Sn	µg/L	<1,0		<1,0		<1,0	
Ti	µg/L	3,7		<1,0		<1,0	
U	µg/L	1,08	-76	1,42	-68	1,8	-60
V	µg/L	7,5	650	2	100	1,2	20
Zn	µg/L	4,3	-99	2,8	-99	30,8	-91

Tuloksista havaitaan elohopean, kromin, antimoinin, arseenin, kuparin ja vanadiinin pitoisuuden nopeat nousut, jotka luultavammin aiheutuivat betonimurskeen hienojakeiden huuhtoumasta. Ensimmäisen litran mukana huuhtoutui veden mukana kiintoainesta. Nikkelin reduktio on ollut alkuun korkea, noin 95 %, jonka jälkeen alkanut laskemaan. pH-arvon nousu alussa ei ole niin suuri, kuin jatkuvatoimisessa mittauksessa. Kalsiumin määrä on myös noussut merkittävästi vedessä. Sähkönjohtavuus on suurempi alussa ja alkaa laskemaan vesimäärän lisääntyessä, mikä luultavammin johtuu kiintoaineen huuhtoumasta. Liitteessä 1 on esitetty kaaviona kaikkien aineiden reduktioprosentit.

## 5.4 Betonimurskeen laatu ennen ja jälkeen käsittelyn

Taulukossa 9 on esitetty betonimurskeen kokonaismetallipitoisuudet ennen ja jälkeen tutkimuksen.

TAULUKKO 9. Betonimurskeen kokonaismetallipitoisuudet ennen ja jälkeen tutkimuksen

Määrittys	Yksikkö	Betonimurske1 (ennen)	Betonimurske 2 (jälkeen)	Muutos %
Kuiva-aine	%	88,8	84,7	
Ag	mg/kg	<0,50	<0,50	
As	mg/kg	1,58	2,02	28
Ba	mg/kg	52,5	51,2	-2
Be	mg/kg	0,257	0,922	259
Cd	mg/kg	<0,40	<0,40	
Co	mg/kg	8,58	45,6	431
Cr	mg/kg	16,1	14,9	-7
Cu	mg/kg	41,6	69,5	67
Fe	mg/kg	13000	12400	-5
Hg	mg/kg	<0,20	<0,20	
Li	mg/kg	15,9	16,6	4
Mn	mg/kg	170	713	319
Mo	mg/kg	0,55	<0,40	
Ni	mg/kg	9,4	802	8432
P	mg/kg	338	369	9
Pb	mg/kg	61,4	50,8	-17
Sb	mg/kg	0,57	<0,50	
Sn	mg/kg	<1,0	1	
Sr	mg/kg	90,7	56,9	-37
Tl	mg/kg	<0,50	<0,50	
V	mg/kg	24,1	18,6	-23
Zn	mg/kg	110	236	115

Tuloksista voidaan havaita useampien metallien pitoisuuksien nousseen käsittelyn aikana. Kaksivaiheisella liukoisuustestauksella saadaan tietoa, mitä aineita liukenee veden ja kiinteään faasin L/S suhteella 2 l/kg ja 10 l/kg. L/S suhteella tarkoitetaan nesteen ja kiinteän aineen suhdetta. Suurimmalle osalle murskattavissa oleville materiaaleille menetelmä sopii. Vallitsevissa testiolosuhteissa testi ilmaisee erilaisten aineiden liukoisuuden. (Kuusela-Lahtinen, Tarvainen, Backman, Hänninen, Reinikainen, Niskala 2012, 12 - 13.)

Valtioneuvoston asetuksessa kaatopaikoista (2.5.2013/331) liitteessä 3 on annettu metallien ja haitta-aineiden raja-arvot tavanomaisen jätteen kaatopaikalle sijoitettavasta jätteestä liukoisuustestauksen L/S 10 l/kg suhteella. Taulukossa 10 on vertailtu betonimurskeesta saatujen kaksivaiheisen liukoisuustestauksen tuloksia näihin raja-arvoihin.

TAULUKKO 10. Betonimurskeen liukoisuustestauksen tuloksien vertailu valtioneuvoston asetuksen liitteessä 3 määrättyihin tavanomaisen jätteen kaatopaikalle sijoitettavien jätteiden raja-arvoihin

Aine/muuttuja	Raja-arvo, mg/kg kuiva-ainetta (L/S = 10 l/kg)	Käsittelyn jälkeinen betonimurske (L/S 10)
Arseeni (As)	2	0,0126
Barium (Ba)	100	0,0284
Kadmium (Cd)	1	0,004 - 0,006
Kromi yhteensä (Cr <sub>kok</sub> )	10	0,04 - 0,06
Kupari (Cu)	50	0,0728
Elohopea (Hg)	0,2	0,00008 - 0,00012
Molybdeeni (Mo)	10	0,00976 - 0,0141
Nikkeli (Ni)	10	0,212
Lyijy (Pb)	10	0,008 - 0,012
Antimoni (Sb)	0,7	0,008 - 0,012
Seleeni (Se)	0,5	0,04 - 0,06
Sinkki (Zn)	50	0,0535
Kloridi (Cl <sup>-</sup> )	15 000	22,4
Fluoridi (F <sup>-</sup> )	150	6,48
Sulfaatti (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	20 000	226
Liuenut orgaaninen hiili (DOC)	800	31,0

Taulukosta nähdään, että minkään muuttujan pitoisuus ei ylitä valtioneuvoston asetuksen määrittelemiä raja-arvoja, joten tässä tutkimuksessa käytetty betonimurske voitaisiin sijoittaa tavanomaisen jätteen kaatopaikalle.

## 6 TUTKIMUSTEN JOHTOPÄÄTÖKSET JA EPÄVARMUUSTARKASTELU

### 6.1 Johtopäätökset

Tutkimusten tavoitteena oli selvittää betonimurskeen alkalointikapasiteettia ja metallienpoistokykyä, keskittyen nikkelin poistoon. Tämän tutkimuksen perusteella betonimurskeella on kykyä nostaa hapon veden pH-arvoa ja poistaa liuenneita metalleja siitä. Kuukauden mittaisen testauksen aikana pH ja metallien poistokyky väheni huomattavasti jo ensimmäisten viikkojen aikana. Tämä johti testausaineiston täydentämiseen pienemmässä mittakaavassa (1:90) toteutettuun koejärjestelyyn.

Aiempien tutkimusten perusteella veden pH-arvon nousu johtuu sementissä olevien kalsiumoksidien (Cetin & Jones 2017, 305; Mahedi, Dayioglu, Cetin & Jones 2020, 8), kalsiumhydroksidien, karbonaattien tai bikarbonaattien ansiosta (Regmi ym. 2011, 438; Mahedi & Jones 2020, 9). Kalsiumin nousu vedessä johtuu näiden yhdisteiden hajoamisesta (Regmi ym. 2011, 437; Mahedi & Dayioglu, Cetin & Jones 2020, 11).

Kuvan 1 mukaisesti pH:n noustessa metallien liukoisuus heikkenee ja ne alkavat sakkaantua. Tässä tutkimuksessa tarkemmin arvioitavana metallina ollut nikkeli esiintyy nikkeli-ioneina kaivosvedessä matalassa pH-arvossa ja alkaa sakkaantumaan nikkeliyhdyksinä pH-arvon ollessa noin 8 (Holleman, Wiberg & Wiberg, 1505). Kuvan 1 ja taulukon 10 mukaan optimaalinen alue nikkelin saostumiselle olisi pH-arvossa 9,3 - 11,5. Tämän perusteella nikkelin poiston merkittävin määräävä tekijä on liuoksen pH. Käsittelyn jälkeisen betonimurskeen kokonaismetallipitoisuuksien ja taulukon 10 perusteella saostumista on voinut käydä myös kuparille, koboltille ja sinkille. Tuloksista voidaan havaita raudan ja alumiinin poistuneen vedestä liki kokonaan, joka vahvistaa Regmin ym. (2011) tulokset siitä, että betonimurske pystyy poistamaan liki kaiken raudan ja alumiinin vedestä.

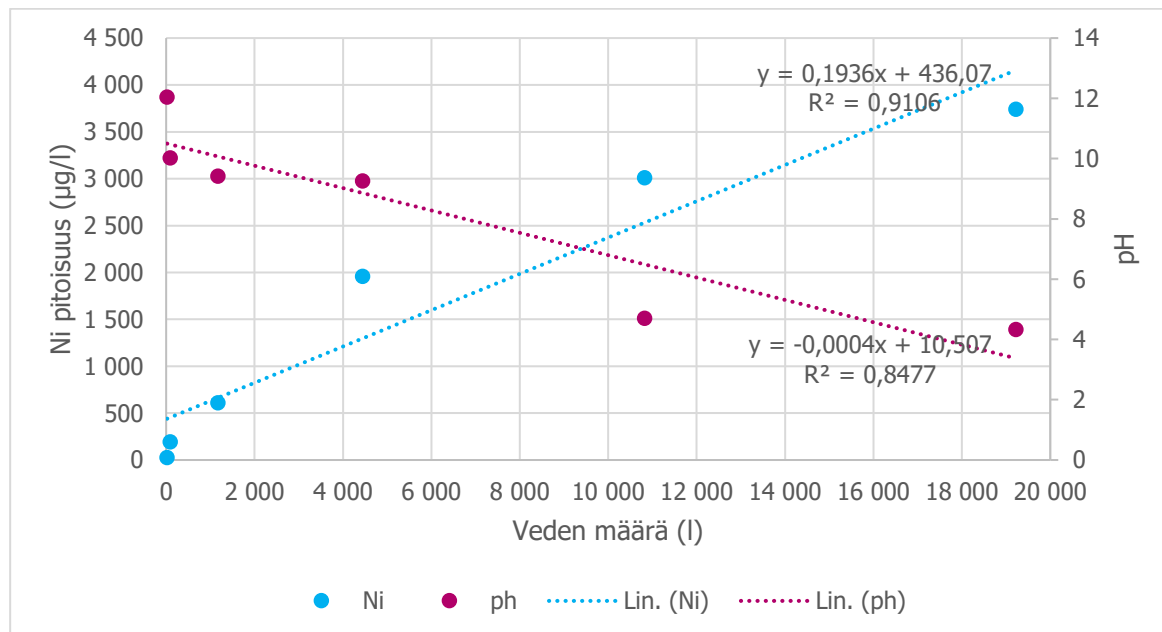
TAULUKKO 11. Eräiden metallihydroksidien saostumisalueita (muokattu Siivinen & Mahiout 1999, 41)

Metalli-ioni	pH arvo		
	Saostuminen alkaa	Varsinainen saostumisalue	Uudelleen liukeneminen
Fe <sup>3+</sup>	2,8	3,5	-
Fe <sup>2+</sup>	ei määr.	n.9	-
Sn <sup>2+</sup>	3,9	Kolloidinen	10,6
Al <sup>3+</sup>	4,3	4,8	8,5
Cr <sup>3+</sup>	5,5	6,3 - 6,5	9,2
Be <sup>2+</sup>	5,8	ei määr.	-
Cu <sup>2+</sup>	5,8	7,5	-
Zn <sup>2+</sup>	7,6	8,3	>11
Ni <sup>2+</sup>	7,8	9,3	-
Pb <sup>2+</sup>	7	9,5	-
Cd <sup>2+</sup>	9,1	9,5 - 9,8	-
Ag <sup>+</sup>	9,25	Kolloidinen	

Elohopean määrä on noussut käsiteltävässä vedessä. Tämä voi olla seurausta hapon aiheuttamasta betonin liukenemisestä, jolloin betonissa olevia haitta-aineita liukenee veteen.

Toisin kuin Jones & Cetin (2017) tutkimuksessaan, tässä tutkimuksessa sulfaattia ei saatu poistettua kokonaan, mikä voi johtua sulfaatin suhteellisen pienestä määrästä vedessä (Regmi ym. 2011 ,439) tai karbonaatioasteesta (Bestgen, Cetin & Tanyu 2016, 12987; Mahedi & Cetin 2020, 7).

Tutkimuksista saatujen tulosten perusteella laskettiin yksinkertaistetut regressiosuorat nikkelin reduktiolle ja pH-arvon nousulle. Kuvassa 12 on esitetty pH-arvot ja nikkelin pitoisuudet suhteessa käsiteltyyn vesimäärään ja regressiosuoran yhtälöt ja  $R^2$ -luvut.



Kuva 12. Vesimäärän suhde nikkelin pitoisuuksiin ja pH-arvoihin

Olettaen, että vedenkäsittelyjärjestelyn olosuhteet pysyisivät samana, voidaan arvioida eri betonimurskeen määrillä käsiteltävää vedenmäärää suoraan verrannollisesti. Kaavassa 1 on esitetty betonimurskeen määrän laskukaava nikkelin suhteen ja kaavassa 2 on esitetty betonimurskeen määrä pH-arvon suhteen. Kaavat pätevät ainoastaan tälle tutkimukselle ja ovat laskettu niin että paljonko materiaalia tarvitaan, että ympäristöluvassa määritetyt rajat saavutetaan (nikkeli 0,5 mg/l ja pH 9,5).

$$V_{Vesi\ Ni} = 7,3 * V_{BT} \quad (1)$$

missä,

$V_{Vesi\ Ni}$  = käsiteltävän veden määrä ( $m^3$ ) nikkelin suhteen ja

$V_{BT}$  = käsittelyyn tarvittavan betonimurskeen määrä ( $m^3$ )

$$V_{Vesi\ pH} = 55,9 * V_{BT} \quad (2)$$

missä,

$V_{Vesi\ pH}$  = käsiteltävän veden määrä ( $m^3$ ) pH:n suhteen ja

$V_{BT}$  = käsittelyyn tarvittavan betonimurskeen määrä ( $m^3$ )

Avolouhoksen vesitilavuus on arviolta  $74\,450\text{ m}^3$  (Leskinen 2020, 46). Kaavan 2 perusteella Särkinie-  
men avolouhoksen veden käsittely (n.  $75\,000\text{ m}^3$ ) pH-arvoon 9,5 vaatisi betonimursketta ainakin  
noin  $1342\text{ m}^3$ . Tätä karkeaa arviota ja yksinkertaistettua kaavaa voidaan käyttää kustannusarvioiden  
laskennassa kaivoksen jälkihoitotoimenpiteitä suunnitellessa.

Nikkelin lähtöarvona laskuissa käsitellyn veden osalta käytettiin vuoden 2019 tutkimuksista saatua  
ensimmäistä käsitellyn veden nikkeli arvoa, koska kesän 2020 tutkimuksissa testauksen alkuaikajankoh-  
dalta vesinäyte käsitellystä vedestä jäi ottamatta. Syksyn 2019 ensimmäisten mittauksien ja kesän  
2020 alkuaikajankohdan pH-arvot käsitellystä vedestä vastasivat toisiaan likimäärin (syksy 2019 pH  
12,11 ja kesä 2020 pH 12,04). Laskuissa käytettiin vesinäytteitä ja pH-arvoja jatkuvatoimisesta tes-  
tauksesta ja pienen mittakaavan testauksesta.

## 6.2 Epävarmuustarkastelu

Kenttätestauksessa käytetyn yleismallisen pumpun toiminta osoittautui epävarmaksi, johtuen luulta-  
vammin siitä, että pumppua ei ollut suunniteltu veden pumppaamiseen. Käytetyissä pumpuissa oli  
eroja virtaaman suhteen, joka vaikuttaa arvioidun vesimäärän laskentaan. Pumpuista mitatut vo-  
lymetriset mittaukset vaihtelivat pumpun mukaan ( $430\text{--}840\text{ ml/min}$ ) ja pumppuja jouduttiin vaihta-  
maan testauksen aikana. Laskennallisesti vettä olisi käsitelty noin  $19,2\text{ m}^3$  koko jatkuvatoimisen tes-  
tauksen aikana olettaen, että pumppu olisi ollut toiminnassa viikon kerrallaan jatkuvasti, mutta to-  
dellisuudessa kolmella maastokäyntikerralla pumppu oli lakannut toimimasta ja ainoastaan yhdellä  
maastokäynnillä todettiin, että pumppu oli toiminut koko viikon. Pumppu jouduttiin vaihtamaan yh-  
teensä kolme kertaa testauksen aikana, joka luultavasti johtuu siitä, että pumppu oli tarkoitettu polt-  
toaineen pumppaukseen eikä veteen, jolloin pumpun männässä ei ollut polttoaineen aikaansaamaa  
voitelua. Laskuissa on käytetty oletusta, että pumppu olisi ollut päällä likimäärin koko testauksen  
ajan. Tarkkaa tietoa siitä miten pitkään pumppu on ollut päällä ei ole, mikä aiheuttaa virhettä las-  
kuissa käytettyihin vedenmääriin. Todellisuudessa käsitellyt vesimäärät ovat olleet pienempiä. Tar-  
kempi vesimäärän mittaus ja kyseiselle vedelle soveltuva pumppu olisivat parantaneet tuloksia.

Betonimurskeesta tehtyjen analyysien perusteella vettä olisi kulkeutunut betonimurskeen läpi enem-  
män kuin on arvioitu. Betonimurske ( $45\text{ l}$ ) on sitonut itseensä noin  $793\text{ mg/kg}$  nikkeliä käsitellyllä  
vesimäärällä  $19,2\text{ m}^3$ . Avolouhoksen vedessä nikkeli pitoisuus oli lähtötilanteessa  $4,120\text{ mg/l}$ . Edellä  
mainitun perusteella yhtä betonimurske kiloa kohden olisi vettä kulkenut betonimurskeen läpi noin  
 $192\text{ litraa}$  vettä. Käytettäessä betonimurskeen kiintotiheytenä  $2550\text{ kg/m}^3$  voidaan laskea käsitellyn  
veden määrä pitoisuuksien suhteen. Taulukossa 12 on esitetty edellä mainitut laskut.

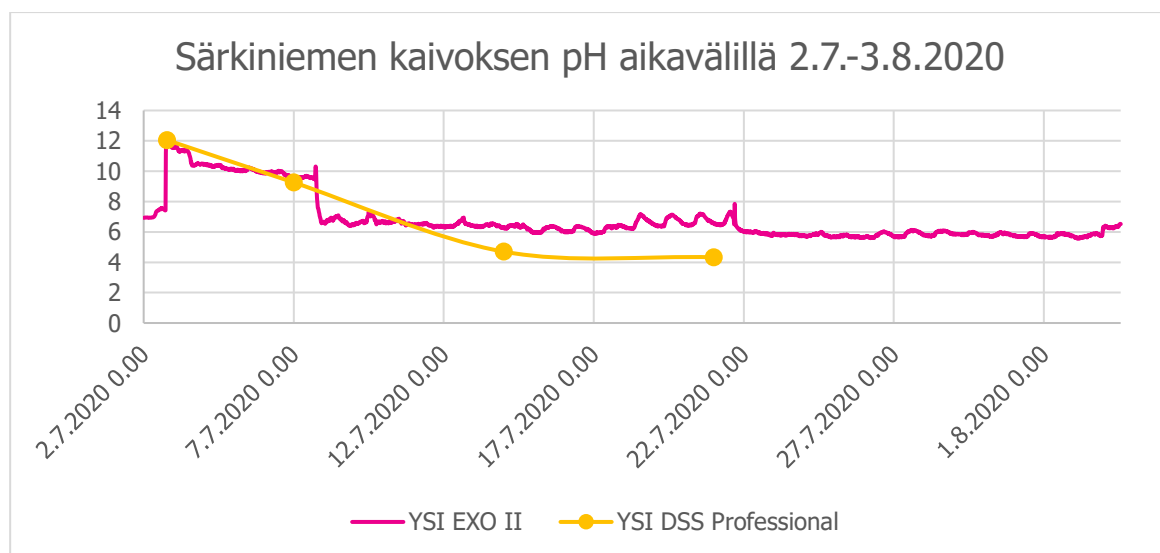


Taulukko 12. Betonimurskeeseen sitoutuneen nikkelpitoisuuden perusteella laskettu käsitelty vesimäärä

Betonimurskeen määrä (m <sup>3</sup> )	Kaivosveden pitoisuus (mg/l)	Betonimurskeeseen sitoutuneen nikkelin määrä (mg/kg)	Käsitellyn veden määrä yhtä kiloa betonimursketta kohden (m <sup>3</sup> /kg)	Kiintotiheys (kg/m <sup>3</sup> )	Betonimurskeen paino (kg)	Käsitelty vesimäärä nikkelin pitoisuuden perusteella (m <sup>3</sup> )
0,045	4,12	793	0,192	2550	114,75	22,1

Edellä esitetty epävarmuus voi johtua käsittelyn jälkeisen betonimurskeen huonosta edustavuudesta, koska näyte otettiin betonimurskeen sekoittamisen jälkeen aineksen pintaosasta. Sekoitus on voinut jäädä huonoksi tai näytteeseen on sattunut vain käsittelyssä veden kanssa reagoanut betonimurske, jolloin käsittelyn jälkeinen nikkelin pitoisuus ei edusta koko betonimursketta.

YSI EXO II -mittarin tulokset tulkittiin epäluotettaviksi ja niitä ei käytetty tulosten arviointiin. Käsitelyssä vedessä olleet metallit oletettavasti sakkautuivat pH:n nousun myötä mittarin antureiden pinnalle ja siten aiheuttivat ensimmäisen viikon jälkeen mahdollisesti vääristyneitä tuloksia (kappa-leessa 6.2 on esitetty toinen mahdollinen syy tuloksille). Kuvaaja YSI EXO II -mittarin pH arvoista on esitetty kuvassa 13, jossa näkyy pH-arvon tippuminen testauksen ensimmäisen viikon jälkeen ja sen pysyminen tasaisena lopputestauksen ajan. YSI DSS Professional -kenttämittarin mittaukset ovat esitetty kuvaajassa oranssilla. Lähikuva YSI EXO II -mittarin mittauspäästä on esitetty kuvassa 14.



Kuva 13. Kenttämittauksien pH-arvot tutkimuksen aikana



Kuva 14. YSI EXO II -mittarin mittauspää (Nissinen 2020)

Sakkaantuminen näkyi myös YSI EXO II -mittarin astian muovisessa väliseinässä ruskeana värjäytymisenä (kuva 15). Väri viittaisi raudan saostumiseen.



KUVA 15. Mitta-astian muovisen väliseinän värimuutos (Nissinen 2020)

Käytettäessä kuvan 12 regressiosuorien laskemiseen 50 % pienempiä vesimääriä kaava 1 näyttää n. 2,6 % pienempiä arvoja ja kaava 2 näyttää n. 43 % pienempiä arvoja, joka tarkoittaa sitä, että pH:n suhteen kaavassa voi olla suurtakin virhettä. Luotettavuudessa on huomioitava, että pH:n ja nikkelin

pitoisuuksien muutokset ilmiönä eivät ole lineaarisia ja kaavat ovat hyvin karkea yleistys betonimurskeen kapasiteetista. Testattaessa polynomisia regressiosuoria yhtälöön ne selittivät ilmiötä paremmin (korkeampi  $R^2$ -luku), mutta kaavojen 1 ja 2 johtaminen olisi ollut hankalampaa.

Sääolosuhteiden vaikutusta ei arvioitu tuloksia laskettaessa. Sademäärä voi vaikuttaa tuloksiin lisäämällä betonimurskeen läpi johtaneen veden määrää. Työ on tehty kesäaikaan, jolloin lämpötilat ovat korkeampia, kuin muina vuodenaikoina, jolloin vuodenaika voi vaikuttaa tuloksiin.

Vedenkäsittelyllä saavutettava metallireduktio ja alkalointitehokkuus riippuu betonimurskeen raekoosta, kalsiumoksidin määrästä sekä säilytyksestä. Kalsiumoksidin suurempi määrä betonimurskeen koostumuksessa on tehokkaampi nostamaan pH-arvoa, kuin karbonoitunut betonimurske (Cetin & Jones 2017, 305; Mahedi, Dayloglu & Cetin 2020, 21; Bestgen, Cetin & Tanyu 2016, 13000). Myös pienempi raekoko on tehokkaampi neutraloimaan hapanta vettä (Chen, Bradshaw, Benson & Tinjum 2012, 3732; Mahedi, Dayloglu & Cetin 2020, 21. Karbonoitunut betonimurske tekee käsitellystä vedestä puskuriliuoksen, jolla on kyky vastustaa happojen pH-muutoksia (Mahedi & Jones 2020, 9; Chen, Bradshaw, Benson & Tinjum 2012, 3732; Regmi ym. 2011, 437). Regmi ym (2011) totesivat karbonaattien ja bikarbonaattien aiheuttavan puskuritasanteen lähellä neutraalia pH-arvoa.

YSI EXO II -mittarin pH-kuvaajissa (kuva 13) nähdään pH-arvon laskevan hyvin nopeasti, joka voi olla merkki siitä, että betonimurske on vastustanut pH-arvon laskua, kunnes kapasiteetti on loppunut ja pH-arvo on tippunut nopeasti. Kuitenkaan YSI EXO II -mittarin tuloksia ei käytetty koska kenttämittarin ja jatkuvatoimisen mittarin välillä oli pH-arvon tippumisen jälkeen noin kahden pH-yksikön ero.

Tämän tutkimuksen perusteella tehokkain betonimurske nostamaan pH-arvoa olisi mahdollisimman vähän aikaa säilytettyä, raekooltaan pientä ja tasalaatuista. Tutkittavan murskeen kemiallista koostumusta ja aiempaa käyttökohdetta ei ole tiedossa. Betonimursketta säilytettiin ulkoilmassa viime syksystä testauksen alkuun, joka aiheuttaa karbonaatioasteen nousua betonin pinnalla ja siten heikentää betonimurskeen alkalointikykyä ja nikkelin reduktiota. Testattavan murskeen raekokojakauma oli sekalainen (srHkMr), josta voi seurata oikovirtauksia veden kulkiessa betonimurskeen läpi, jolloin betonimurskeen alkalointikyky heikkenee reaktio pinta-alan pienentyessä. Vaihteleva raekokojakauma voi aiheuttaa myös veden läpäisevyydessä ongelmia, jolloin oikovirtausten määrä kasvaa. Sakkautuvat metallit voivat myös aiheuttaa vaikealiukoisen kerroksen betonimurskeen pinnalle, jolloin metallien reduktiot voivat vähentyä (Regmi ym. 2011, 442).

## 7 YHTEENVETO

Opinnäytetyön tavoitteena oli selvittää betonimurskeen soveltuvuutta happamien ja metallipitoisten kaivosvesien käsittelyyn ja saada tutkimustietoa betonimurskeen alkalointi- ja nikkelinpoistokapasiteetista sekä sen sijoituskelpoisuudesta vesien testauksen jälkeen. Särkiniemen kaivoksella tapahtunut tutkimus toteutettiin kesän 2020 aikana käsittelemällä avolouhoksen vettä betonimurskeella jatkuvatoimisen pumppauksen avulla. Tutkimuksen toteutuksessa oli aikataulun kanssa alkukesästä haasteita, ja aloituksen aikana kaikkia muuttujia ei ollut tiedossa, kuten pumpun soveltuvuus, YSI EXO II -mittarin soveltuvuus, lopullinen aikataulu ja tutkimuksen budjetti.

Työlle asetettuihin tavoitteisiin päästiin tulosten osalta kohtalaisesti. Betonimurskeesta saatiin tämän tutkimuksen tulosten valossa kohtalaisesti tietoa, jolla päästiin varovaisesti arvioimaan betonimurskeen kapasiteettia ja sitä kautta tarvittavaa betonimurskeen määrää tutkitulla materiaalilla Särkiniemen jatkotoimenpiteiden kannalta. Käsitellyn veden määrää ei saatu riittävällä tarkkuudella virtaaman ja ajan suhteen selville, jotta voitaisiin arvioida betonimurskeen alkalointikapasiteettia ja metallien poistokykyä ajallisesti. Betonimurskeen kapasiteetti vedenkäsittelyyn jäi tulosten valossa epävarmaksi, ja sitä olisi tärkeää testata tarkemmin ennen todellisen käsittelyn alkamista. Betonimurskeen vedenpidätyskykyä olisi hyvä testata jatkossa, jotta saataisiin tietää optimaalinen käsittelynopeus esimerkiksi kolonnikäsitteilyn aikana.

Betonimurskeen kyky poistaa metalleja kävi hyvin ilmi tässä tutkimuksessa ja se soveltuukin monelle eri metallille. Tehoa saatettaisiin kuitenkin saada paremmaksi yhdistämällä se johonkin muuhun käsittelymenetelmään tai materiaaliin. Esimerkiksi sulfaatin reduktiota saatettaisiin saada suuremmaksi lisäämällä betonimurskeen sekaan kitosaania. Metallien poisto kykyä voitaisiin parantaa käsittelemällä avolouhoksen vesi esimerkiksi lentotuhkalla ennen betonimurskekäsittelyä. Betonimursketta voitaisiin testata myös murskaamalla se hyvin hienoksi jakeeksi ja selvittämällä, miten se reagoi veden sekoitettuna. Tämä simuloisi tilannetta, jossa betonimursketta levitettäisiin avolouhokseen ennen veden käsittelyä. Samankaltainen testaus olisi mahdollista myös lentotuhkalle.

Tämän tutkimuksen perusteella betonimursketta tarvittaisiin suhteellisen suuria määriä avolouhoksen koko vesimäärän käsittelyyn, mikä ei saattaisi olla kustannuksiltaan kilpailukykyinen vaihtoehto, vaikka betonimurske on halvempi materiaali, kuin muut perinteiset käsittelymenetelmät. Huomioitavaa on kuitenkin avolouhoksen vesimassan kerrostuneisuus. pH-arvo nousee syvyyden kasvaessa, jolloin koko avolouhoksen vesimäärää ei välttämättä tarvitse käsitellä. Tämä vähentäisi kustannuksia huomattavasti.

Betonimurskeen laadulla, raekoolla, säilytyksellä ja alkuperäisellä käytöllä on merkitystä käsittelyn tehokkuuteen ja betonimurskeen soveltuvuuteen. Tämän työn perusteella betonissa käytetyn sementin tulisi olla CEM I -vaatimukset täyttävää, raekooltaan pientä sekä vasta murskattua. Alkuperäinen käyttö tulisi olla tiedossa, jotta sementin liukenemisen aikana ei tapahtuisi haitta-aineiden lisääntymistä käsitellyssä vedessä. Betonimurskeen hankinta- ja käsittelyvaiheessa tulisi huomioida nämä asiat. Tämän tutkimuksen perusteella käsittelyssä käytettävä betonimurske soveltuu sijoitettavaksi tavanomaiselle kaatopaikalle.

Jatkotoimenpiteenä Särkiniemessä betonimurskeesta voitaisiin tehdä reaktiivinen seinämä tai valutuskenttä avolouhoksen ylivuotoveden käsittelyyn tai betonimurskeella voisi vuorata ojan, jota pitkin vesi valuu tasausaltaaseen. Sulkemisen aikainen vedenkäsittely luultavammin tulisi hoitaa kolonnissa tai muulla vastaavalla hallitulla tavalla. Kolonnikäsitteilyä voisi yhdistää useampia sarjaan, jotta aiemmin kuvattua kerrostumista ei tapahtuisi betonimurskeen pinnalle ja heikentäisi käsittelykykyä.

Tutkimustietoa olisi voinut kerätä etukäteen ennen tutkimuksen aloittamista sekä valita luotettavampi pumppu, jolloin tavoitteet olisi saavutettu mahdollisesti paremmin. Pumpun testaukseen ja valintaan olisi voinut käyttää enemmän aikaa, koska pumppu osoittautui tuloksien kannalta ratkaisevaksi. Jos jatkuvatoiminen mittari ei olisi näyttänyt virheellisiä arvoja sekä pumppu olisi toiminut tasanaisesti ja käsitellyn veden määrä olisi tiedetty tarkasti, tuloksista tehtävät johtopäätökset olisivat olleet laajempia ja tarkempia. Työhön etsityt lähteet olivat pääosin englanninkielisiä, joka voi vaikuttaa luotettavuuteen käänöksessä tapahtuvien mahdollisten virhekäsityksien vuoksi. Oman oppimisen kannalta työ on ollut mielenkiintoinen ja kysymyksiä herättävä. Opinnäytetyötä olisi voinut laajentaa helposti laajemmaksikin, mutta aika ja resurssipula estivät laajentamisen. Tulevaisuudessa työn aiheesta saisi laajemmankin työn aikaiseksi ja onkin hyvä aihe jatkotutkimuksille.

## LÄHTEET

- Akcil, Ata & Koldas, Soner 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production* 14, 1139-1145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>. Viitattu 12.11.2020.
- Bestgen, Janile, Cetin, Bora & Tanyu, Burak 2016. Effects of extraction methods and factors on leaching of metals from recycled concrete aggregates. *Environmental Science and Pollution Research* 23:12983 – 13002. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6456-0>. Viitattu 18.11.2020.
- Chen, Jiannan, Bradshaw, Sabrina, Benson, Craig & Tinjum, James 2012. pH-Dependent Leaching of Trace Elements from Recycled Concrete Aggregate. *Geotechnical Special Publication – Conference paper march 2012*. <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1061%2F9780784412121.382>. Viitattu 12.11.2020.
- Direktiivi 2006/21/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2006/21/EY kaivannaisteollisuuden jätehuollosta ja direktiivin 2005/35/EY muuttamisesta. Euroopan unionin virallinen lehti 11.4.2006. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0021&from=fi>. Viitattu 7.11.2020.
- Eloranta, Taina, Pietilä, Raija, Räisänen, Marja-Liisa, Tornivaara, Anna, Törmänen, Tuomo & Väisänen, Ulpu 2014. Rikkipyhdisteiden vaikutusten arviointi – Sulka-hankkeen loppuraportti. Geologian tutkimuskeskus. Arkistoraportti 10/2015. [https://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/10\\_2015.pdf](https://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/10_2015.pdf). Viitattu 14.11.2020.
- EU Science Hub 2020. Photovoltaic Geographical Information System (PVGIS). Verkkójulkaisu. Päivitetty 8.5.2020. <https://ec.europa.eu/jrc/en/pvgis>. Viitattu 14.11.2020.
- Holleman, Arnold, Wiberg, Egon & Wiberg, Nils 2001. *Inorganic chemistry*. 34. painos. California: Academic Press.
- Itä-Suomen Aluehallintovirasto 2016. Ympäristölupapäätös Dnro ISAVI/1594/2015. Viitattu 14.11.2020.
- Jones, Stephanie & Cetin, Bora 2017. Evaluation of waste materials for acid mine drainage remediation. *Fuel -the science and technology of Fuel and Energy* 188: 294-309. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.10.018>. Viitattu 14.11.2020.
- Kefeni, Kebede, Msagati, Titus & Mamba, Bhekie 2017. Acid Mine Drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A Review. *Journal of Cleaner Production* 151, 475-493. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.082>. Viitattu 12.11.2020.
- Kettunen, Teemu 2018. Betonin kemikaalikestävyys ja suojaaminen kemikaaleilta teollisuusrakentamisessa. Diplomityö. Rakennustekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma, rakennussuunnittelu. Tampereen teknillinen yliopisto. <https://trepo.tuni.fi/bitstream/handle/123456789/26095/Kettunen.pdf?sequence=4&isAllowed=y#%5B%7B%22num%22%3A124%2C%22gen%22%3A0%7D%2C%7B%22name%22%3A%22XYZ%22%7D%2C11%2C265%2C0%5D>. Viitattu 8.11.2020.
- Kilpinen, Jussi 2016. Poltetun kalkin säilyvyys varastointiolosuhteissa. Opinnäytetyö. Bio- ja elintarviketekniikka, biotekniikka. Turun ammattikorkeakoulu. [https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/117273/Kilpinen\\_Jussi.pdf?sequence=1](https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/117273/Kilpinen_Jussi.pdf?sequence=1). Viitattu 8.11.2020.
- Kolehmainen, Ari, Leskinen, Jere, Viitasalo, Matias & Karjalainen Niko 2019. Särkiniemen vanhan kaivoksen tutkimukset 2019.
- Kolehmainen, Ari 2019. Särkiniemen DRONE-kuvat. Valokuva. Kuopio: Ari Kolehmaisien kokoelmat.

Kuusela-Lahtinen, Auli, Tarvainen, Timo, Backman, Birgitta, Hänninen, Pekka, Reinikainen, Jussi & Niskala, Kaisa 2012. Metalleilla pilaantuneiden maa-ainesten liukoisuusselvitykset. VTT Tutkimusraportti VTT-R-06935-12. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/julkaisut/muut/2012/VTT-R-06935-12.pdf>. Viitattu 15.11.2020.

Leskinen, Jere 2020. Särkiniemen vanhan kaivosalueen avolouhoksen vedenlaatu ja vesienkäsittelyn testaus teollisuuden sivutuotteilla. Opinnäytetyö. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Savonia-ammattikorkeakoulu. <https://www.theseus.fi/handle/10024/333145>. Viitattu 14.11.2020.

Maanmittauslaitos. Karttapaikka. Verkkopalvelu. <https://kartta.paikkatietoikkuna.fi/>. Viitattu 14.11.2020.

Mahedi, Masrur & Cetin, Bora 2020. Carbonation based leaching assessment of recycled concrete aggregates. *Chemosphere* 250: 126307. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126307>. Viitattu 12.11.2020.

Mahedi, Masrur, Dayioglu, Asli, Cetin, Bora & Jones, Stephanie 2020. Remediation of Acid Mine Drainage with Recycled Concrete Aggregates and Fly Ash. *Journal of Environmental Geotechnics – Ahead of print*: 6.3.2020. <https://doi.org/10.1680/jenge.19.00150>. Viitattu 12.11.2020.

Motiva 2020. Aurinkopaneelin asentaminen. Verkkajulkaisu. Päivitetty 5.8.2020. [https://www.motiva.fi/ratkaisut/uusiutuva\\_energia/aurinkosahko/hankinta\\_ja\\_asennus/aurinkopaneelien\\_asentaminen](https://www.motiva.fi/ratkaisut/uusiutuva_energia/aurinkosahko/hankinta_ja_asennus/aurinkopaneelien_asentaminen). Viitattu 14.11.2020.

Nissinen, Janne 2020. Toteutunut kenttätestausjärjestelmä. Valokuva. Kuopio: Janne Nissisen kokoukset.

Peters, Robert & Ku, Young 1985. Batch precipitation studies for heavy metal removal by sulfide precipitation. *AIChE Symposium series* 81, 9-27. [https://www.researchgate.net/publication/279909646\\_BATCH\\_PRECIPITATION\\_STUDIES\\_FOR\\_HEAVY\\_METAL\\_REMOVAL\\_BY\\_SULFIDE\\_PRECIPITATION](https://www.researchgate.net/publication/279909646_BATCH_PRECIPITATION_STUDIES_FOR_HEAVY_METAL_REMOVAL_BY_SULFIDE_PRECIPITATION). Viitattu 12.11.2020.

Pirkanmaan ELY-keskus 2020. KAJAK-hankkeessa selvitetään kaivannaisjätealueiden riskejä. Maaperä kuntoon- sivusto. Päivitetty 18.9.2020. [https://maaperakuntoon.fi/fi-FI/Ohjelmat\\_ja\\_hankkeet/KAJAK](https://maaperakuntoon.fi/fi-FI/Ohjelmat_ja_hankkeet/KAJAK). Viitattu 7.11.2020.

Regmi, Gyanendra, Indraratna, Buddhima, Nghiem, Long Duc, Golab, Alexandra & Prasad Guru 2011. Treatment of Acid Groundwater in Acid Sulphate Soil Terrain Using Recycled Concrete: Column Experiments. *Journal of Environmental Engineering* 137, 433-443. [https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1061%2F\(ASCE\)EE.1943-7870.0000331](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1061%2F(ASCE)EE.1943-7870.0000331). Viitattu 12.11.2020.

Suomen betoniteollisuus ry julkaisuaika tuntematon a. Purettavuus ja uusiokäyttö. Verkkajulkaisu. <https://betoni.com/tietoa-betonista/perustietopaketti/ekologisuus/purettavuus-ja-uusiokaytto/>. Viitattu 8.11.2020.

Suomen betoniteollisuus ry julkaisuaika tuntematon b. Betonin valmistus. Verkkajulkaisu. <https://betoni.com/tietoa-betonista/perustietopaketti/betoni-rakennusmateriaalina/betonin-valmistus/>. Viitattu 8.11.2020.

Suomen betoniyhdistys ry 2018. BY 201 Betonitekniiikan oppikirja 2018. 6. painos. Helsinki: BY-Koulutus Oy.

Siivinen, Jarmo & Mahiout, Amar 1999. Pintakäsittelylaitosten jätevesikuormituksen vähentäminen – Osa 1. Kirjallisuusselvitys. VTT Tiedotteita 1983. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/tiedotteet/1999/T1983.pdf>. Viitattu 18.11.2020.

Tornivaara, Anna, Turunen, Kaisa, Lahtinen, Tatu, Heinonen, Neea, Pasanen, Antti, Reinikainen, Jussi, Jouttijärvi, Timo, Häkkinen, Jani, Karjalainen, Niko & Viitasalo, Matias 2020. Suljettujen ja hylättyjen kaivannasjätealueiden kunnostustarpeen arviointi. Ympäristöministeriön julkaisu 2020:16. [https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/162348/YM\\_2020\\_16.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/162348/YM_2020_16.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Viitattu 7.11.2020.

Tornivaara, Anna, Räisänen, Maija-Liisa, Kovalainen, Heikki & Kauppi, Sari 2018. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannasjätealueiden jatkokartoitus (KAJAK II). Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2018. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/235617/SYKEra\\_12\\_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/235617/SYKEra_12_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Viitattu 14.11.2020.

Valtioneuvoston asetus 2.5.2013/331. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2013/20130331>. Viitattu 15.11.2020.

Valtioneuvoston asetus 843/2017. <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2017/20170843>. Viitattu 8.11.2020.

Vestola, Elina & Mroueh, Ulla-Maija 2008. Sulfaatinpelkistyksen hyödyntäminen happamien kaivosvesien käsittelyssä. Opas louhoskäsittelyn hallintaan. VTT Tiedotteita 2422. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/tiedotteet/2008/T2422.pdf>. Viitattu 12.11.2020.

Ympäristöministeriö 2020. Kaivannasjätteet. Verkojulkaisu. Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu. Päivitetty 2.10.2020. [https://www.ymparisto.fi/fi-fi/kulutus\\_ja\\_tuotanto/jatteet\\_ja\\_jatehuolto/jatehuollon\\_vastuut\\_ja\\_jarjestaminen/Kaivannasjatteet](https://www.ymparisto.fi/fi-fi/kulutus_ja_tuotanto/jatteet_ja_jatehuolto/jatehuollon_vastuut_ja_jarjestaminen/Kaivannasjatteet). Viitattu 7.11.2020.



## LIITE 1: LIUKOISTEN METALLIEN REDUKTIOT KAIVOSVEDESTÄ

