

Loppuraportti Perämereen laskevia vesistöjä

Menetelmien kehittäminen ja ekologinen
kunnostaminen Yhteen veto

Interreg
Nord
Europeiska regionala utvecklingsfonden



EUROPEISKA UNIONEN



Länsstyrelsen
Norrbotten

Nimike: Loppuraportti Perämereen laskevia vesistöjä
Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen Yhteenveto
6/2019

Julkaisusarja nro: Länsstyrelsen i Norrbottens län

Kansikuva / kuvat: Andreas Broman, Fredrik Nordblad, Magnus Johansson, Marina Becher,
Tekijä: Gustav Sohlenius, Christian Öhrling, Anton Boman, Sarah Josefsson, Stefan
Mattbäck, Carola Lindström, Carolina Olide, Pauliina Liwata-Kenttälä,
Ari Huusko, Erkki Jokikokko, Olli van der Meer, Markku Lahti ja
Marko Kangas

Yhteystiedot: Länsstyrelsen i Norrbottens län 971 86 Luleå

Puhelin: 010-225 50 00 fax: 0920-22 84 11

Sähköposti : norrbotten@lansstyrelsen.se

Verkko: www.lansstyrelsen.se/norrbotten

Kumppanit ja rahoittaja



Länsstyrelsen
Norrbotten

Havs
och Vatten
myndigheten

Interreg
Nord

Europeiska regionala utvecklingsfonden



EUROPEISKA UNIONEN



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



SGU

Sveriges geologiska undersökning



LAPIN LIITTO





Alkusanat

Perämereen laskevia vesistöjä - menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen oli EU:n aluekehitysrahastrahaston Interreg Pohjoinen ohjelman rahoittama rajat ylittävä yhteistyöhanke. Hankkeessa ovat toimineet Lapin elinkeino, liikenne ja ympäristökeskus, Luonnonvarakeskus ja Geologian tutkimuskeskus Suomesta sekä Sveriges geologiska undersökning ja Länsstyrelsen i Norrbottens Län Ruotsista..

Kolmivuotinen hanke sisälsi kuusi hankeosa-aluetta:

- Joita olivat happamien sulfaattimaiden kartoitus
- Apilottiselvitys peltomaan salaojituksen sääntelyn toimivuudesta
- Virtavesien kunnostuksia
- Elinympäristömallinuksia ennen ja jälkeen kunnostusten
- Kalabiologisia selvityksiä sekä uusien innovatiivisten, menetelmien kehittäminen kuten esim
- Kalatien valmistaminen komposiittista

Hanke on tuottanut uutta tietoa eri osa-alueilta ja se on saanut runsaasti julkisuutta niin paikallisesti, kun alueellisesti, mutta myös kansainvälisesti. Useita hankkeessa tuotetuista tuloksista sekä menetelmistä hyödynnetään nyt meidän päivittäisessä työssä ja meneillään olevissa uusissa alueellisissa sekä kansainvälisissä hankkeissa Euroopassa.

Hankejohtajana voin todeta, että tämä hanke on ollut hyvin hauska ja mielenkiintoinen matka, jossa olemme yhteistyöllä saavuttaneet tavoitteet ja silottaneet raja-alueen eroavaisuuksia maittemme välillä. Haluan kiittää teitä kaikkia, jotka ovat olleet osallisina hankkeessa. Ilman teitä tämä ei olisi ollut mahdollista.

Hankejohtaja
Magnus Johansson



Sisältö

[Loppuraportti Perämereen laskevia vesistöjä
Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen Yhteenveto](#)

[Elinympäristömallinnus kalataloudellisten kunnostusten arvioinnin työkaluna
– esimerkkinä Simojoki](#)

[Lohen kutu - ja pienpoikasalueiden kunnostus Simojoella](#)

[Happamat sulfaattimaat rannikon vesistöjen valuma-alueilla](#)

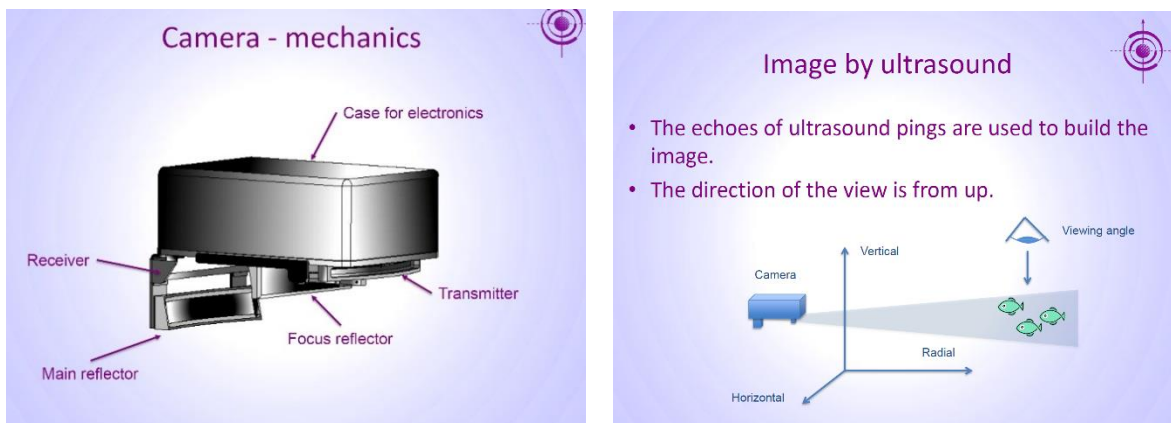
Loppuraportti

Perämereen laskevat vesistöt – Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen (Interreg Nord) Yhteenveto

1. Kalojen vaellustutkimukset

Materiaalit ja menetelmät

Siian (*Coregonus lavaretus*) ja mateen (*Lota lota*) kutuvaelluksen kokonaismäärien tutkimiseksi Alterälvenissä ja Råneälvenissä käytettiin kaikuluotainkameraa, jonka toimitti suomalainen Simsonar Oy. Kaikuluotainkamera sisältää kolme komponenttia: äänilähetin, vastaanotin ja heijastimet, jotka on asennettu kameras koteloon (kuva 1.1). Vastaanotetut kaikusignaalit (pystysuunnassa 12° ja vaakasuorassa 44°) käsitellään ja siirretään kaapelilla vedenalaisesta kamerasta maalle sijoitettuun tietokoneeseen, jossa tiedot tallennetaan tiedostoiksi kutakin tallennettua tuntia kohti. Nämä tiedostot analysoidaan sitten Simsonarin ohjelmiston (UVC) avulla. Tietojen tallennuksen yhteydessä kalojen vaellus rekisteröityy automaattisesti määritettyjen muuttujien mukaisesti, jotta saadaan käsitys ylä- ja alavirtaan kulkevien kalojen määrästä. Laitteistoa etävalvotaan ohjelmiston ja reitittimen, ZTE MF910, avulla mobiililaitteiden yhteyttä hyödyntäen.



Kuva 1.1. Simsonarin ultraäänikaikuluotauskameran kuvaus ja tekninen periaate, kuva Simsonar Oy.

Kalojen tallennuksessa kaikuluotainkameran avulla saadaan tietoja kalojen liikkumissuunnasta (ylä- tai alavirtaan, myös siirtymät sivusuunnassa voidaan havaita), tallennushetki (päiväys ja kellonaika), kalojen koko (cm) sekä etäisyys kamerasta (metriä). Lajikohtaisia tietoja ei saada. Kutuvaeltavaa siikaa voidaan tutkia, koska myöhäissyksyllä harva muu laji vaeltaa Alterälveniin ja Råneälveniin. Siksi suurin osa luotaimessa todetuista 35–50 cm kaloista on siikoja. Siian vaellus ylävirtaan tapahtuu yleensä pienehköissä parvissa (5–20 yksilöä, havaittu tietojen analysoinnin yhteydessä). Harvat muut lajit vaeltavat samalla tavoin tänä vuodenaikana.

Mateen kutuvaelluksen rekisteröinti Alterälvenissä kaikuluotainkameralla talvella 2017/2018 oli mahdollista, koska harva muu laji kokoluokassa 65–120 cm vaeltaa ylävirtaan tähän vuodenaikaan. Siten suurin osa havaituista kaloista on kudulle vaeltavaa madetta.

Tulokset ja keskustelua

Itämeressä siikaa esiintyy kaksi muunnosta. Toinen kutee meressä ja toinen kutee joissa ja makeassa vedessä. Merkintäkokeet ovat osoittaneet, että merellä kuteva siika on verrattain paikallinen ja vaeltaa enintään 20 kilometrin päähän kutualueiltaan, kun taas joissa kuteva siika voi vaeltaa yli 500 kilometrin päähän. Geneettiset tutkimukset eivät osoita eroja näiden siikojen välillä, joskin yksi tutkimus lähinnä merellä kutevista sioista Ruotsin rannikolla viittaa siihen, että kannat ovat paikallisia, mutta geneettiset erot ovat suuremmat Pohjanlahdella kuin varsinaisessa Itämeressä (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

Siikakannat Alterälvenissä ja Råneälvenissä vaeltavat kutemaan mereltä jokeen syksyllä. Kutu tapahtuu virtaavissa kohdissa sora- ja hiekkapohjan päällä myöhäissyksyllä. Siianpoikaset kuoriutuvat varhain keväällä ja ne vaeltavat suhteellisen pian merelle kasvamaan. Niiden pituus vaelluksen aikana on 25–30 mm (kuva 1.2).

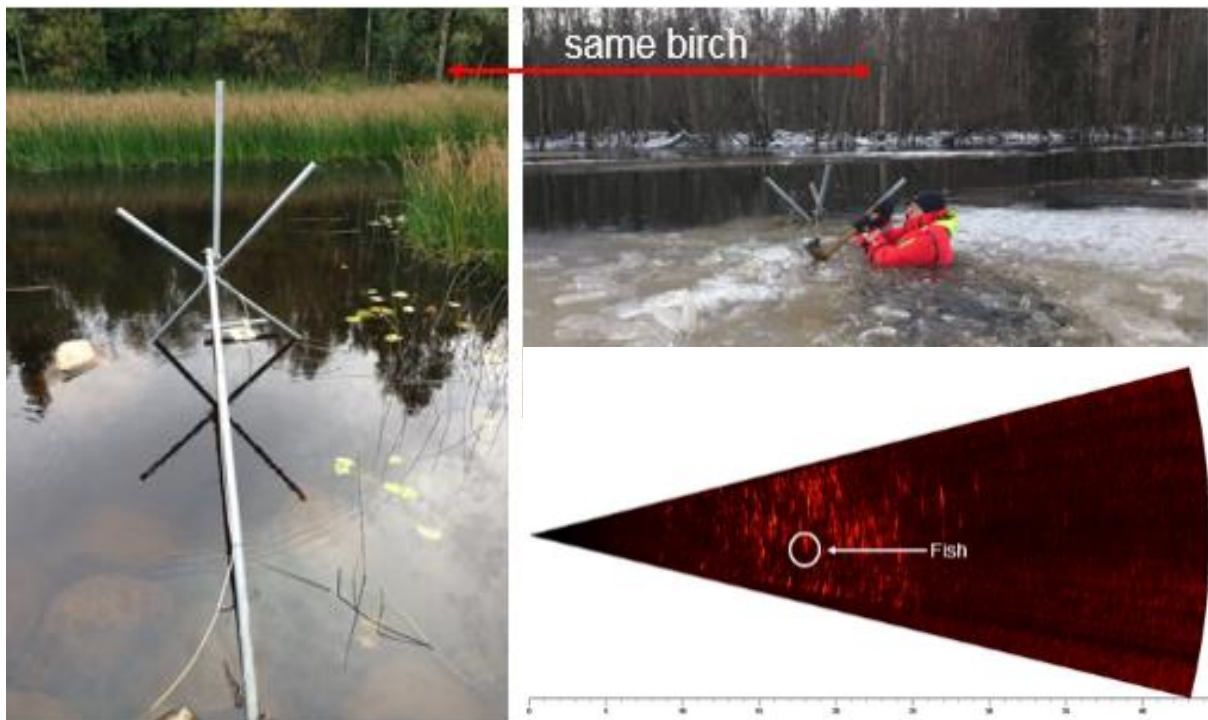


Kuva 1.2. Siianpoikasten sähkökalastusta Alterälvenissä varhain keväällä 2016.

Alterälvenin alaosalla tarkasteltiin siian kutuvaellusta vuosina 2015 ja 2017 ja Råneälvenin (referenssi) alaosalla vuonna 2016 (kuva 1.3). Kaikuluotainkameralle pyrittiin löytämään asennuspaikka mahdollisimman läheltä joen suuta, jotta nousevien siikojen kokonaismäärästä saataisiin tietoa.



Kuva 1.3. Kartta Alterälvenin ja Råneälvenin alajuoksulta ennen mereen purkautumista sekä punaisilla pisteillä merkityt kaikuluotainkameran asennuspaikat vuosina 2015, 2016 ja 2017.



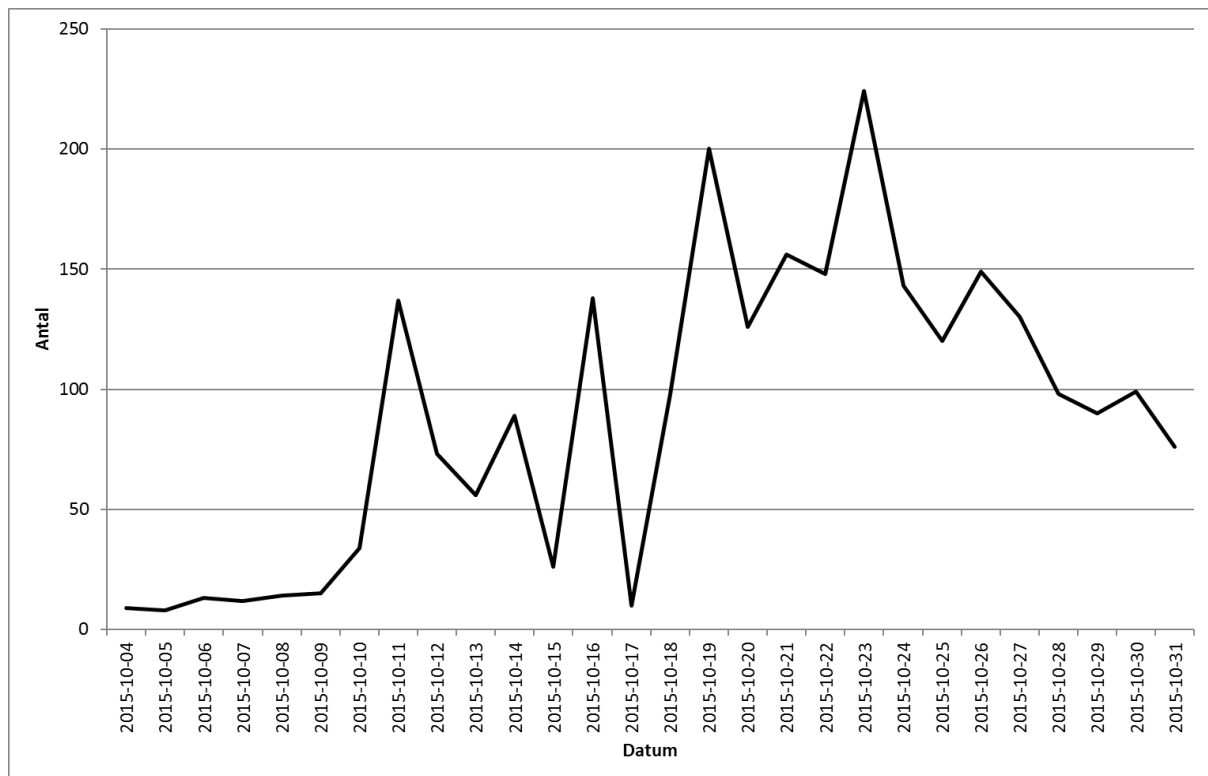
Kuva 1.4. Kaikuluotainkameran (Simsonar) asennuspaikka Alterälvenissä ja vedenkorkeuden vaihtelut siian kutuvaelluksen seurannassa vuonna 2015. Oikealla näkyy kaikuluotausalue ja rekisteröidyt kalat ympyröitynä.

Råneälven valittiin viitevesistöksi, missä siian kutuvaellusta tutkittiin vuonna 2016.

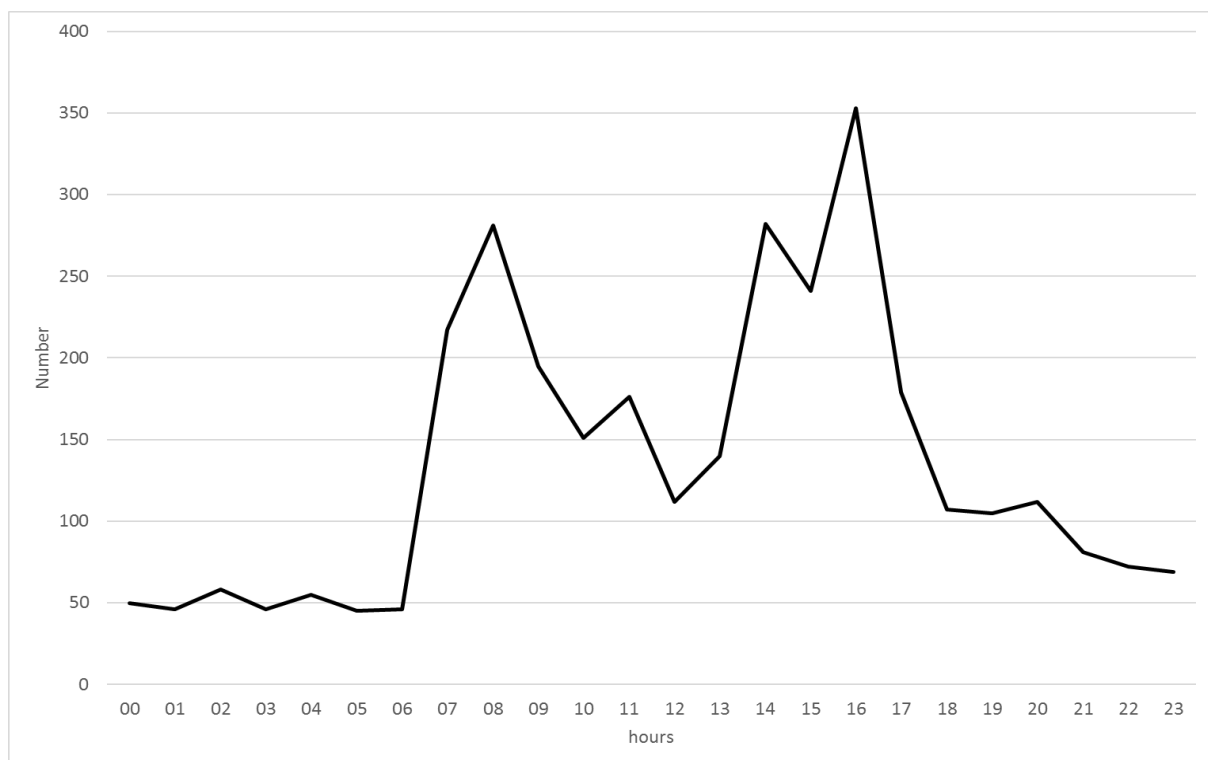
Kaikuluotainkamera sijoitettiin E-4-tien sillan alle noin 2 kilometrin päähän jokisuusta.

Siian kutuvaellus vuonna 2015 alkoi lokakuun alussa, ja suurimmillaan vaellus oli 19.–28. lokakuuta (kuva 1.5). Vaeltavia siikoja rekisteröitiin yhteensä 2465. Hankalien jääolosuhteiden vuoksi kamera poistettiin 31. lokakuuta.

Suurin vaellus ylävirtaan vuonna 2015 havaittiin päivisin noin klo 07:00 - 18:00. Kalat olivat kokoluokkaa 30–50 cm eli suurelta osin siikoja (kuva 1.6).



Kuva 1.5. Luku osoittaa kaikuluotainkameran rekisteröimien kokoluokan 35–50 cm kalojen määrän Alterälvenissä 2015. Suurin vaellusaktiiviteetti ylävirtaan havaittiin kymmenen päivän jaksolla 18.10.–28.10. Ajanjaksolla 10.10.–17.10. kamera havaitsi runsaasti alavirtaan vaeltavia kaloja. Yhteensä rekisteröitiin 2465 kalaa.



Kuva 1.6. Ylä- ja alavirtaan vaeltavien kalojen yhteismäärä lokakuussa 2015 kokoluokassa 30-50 cm.

Alterälvenin asennuspaikkaa siirrettiin vuonna 2017 noin 200 metriä ylävirtaan alueelle, joka on heti alavirtaan E4-sillalta (kuva 1.7). Tämä mahdollisti virransyötön laitteistoon Piteån kunnan pumppuasemalta sillan luota. Vesi on alueella hieman syvempää kuin edellisellä paikalla, ja syvämpi vesi soveltuu paremmin mateen vaellustutkimuksia varten, koska seuranta tapahtuu jään alla. Suoraan sillan alapuolella on siian ja luultavasti myös mateen kutualue. Siksi kalojen liikkeitä rekisteröitiin sekä ylä- että alavirtaan selvästi enemmän kuin vuonna 2015. Tuolloin luotaus tehtiin noin 200 metriä alempana voimakkaamman virtauksen alueella, jossa kutua ei luultavasti tapahdu suuren virrannopeuden vuoksi.

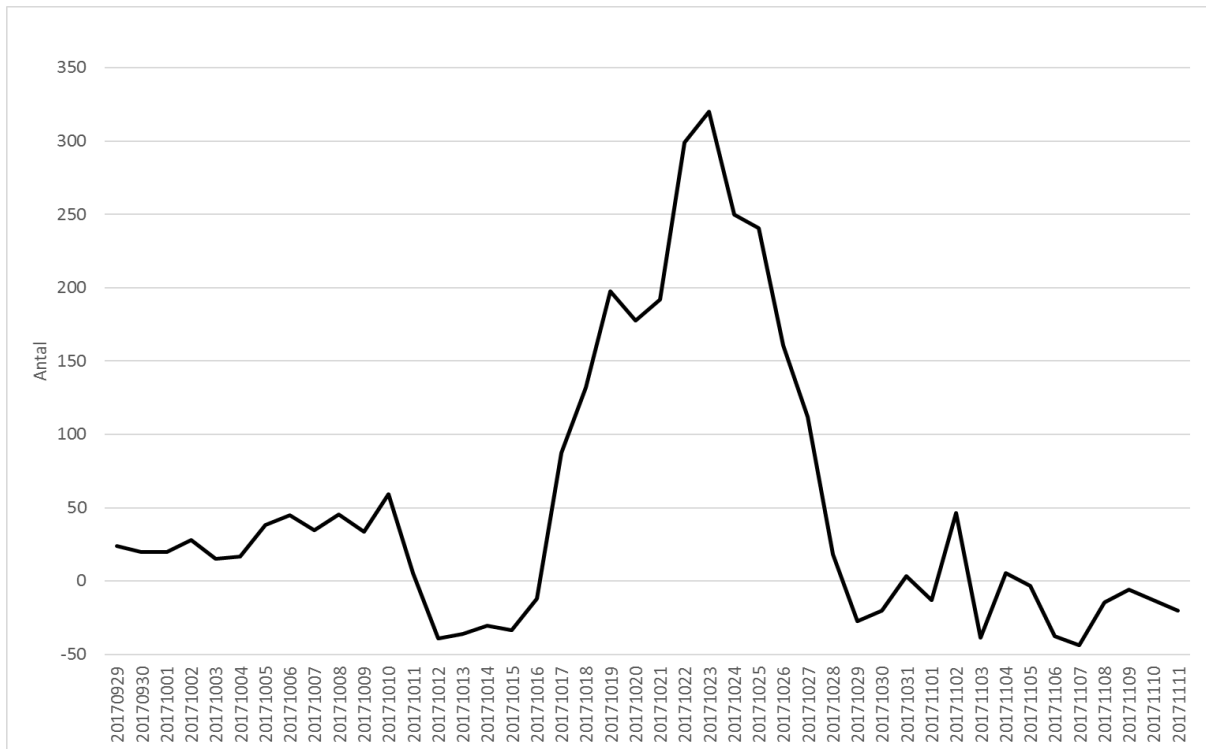


Kuva 1.7. Asennuspaikka 2017/2018 siian ja mateen kutuvaelluksen seuranta varten Alterälvenissä.

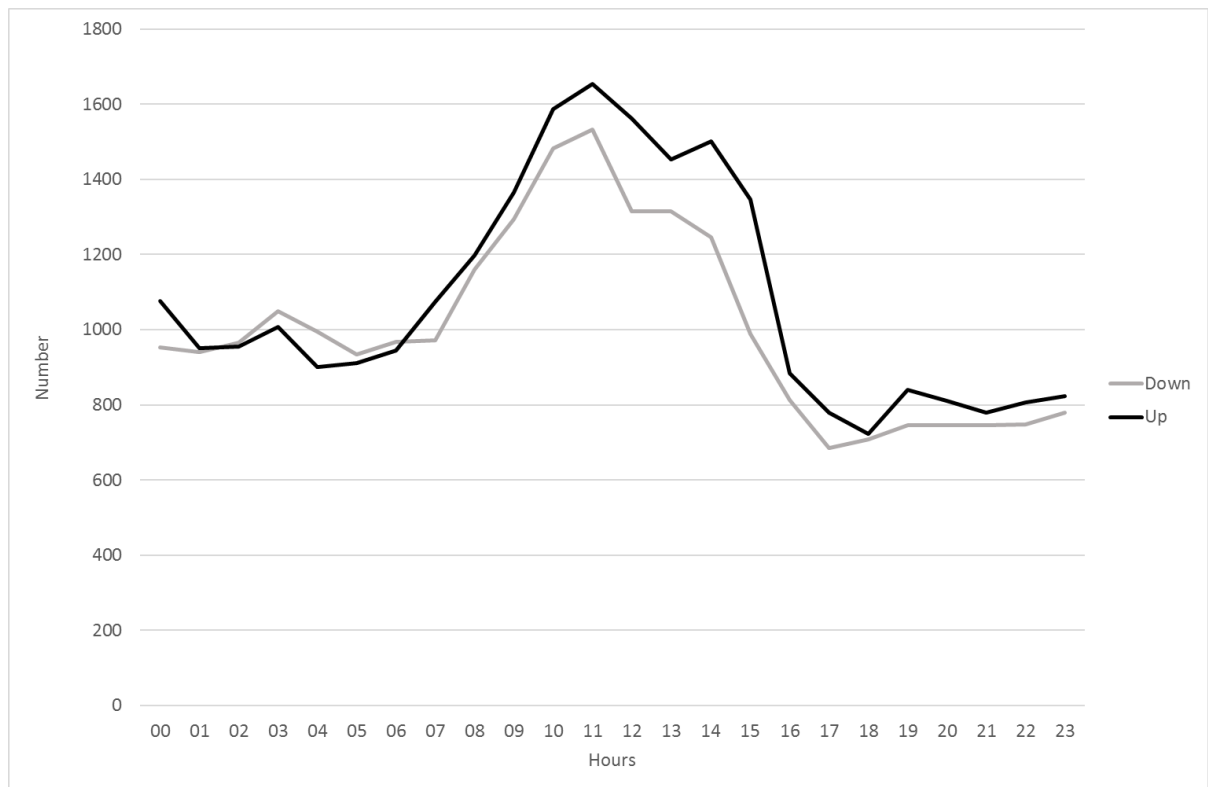
Siian kutuvaellus vuonna 2017 alkoi syyskuun lopussa, ja suurimmillaan vaellus oli 17.–28. lokakuuta (kuva 1.8). Vaeltavia siikoja rekisteröitiin yhteensä 2622. Kuvasta 1.8 käy ilmi, että kalat oleskelivat kameran edessä olevalla alueella noin 7 päivän ajan, jolloin kalat uivat aktiivisesti ylä- ja etenkin alavirtaan. Luultavasti tässä on kyse jonkinlaisesta kutuaktiviteetista. Alue on myös tunnistettu kutualueeksi siikojen radiomerkintätutkimuksessa vuosina 2015 ja 2017 (katso kohta ”Siian kutualueiden tunnistaminen ja dokumentointi”). Rekisteröityjen ylävirtaan vaeltavien siikojen lukumäärä on luultavasti hieman todellista pienempi kuin koko Alterälvenin kutunousu vuonna 2017, koska vuoden 2016 telemetriatutkimuksessa kutualueen todettiin olevan noin 300 metriä alavirtaan kaikuluotainkamerasta. Kaikki jokeen nousseet siiat eivät siis uineet luotaimelle saakka.

Syyskuun lopusta marraskuun puoleen väliin kalat liikkuvat sekä ylä- että alavirtaan eniten päivällä noin klo 08:00 – 15:00. Kalojen kokoluokka oli 35–50 cm (kuva 1.9). Nämä olivat suurelta osin siikoja.

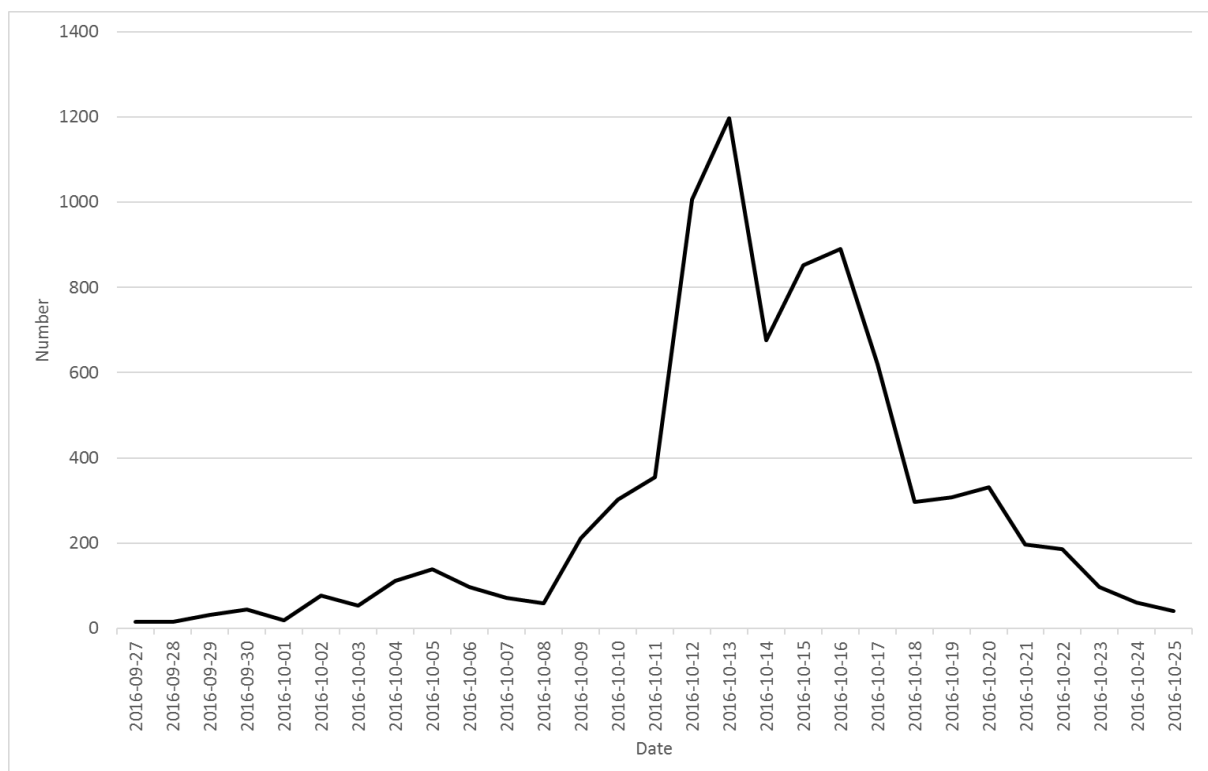
Vuonna 2016 toteutettiin siian kutuvaelluksen seuranta Råneälvenissä, jotta saataisiin referenssipohja Alterälvenin tutkimuksille. Kokoluokan 30 – 50 cm kalojen vaellus ylävirtaan alkoi syyskuun lopussa, ja merkittävä kasvu havaittiin lokakuun puolivälissä (kuva 1.10). Intensiivisin kutuvaellus kesti noin 10 päivää, mikä vastaa rekisteröintien kestoa Alterälvenissä vuosina 2015 ja 2017. Kalojen nousu Råneälveniinkin täsmää myös ajankohtaan Alterälvenissä.



Kuva 1.8. Kaikuluotainkameran rekisteröimien ylävirtaan vaeltaneiden kalojen määrä kokoluokassa 35–50 cm Alterälvenissä 2017. Luvuista on vähennetty alasvaeltaneiden määrä. Suurin vaellusaktiiviteetti ylävirtaan havaittiin kymmenen päivän jaksolla 17.10.–28.10. Miinusarvot osoittavat, että alavirtaan vaellus oli suurempaa kuin ylävirtaan. Yhteensä rekisteröitiin 2622 kalaa.



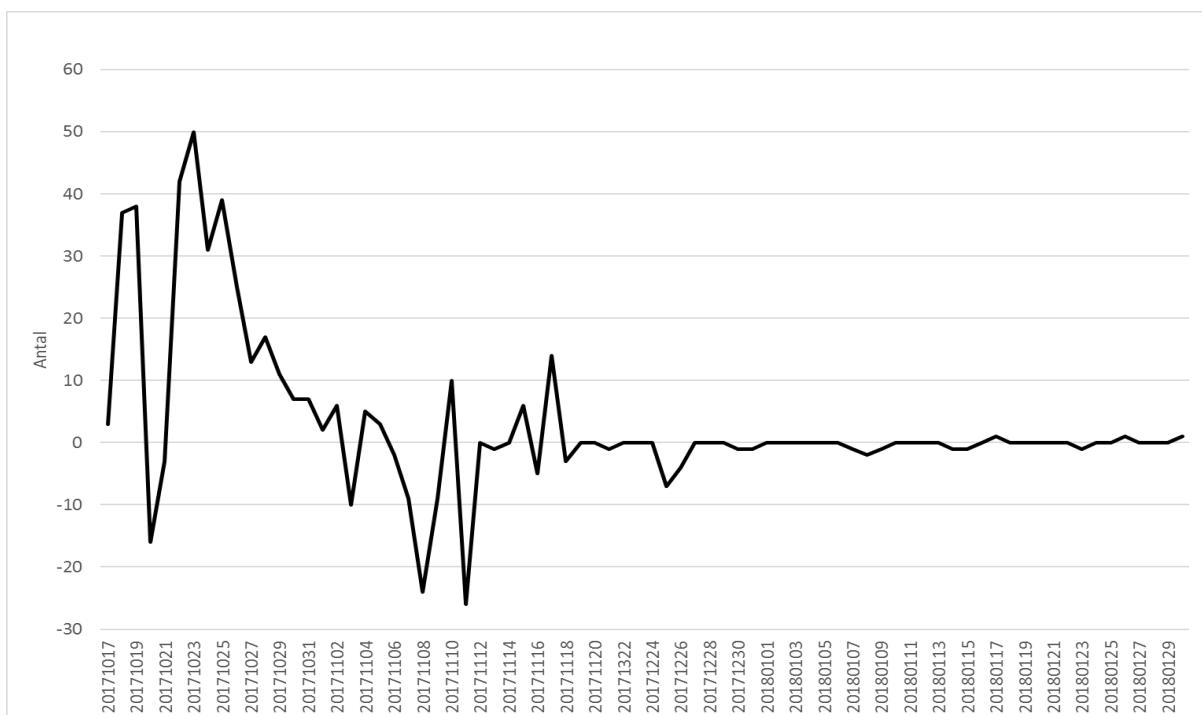
Kuva 1.9. Ylä- ja alavirtaan vuorokaudessa vaeltaneiden kalojen yhteismäärä Alterälvenissä kokoluokassa 35–50 cm ajalla 29.9.2017–11.11.2017.



Kuva 1.10. Vuorokaudessa ylävirtaan vaeltaneiden kalojen määrä Råneälvenissä vuonna 2016 kokoluokassa 30–50 cm ajalla 27.9.–25.10. Yhteensä kaloja rekisteröitiin 8370.

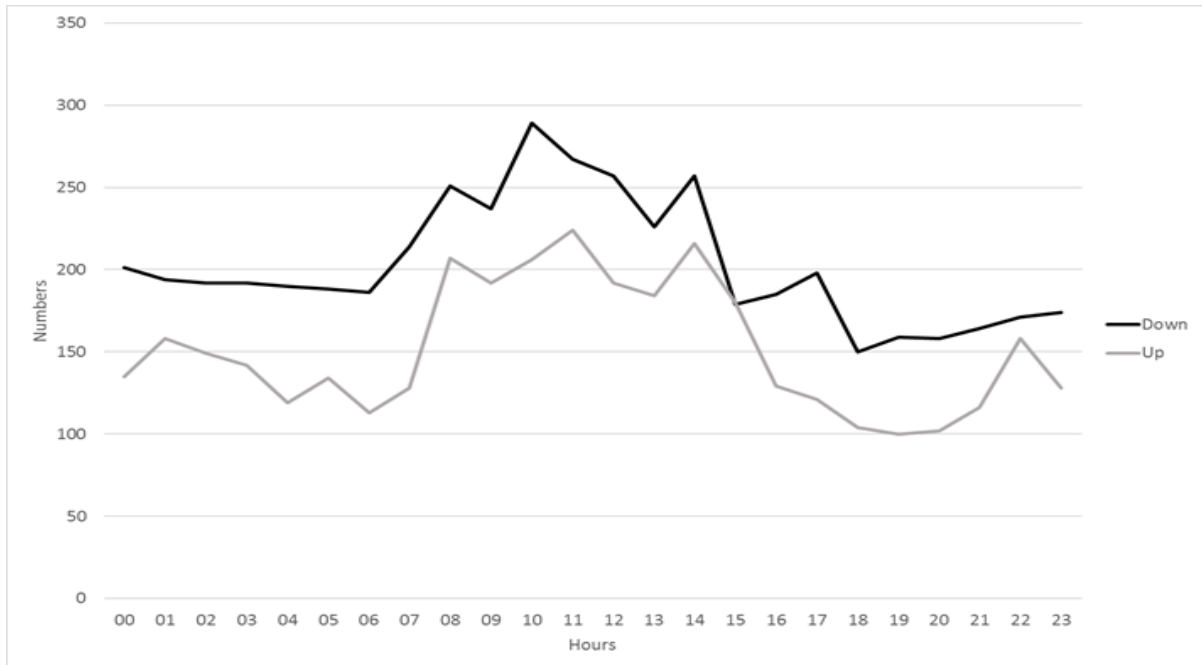
Talven 2017/2018 aikana toteutettiin Alterälvenissä kutuvaellustutkimus mateelle, joka nousee merestä jokeen lisääntymään. Mateen kutuvaellus käynnistyy marras-joulukuussa ja kutu tapahtuu tammi-helmikuun lopussa matalassa vedessä (0,5–3 m) virtapaikoissa sora- tai hiekkapohjalla, kun veden lämpötila on 0,5–4 °C. Turskakalojen tapaan mädin määrä on suuri, jopa useita miljoonia mätimunia naarasta kohti. Mateen kokonaispituus voi olla jopa 120 cm, mutta normaalisti pituus on noin 65 cm. Vesistön sähkökalastustiedot osoittavat 13 % vähennystä mateiden havaintopaikoissa. Myös suolaisten vesien kanta pienenee. Pohjanlahdella pienentyminen voi paikallisesti olla jopa > 50 %. Kannan pienentyminen on meneillään tai sen arvioidaan olevan edessä. Pienentyminen koskee levinneisyysaluetta, esiintymisaluetta, lajin elinympäristön laatua ja lisääntymiskykyisten yksilöiden lukumäärää. Uskottavimpien arvioiden perusteella laji on joutumassa luokkaan silmälläpidettävät (SLU-lajitietokanta 2018).

Alterälvenissä kaikuluotainkameralla myöhäissyksyllä/talvella 2017–2018 tehdyt kokoluokan 65-120 cm kalojen rekisteröinnit osoittivat suurta aktiiviteettia ylävirtaan lokakuun keskivaiheilta marraskuun puoliväliin. Koska mikään muu laji ei tässä kokoluokassa vaella myöhäissyksyllä/talvella, on todennäköistä, että suurin osa rekisteröidyistä kaloista on kudulle vaeltavaa madetta. Kalojen vaellukset lokakuun keskivaiheilta marraskuun puoleenväliin ovat kutuvaellusta, mutta kyse voi osin myös olla ravinnonhankintaa eli siianmädin saalistusta, koska siian kutu ajoittuu tähän ajankohtaan. Matala aktiiviteetti talvella/kevällä viittaa siihen, että vaellus alavirtaan merelle kudun jälkeen vaikuttaa tapahtuvan myöhemmin, koska kohonnutta aktiivisuutta ei todettu joulukuun lopun jälkeen.



Kuva 1.11. Kaikuluotainkameralla rekisteröityjen kalojen määrä kokoluokassa 65 – 120 cm Alterälvenissä ajalla 17.10.2017 – 31.1.2018. Miinusarvot osoittavat, että alavirtaan vaellus on suurempaa kuin ylävirtaan. Nettomäärä (ylös miinus alas vaeltavat) rekisteröinneissä oli 240 kappaletta.

Kaikuluotainkameralla tehdyt rekisteröinnit osoittavat kalojen liikkuvan aktiivisesti ympäri vuorokauden, mutta liike sekä ylä- että alavirtaan oli suurinta päivällä, noin klo 08:00 – 15:00 kokoluokassa 65 – 120 cm. Nämä olivat suurelta osin mateita.



Kuva 1.12. Ylä- ja alavirtaan vaeltavien kalojen yhteismäärän rekisteröinti kokoluokassa 65-120 cm vuorokauden aikana ajalla 17.10.2017 - 31.1.2018.

Johtopäätökset

Alterälvenillä vuosina 2015 ja 2017 tehtyjen kaikuluotausten perusteella käy ilmi, että joessa kutee merestä nousevaa siikaa ja madetta. Alterälvenissä kalanlaskurin ohittaneiden siikojen määrä vaikuttaa olevan uskottavalla tasolla, kun sitä verrataan Råneälvenissä rekisteröityjen siikojen määrään, joka oli noin kolme kertaa suurempi. Vaellusajankohta Alterälvenissä ja Råneälvenissä oli erittäin yhdenmukainen tutkimuksen kolmena vuotena. Siian intensiivisin vaellus ylävirtaan kesti noin kaksi viikkoa. Vuorokauden aikaisessa vaihtelussa ilmeni myös sama kuvio molemmissa vesistöissä eli vaellus ylävirtaan oli suurinta päiväsaikaan. Pyydetäessä siikaa verkolla vuonna 2015 ja sähkökalastusveneellä vuonna 2017 radiolähetinmerkintää varten useimmat siiat saatiin päiväsaikaan, mikä osoitti korkeampaa päiväsaajan aktiiviteettia. Kalastuspaine saaristossa Alterälvenin jokisuun ulkopuolisessa saaristossa ja lähialueella voi vaikuttaa voimakkaasti joessa kutevaan siikakantaan. Alterälvenissä on jonkin verran urheilukalastusta syksyllä, mutta saaliit ovat vähäiset eikä luultavasti vaikuta kantaan mainittavasti.

Lääninhallituksella ei ollut tietoa mateen kutuvaelluksesta Alterälveniin. Paikallisväestöltä saadut tiedot vahvistavat sen, että madetta on kalastettu joissakin paikoissa talvisaikaan (tammi-helmikuussa) alavirtaan Porsnäs-fjärdenin suulla sekä niin kutsutun Stentippenin kohdalla Tullnäs-sillasta alavirtaan. Kaikuluotaamalla Alterälvenin alajuoksulla myöhäissyksyllä/talvella 2017 todettiin 65–120 cm kaloilla aktiivista liikettä myöhäissyksyllä ja heikkenemistä talvella. Yhteensä 240 kalaa tässä kokoluokassa kulki ylävirtaan, ja niiden arvioitiin olevan kutuvaelluksella olevia mateita.



Myöhäissyksyn korkea liikkumisaktiiviteetti voi olla myös mateen siian mädin saalistusta kaikuluotaimen ulkopuolella. Alue on todettu kutuvaellustutkimuksissa siian kutualueeksi radiomerkittyjen siikojen avulla.

2. Siikojen kutualueiden tunnistaminen ja dokumentointi

Materiaalit ja menetelmät

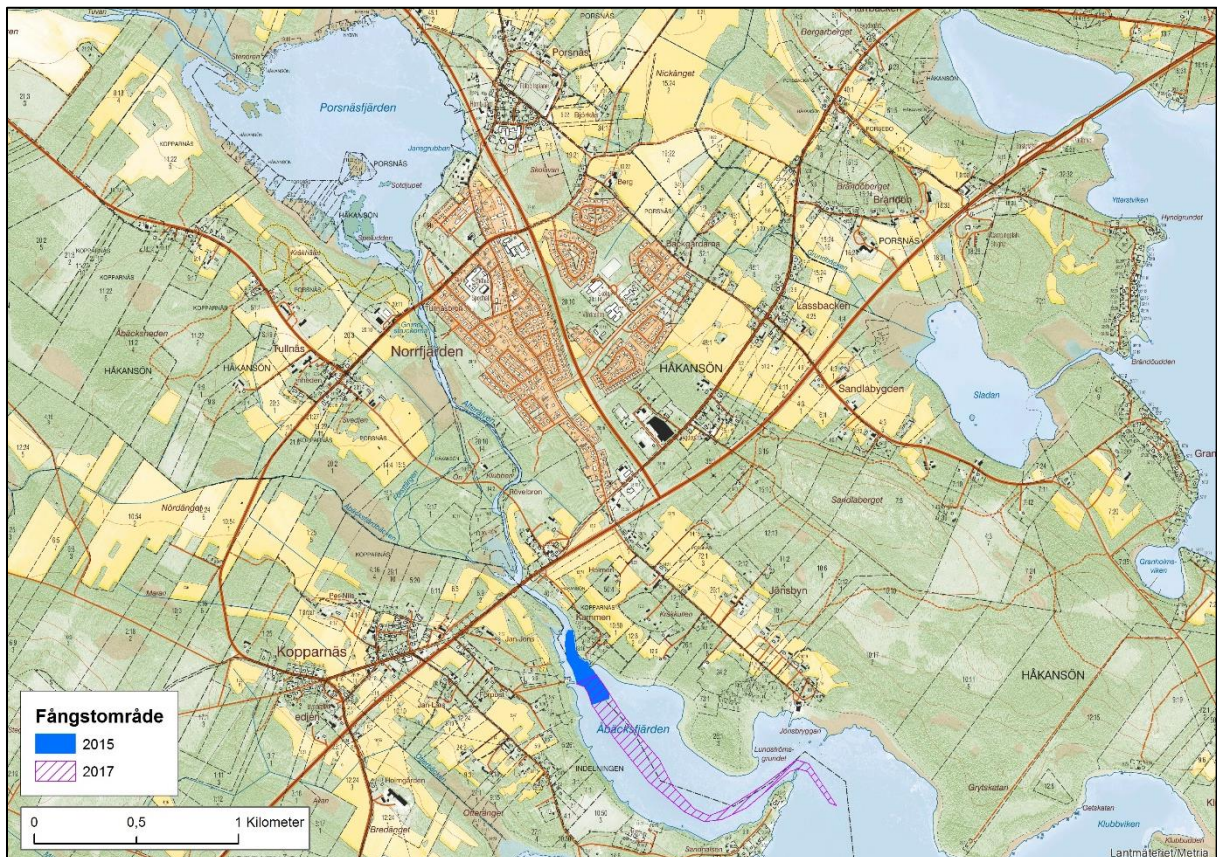
Siian vaelluskäyttämisen tutkimiseksi, siian kutualueiden tunnistamiseksi sekä vaellusesteiden kartoittamiseksi Porsnäs fjärdenin suulla Alterälvenissä tehtiin radiotelemetriatutkimuksia siian kutuvaelluksen aikana vuosina 2015 ja 2017.

Vuonna 2016 tehtiin täydentävä radiotelemetriatutkimus Råneälvenissä sen selvittämiseksi, miten pitkälle siika vaeltaa vesistössä, jossa ei ole vaellusesteitä.

Alterälvenissä vuonna 2015 ja Råneälvenissä 2016 pyydystettiin merkittävät siiat verkoilla (solmuväli 40–60 mm). Vuonna 2017 Alterälvenin tutkimuksissa käytettiin siikojen pyytämiseen sähkökalastusvenettä.

Alterälvenissä merkittävät siiat pyydettiin jokisuun alueella. Merkinnän jälkeen siiat palautettiin suoraan pyyntipaikan yläpuolelle. Katso kuva 2.1.

Råneälvenissä merkittävät siiat pyydettiin suvannosta alimman kosken alapuolelta. Merkinnän jälkeen siiat palautettiin suoraan pyyntialueen yläpuolelle. Katso kuva 2.2.

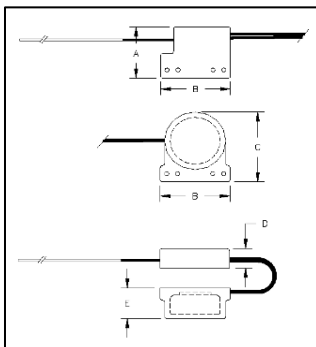


Kuva 2.1. Kartta pyyntialueesta Alterälvenillä vuonna 2015 ja 2017.



Kuva 2.2. Kartta Råneälvenin pyyntialueesta vuonna 2016.

Siit merkittiin radiolähettimellä, jonka tyyppi on ATS F2210 Fish Ext. Saddle Mount (kuva 2.3).



Model	Battery	Weight (g)
F2210	357HC (3,5 V)	4.5

Dimensioner (mm)				
A	B	C	D	E
12,5	16	17	5	7,5

Kuva 2.3. Telemetriatutkimuksessa käytettyjen radiolähettimien tekniset tiedot.

Radiolähettimet kiinnitettiin siikojen selkävään lähettimen paristopuoli kalan oikealla puolella ja lähettimen elektronikkapuoli ja antenni kalan vasemmalla puolella (kuva 2.4).

Merkinnän jälkeen siit pidettiin sumpussa (vuonna 2015) sekä suussa paljussa kuplivalta hapetuksella (vuonna 2016 Råneälvenissä ja 2017 Alterälvenissä), jotta ne toipuisivat ennen palauttamista jokeen.

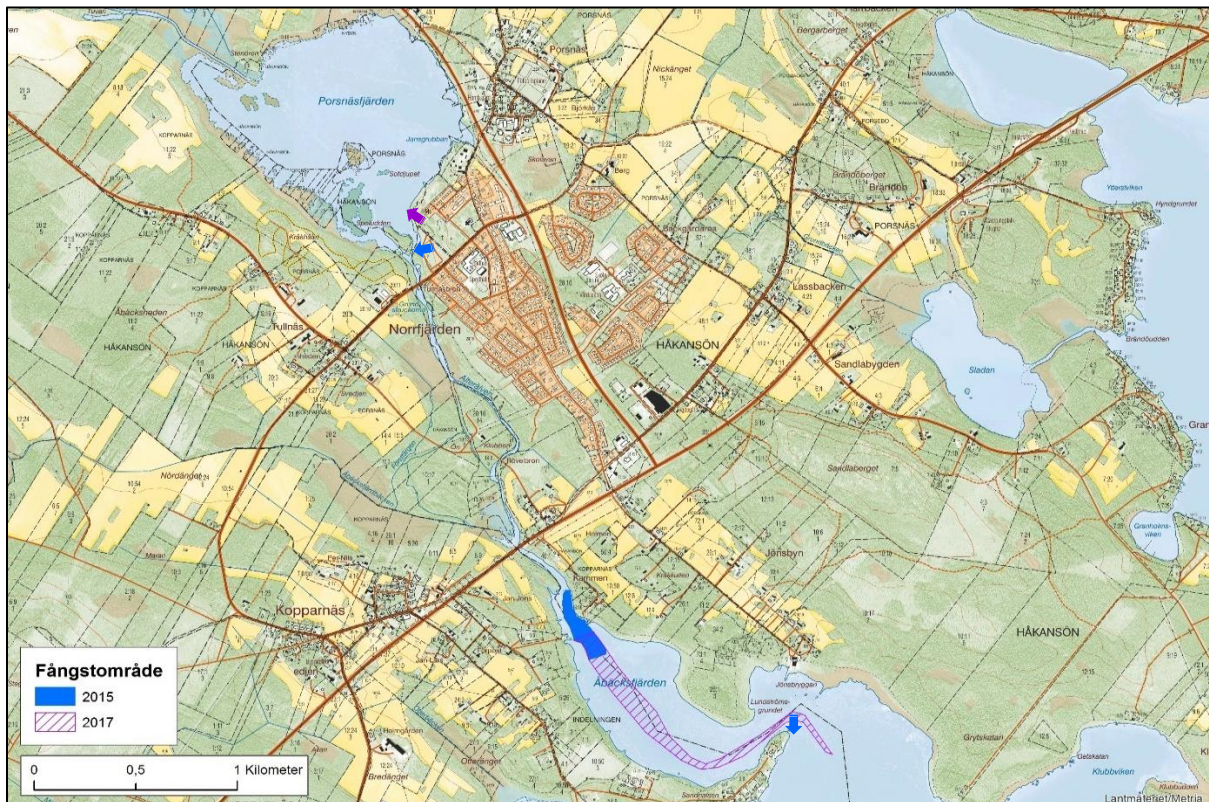
Alterälvenissä käytettiin kahta paikallista vastaanotinta merkittyjen siikojen rekisteröintiä varten. Yksi oli joen suulla ja toinen Porsnäsfjärdenin purkautumiskohdassa.

Vuoden 2017 tutkimuksessa käytettiin Porsnäsjärdenin vastaanottimen yhteydessä ylimääräistä antennia. Tällä haluttiin lisätä havainnoinnin tarkkuutta, ohittivatko merkityt siiat muokatun vaellusesteen. Katso kuvasta 2.5 antennien järjestely ja suuntaus.



Kuva 2.4. Valokuva siasta, jonka selkäevään on kiinnitetty radiolähetin.

Kiinteiden vastaanottimien lisäksi käytettiin myös käsikäyttöistä vastaanotinta, jolla voitiin peilata tarkemmin, missä merkityt siiat oleskelivat. Käsipeilausta tehtiin säännöllisesti siikojen merkintäajankohdasta siihen asti, että kutu oli varmuudella ohi (2.12.2015 ja vastaavasti 23.11.2017).



Kuva 2.5. Kartta Alterälvenistä ja telemetriatutkimuksen järjestelyistä vuosina 2015 ja 2017. Siniset nuolet osoittavat kiinteät vastaanottimet ja antennien suuntauksen vuosina 2015 ja 2017. Lila nuoli osoittaa sen lisäantennin paikan ja suunnan, jota käytettiin vuoden 2017 tutkimuksessa lisäämään tarkkuutta muokatun vaellusesteen kohdalla.

Kaikkien kolmen telemetriatutkimuksen aikana mitattiin vesistön lämpötilaa jatkuvasti kerran tunnissa lämpötilaloggerilla.

Alterälvenin käsipeilauksen yhteydessä dokumentointiin myös, havaittiinko kutukäyttäytymistä (kalat jahtaavat toisiaan ja loiskivat pinnalla).

Myös Råneälvenissä käytettiin vuonna 2016 kahta kiinteää vastaanotinta merkittyjen siikojen rekisteröintiä varten. Yksi oli E4-sillan luona ja yksi kosken yläpuolella Norrgrenissä. Norrgrenin vastaanottimen yhteydessä käytettiin kahta antennia tarkkuuden lisäämiseksi sekä sen havaitsemiseksi, menivätkö merkityt siiat edelleen ylävirtaan joessa. Katso kuvasta 2.6 antennien sijainti ja suuntaus.

Kiinteiden vastaanottimien lisäksi käytettiin myös Råneälvenissä käsikäyttöistä vastaanotinta, jolla voitiin peilata tarkemmin merkittyjen siikojen sijainti. Käsipeilausta tehtiin säännöllisesti siikojen merkintäajankohdasta alkaen siihen asti, että kutu oli varmuudella ohi (joulukuun alussa).



Kuva 2.6. Kartta Råneälvenistä ja telemetriatutkimuksen järjestelyistä vuonna 2016. Siniset nuolet osoittavat kiinteät vastaanottimet ja antennien suuntauksen.

Alterälvenin tärkeimpien kutualueiden tunnistamiseksi joki jaettiin 10 metrin pituisiin vyöhykkeisiin. Näiden vyöhykkeiden ja peilausdatan perusteella tehtiin GIS-analysit, jotta voitiin tunnistaa ne vyöhykkeet, joissa kalat olivat oleskelleet kutuaikana. Kukin vyöhykkeellä oleskellut siika tuotti vyöhykkeelle pisteen. Siten runsaasti kaloja sisältäneet vyöhykkeet saivat paljon pisteitä.

Tämäntyyppinen analyysi tehtiin vain Alterälvenissä. Råneälvenissä vyöhykeanalyysiä ei voitu käyttää, koska merkittyjä siikoja ei voitu paikallistaa samalla tarkkuudella kuin Alterälvenissä johtuen Råneälvenin paljon suuremmasta koosta.

Mätimunien sijainnin määrittämiseksi kudun jälkeen ja kutupaikkojen tarkkaa kuvaamista varten testattiin Ruotsissa uutta menetelmää, jossa mätimunia imettiin pohjasta vesipumpun avulla (katso kuva 2.7). Menetelmää käytettiin 11 paikassa, jotka kuuluivat kahteen tunnistettuun kutualueeseen (ylin ja alin, katso kuva 2.11). Käytimme pumppua, jonka kapasiteetti oli 233 l/min ja jossa oli 4-tahtinen bensiinimoottori teholtaan 3 hv/2,2 kW. Imusuulake oli halkaisijaltaan 12 cm ja sen ruostumattoman teräsverkon silmäkoko oli 1x1 cm, jotta se päästi mädin läpi vahingoittumatta ja esti kivien ja soran imeytymisen. Keräyssiivilän reikäkoko oli 1x1 mm, jotta mäti saatiin kerättyä samalla kun hiekka ja sedimentti huuhdottiin pois.



Kuva 2.7. Kuvassa mätimunien pumppausta Alterälvenissä 13.11.2017.

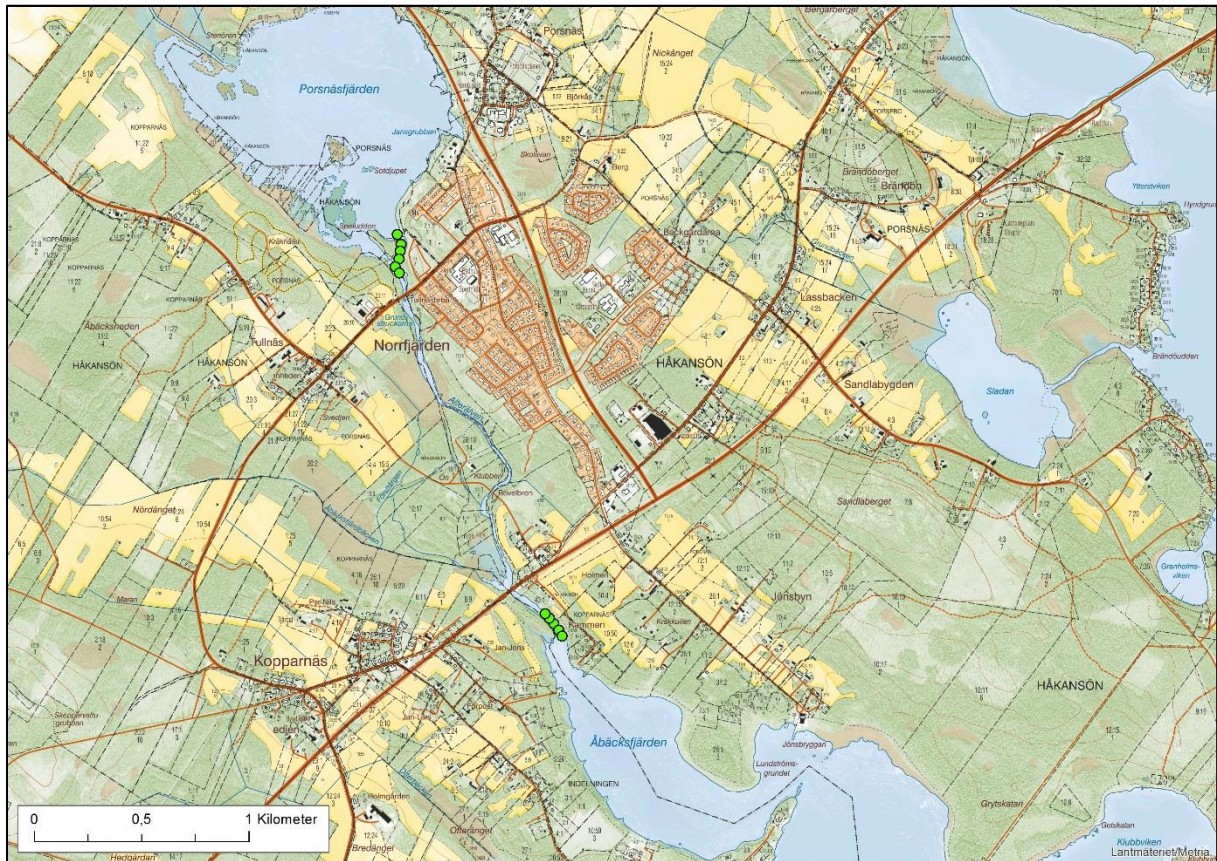
Tulokset ja keskustelua

Kokemuksemme tämän hankkeen tutkimuksista osoittavat, että siika on hyvin herkkä kalalaji. Se on paljon herkempi käsittelylle kuin lohi tai taimen, jotka ovat olleet monien vastaavien tutkimusten kohteena. Huolimatta siitä, että veden lämpötila oli merkinnän yhteydessä 8 astetta ja allekin, siikat olivat hyvin uupuneita pyydystämisen, mittauksen, punnituksen ja merkinnän jälkeen. Merkinnöissä ennen tutkimuksia vuonna 2016 Råneälvenissä ja 2017 Alterälvenissä merkityt kalat päästettiin tankkiin, johon puhallettiin happea. Tankissa siikoja tarkkailtiin ja varmistettiin niiden normaali käyttäytyminen ennen vapauttamista.

Pyynti sähkökalastusveneellä arvioitiin hellävaraisemmaksi kuin verkolla. Anodiin tai katodiin osuneet siikat tarvitsivat kuitenkin pitkän ajan toipuakseen. Päätimme, että anodiin tai katodiin osuneita siikoja ei merkitä eikä niitä otettu mukaan tutkimukseen vuonna 2017.

Projektin tutkimuksissa käytetyn lähettimen kiinnitys ei edellyttänyt kalan kirurgista operointia. Lähettimet olivat siten hellävaraisia moniin muuhun lähettimiin verrattuna. Projektista saatujen kokemusten perusteella olemme sitä mieltä, että hellävarainen käsittely on hyvin tärkeää siikojen

parissa työskentelyssä. Pitää huolehtia, että kalojen käsittelyajan (mittaamiseen, punnitsemiseen ja merkitsemiseen kuluva aika) tulee olla lyhyt ja lähettimen kiinnitystavan hellävarainen.



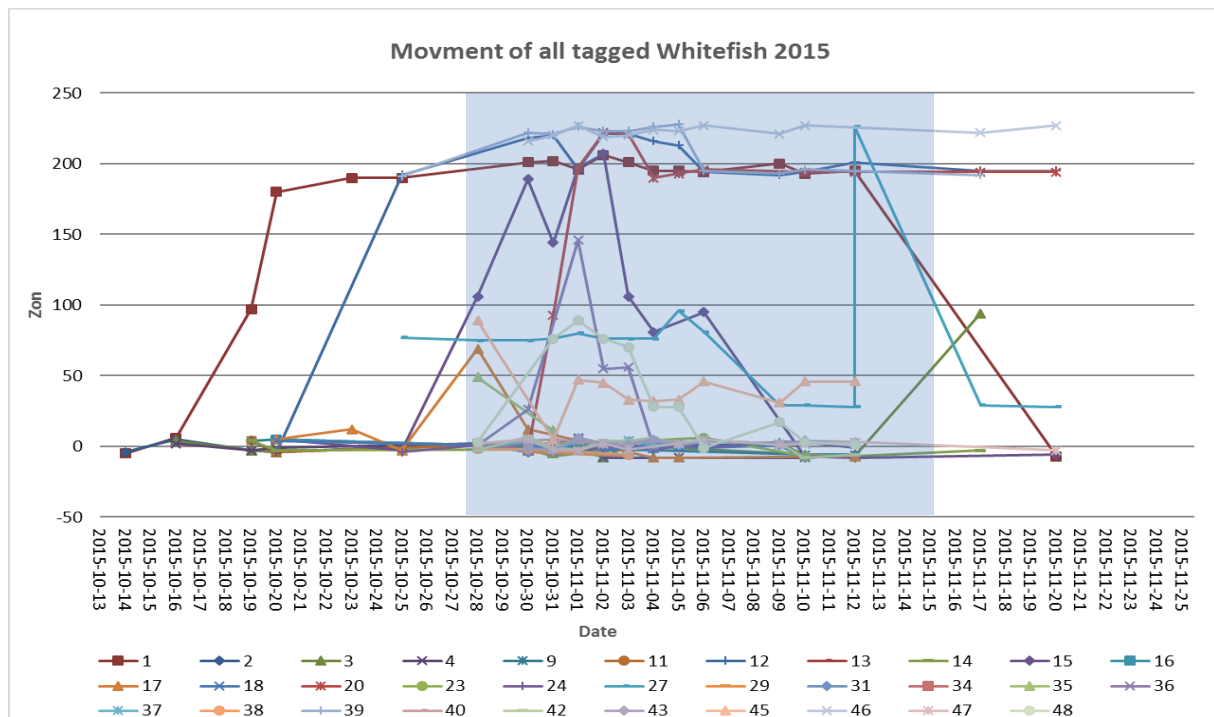
Kuva 2.8. Kartta paikoista, joista mätimunia pumpattiin 13.11.2017. Näytepaikat yhdestä viiteen alimmalla alueella ja kuudesta yhteentoista ylimmällä alueella.

Alterälven

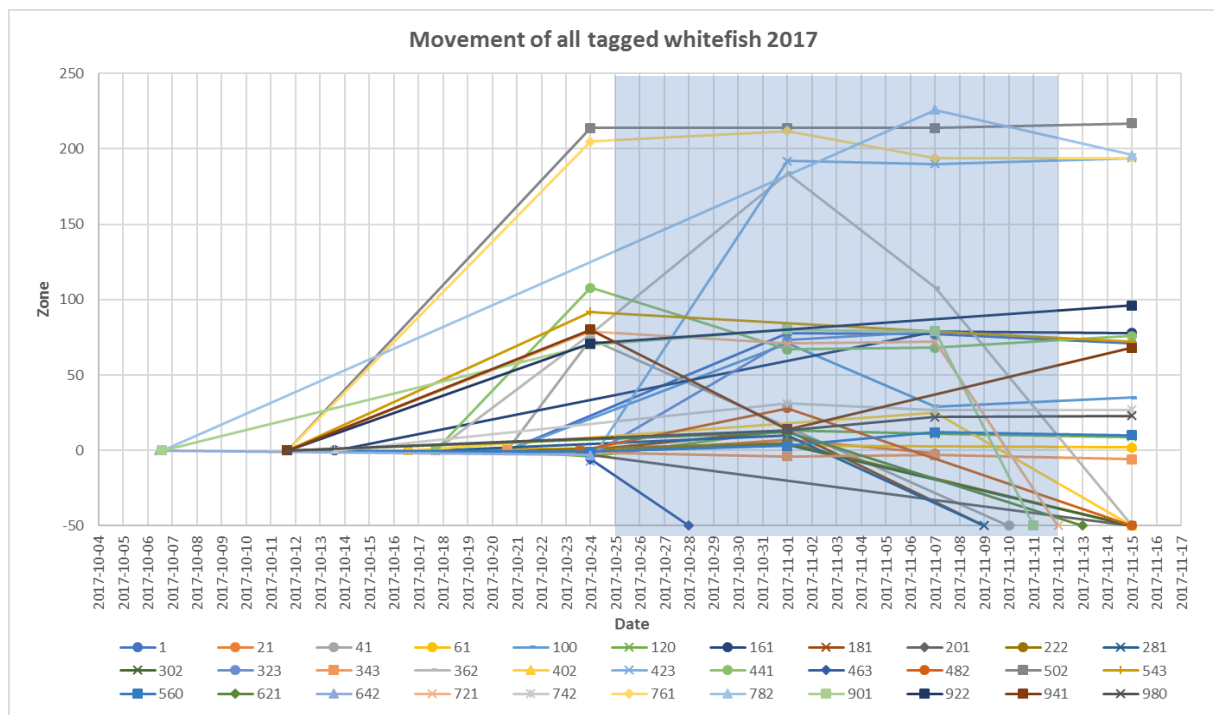
Alterälvenin tutkimuksissa 2015 mikään merkityistä sioista ei ohittanut vaellusestettä Porsnäsfiärdenin suulla. Kaikki merkityt siat oleskelivat virtojen ja koskien läheisyydessä Porsnäsfiärdenistä alavirtaan, mutta yleisin paikka oli vesistön alimmassa osassa.

Myös vuoden 2017 tutkimuksessa (vaellusesteen muokkauksen jälkeen) useimmat merkityt siat oleskelivat vesistön alimmassa osassa. Kaksi merkityistä sioista kuitenkin ohitti Porsnäsfiärdenin suulla vaellusesteen, jota oli muokattu syksyllä 2016. Kumpikaan näistä sioista ei kuitenkaan uinut vesistössä muutamaa sataa metriä pidemmälle vaellusesteestä. Koska siika ei luultavasti ole voinut ohittaa Porsnäsfiärdenin vaellusestettä erittäin moniin vuosiin, joen kaikki siat ovat syntyneet Porsnäsfiärdenistä alavirtaan. Siksi niillä ei ehkä ole viettiä vaeltaa pidemmälle ylävirtaan kutemaan kuin missä ne ovat syntyneet. Sen selvittämiseksi, hakeutuuko siika vesistössä pidemmälle, tarvitaan seurantatutkimuksia noin 10-15 vuoden ajan.

Naarasten ja urosten vaelluskäyttäytyminen ei juurikaan eronnut toisistaan tutkimuksessa vuonna 2015 (katso kuva 2.9). Urokset liikkuvat joessa ehkä hieman enemmän edestakaisin.



Kuva 2.9. Kaavio merkittyjen siikojen vaelluskäyttäytymisestä Alterälvenissä vuonna 2015. Kutukäyttäytymisen tarkkailun ajanjakso on merkitty sinisellä taustalla. Numerot 18, 27, 29, 34, 36, 38, 39, 42, 45, 47 ja 48 esittävät naaraiden liikkumista.



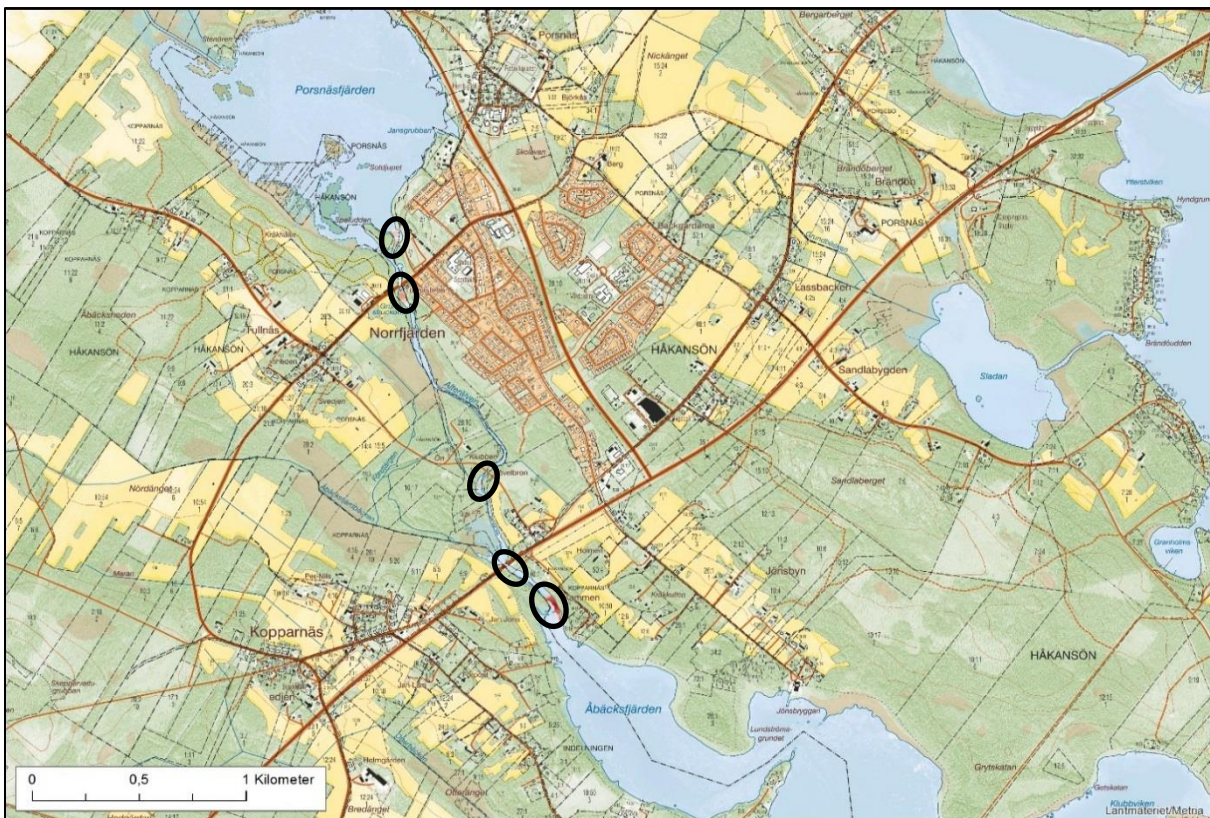
Kuva 2.10. Kaavio merkittyjen siikojen vaelluskäyttäytymisestä Alterälvenissä vuonna 2017. Kutukäyttäytymisen tarkkailun ajanjakso on merkitty sinisellä taustalla. Numerot 1, 41, 281, 343, 482 ja 782 esittävät koiraiden liikkumista.

Vuoden 2017 tutkimus vahvistaa kuvan siitä, että koiraat liikkuvat hieman enemmän (katso kuva 2.10).

Vuoden 2017 tutkimuksessa pystyimme paremmin seuraamaan, milloin merkityt kalat vaelsivat pois joesta. Ilmeni, että yli puolet uroksista jäi jokeen kudun jälkeen, kun taas puolet naaraista poistui joesta kudun jälkeen.

Havaitun kutukäyttäytymisen perusteella (kalat jahtasivat toisiaan ja loiskivat pinnalla) tunnistettiin neljä tärkeintä kutualuetta (katso kuva 2.11). Samat alueet havaittiin myös GIS-analyseissä sellaisiksi vyöhykkeiksi, joissa merkityt siiat oleskelivat kudun aikana (katso kuva 2.12). Tiettyä kutukäyttäytymistä havaittiin myös tunnistettujen vyöhykkeiden ulkopuolella, mutta aina niiden lähellä.

Peilauksesta saatujen tulosten sekä havaitun kutukäyttäytymisen perusteella kutu tapahtuu pääasiassa koskien ylä- ja alapuolella, missä veden syvyys on noin 1 - 0,5 metriä. Kutupaikkojen virtaus oli melko laminaarista ja veden nopeus noin 0,2 - 0,5 m/s. Pohjan koostumus oli soraa, kiveä ja yksittäisiä esteitä.



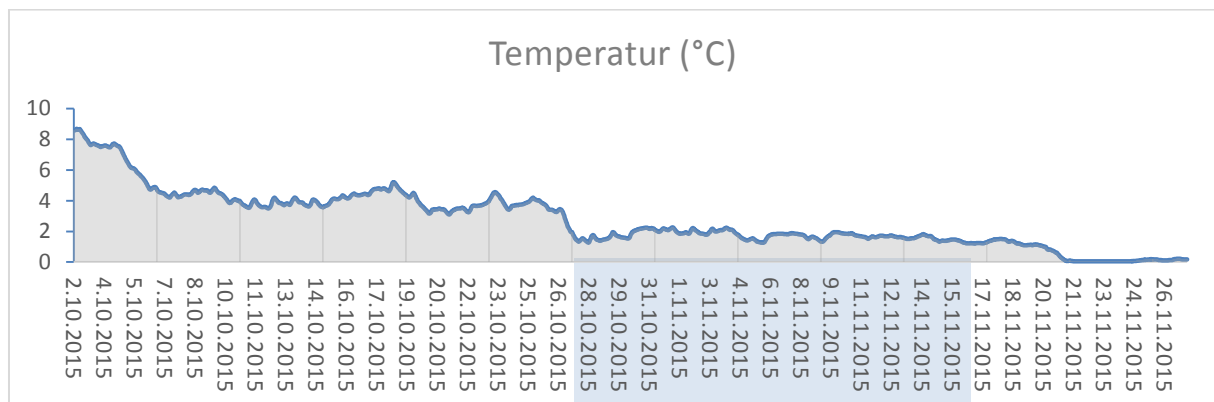
Kuva 2.11. Kartta käytössä olleista vyöhykkeistä ja niiden pisteytyksestä Alterälvenissä vuoden 2015 tutkimuksessa (tummempi punainen merkitsee suurempaa pistemäärää). Siniset soikiot osoittavat tunnistetut kutualueet.

Molemmissa tutkimuksissa useimmat siiat oleskelivat Alterälvenin alimmassa osassa, ja kalojen määrä väheni ylävirtaan päin. Siian elinkaarta ajatellen voi olla edullista kuoriutua lähellä kasvualueita rannikolla. Jos lähellä kasvualuetta kuoriutuneet poikaset selviävät paremmin, se tarkoittaisi, että useimmat kutemaan palaavat kalat ovat kuoriutuneet alavirralla ylävirran sijasta.

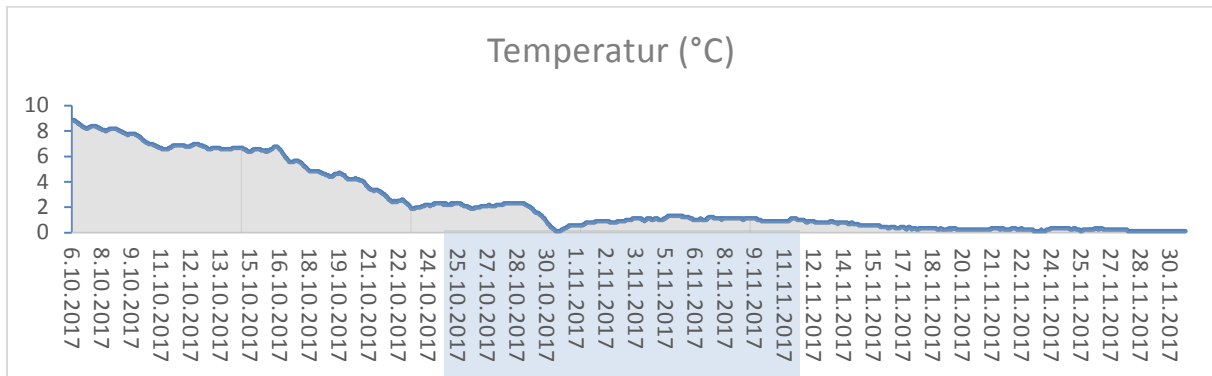
Jos sioilla on vahva niin kutsuttu ”homing” käyttäytyminen, tämä voisi selittää, miksi useimmat siiat kutevat vesistössä pääosin sen alaosissa.



Kuva 2.12. Kartta käytössä olleista vyöhykkeistä ja niiden pisteytyksestä Alterälvenissä vuoden 2017 tutkimuksessa (tummempi punainen merkitsee suurempaa pistemäärää).



Kuva 2.13. Kaavio veden lämpötilan vaihtelusta tutkimuksen aikana Alterälvenissä 2015. Kutukäyttäytymisen tarkkailun ajanjakso on merkitty sinisellä taustalla.



Kuva 2.14. Kaavio veden lämpötilan vaihtelusta tutkimuksen aikana Alterälvenissä 2017. Kutukäyttötymisen tarkkailun ajanjakso on merkitty sinisellä taustalla.

Sekä 2015 että 2017 siian kudun todettiin tapahtuvan veden lämpötilan laskiessa alle 2 °C eli lämpötilalla näyttäisi olevan keskeinen merkitys kudun ajankohtaan. Tutkimusvuosien välillä oli vain kolmen päivän ero siinä, milloin veden lämpötila laski alle kahden asteen. Päivän pituudella voi myös olla yhtä suuri merkitys kuin lämpötilalla.

Tulokset mätipumpkauksesta osoittavat, että mätimunia esiintyy kaikilla paikoilla, ja alemmilla paikoilla mätiiä oli vähemmän kuin ylemmillä kutualueilla (kts. taulukko 2.1.). Mätiiä löydettiin jopa muokatun vaellusesteen yläpuolelta Porsnäs fjärdenin luusuasta. Se osoittaa siian nousseen vaellusesteen ohi muokkaustöiden jälkeen.

Taulukko 2.1. Mätimunien määrä eri paikoissa.

Kohde	WGS84 (leveys, pituus)	Paikka	Munien määrä
1	65.404892, 21.497629	Alin kutualue	106
2	65.404774, 21.497707	Alin kutualue	72
3	65.404671, 21.497814	Alin kutualue	61
4	65.404577, 21.497878	Alin kutualue	33
5	65.404441, 21.497865	Alin kutualue	13
6	65.422087, 21.485385	Muokatun vaellusesteen yläpuolella	1
7	65.421725, 21.485605	Ylin kutualue	2
8	65.421411, 21.485567	Ylin kutualue	1
9	65.421243, 21.485374	Ylin kutualue	18
10	65.421031, 21.485154	Ylin kutualue	65
11	65.420777, 21.48495	Ylin kutualue	9

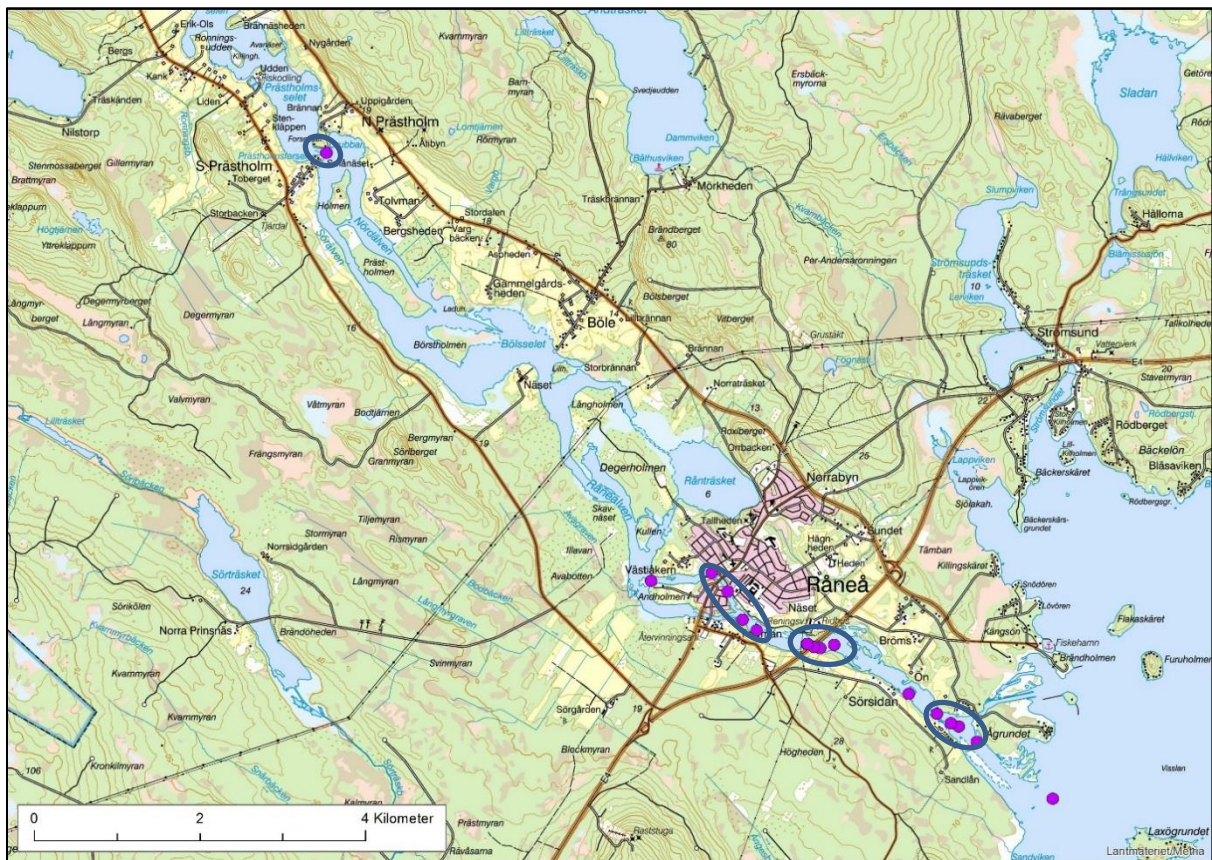
Råneälven

Råneälvenissä 2016 merkityt siiat osoittivat samanlaista käyttäytymistä kuin Alterälvenin siiat, eli useimmat siiat oleskelivat alimmilla alueilla, ja kalojen määrä väheni ylävirtaan mentäessä. Kaksi merkittävä siikaa, jotka vaelsivat pisimpään Råneälvenissä, kulkivat 12 kilometriä merkintäpaikalta ylävirtaan koskelle Södra Prästholmossa.

Peilausten perusteella tunnistettiin neljä pääasiallista kutualueutta Råneälvenissä (katso kuva 2.15).

Koska Råneälven on selvästi suurempi kuin Alterälven ja kutu tapahtuu pimeään aikaan, kutupaikkojen selvittäminen yksityiskohtaisesti oli hankalaa. Ajallisesti kutu kuitenkin näytti tapahtuvan Råneälvenissä samaan aikaan kuin Alterälvenissä, ja pääasiallinen kutuaktiiviteetti voitiin havaita heti ylä- ja alavirtaan Prästholmin koskista jokisuulle asti.

Veden syvyys kohdissa, joissa kutua voitiin Råneälvenissä havaita, oli 1 - 1,5 metriä eli suurempi kuin Alterälvenissä. Veden nopeus, laminaarinen virtaus ja pohjan koostumus oli kuitenkin vastaava. Tämä viittaa siihen, että veden nopeus ja virtaus ovat syvyyttä tärkeämpiä, kun siika valitsee kutupaikan.



Kuva 2.15. Kartta merkittyjen siikojen sijainneista Råneälvenissä käspeilauksen perusteella. Siniset merkinnät osoittava alueet, joissa siikat ovat oleskelleet kudun aikana.

Johtopäätökset

Siika on hyvin herkkä laji, jota on käsiteltävä erityisen varovasti merkinnän yhteydessä. Vesitankki hapetuksella on välttämätön lajiä käsiteltäessä.

Alterälvenissä siika kutee vesistön kahden alimman kilometrin matkalla ja kutu tapahtuu lokakuun viimeiseltä viikolta marraskuun puoliväliin. Råneälvenin tutkimus osoittaa, että siika vaeltaa vesistössä 12 kilometriä ylävirtaan.

Siika näyttää pääasiassa kutevan koskien ylä- ja alapuolella paikoissa, joissa veden virtausnopeus on pienempi ja virtaus vähemmän turbulenttista kuin koskissa.

Vesistön alimmat virrat näyttävät olevan tärkeimpiä kutualueita, joissa useimmat kalat kutevat.

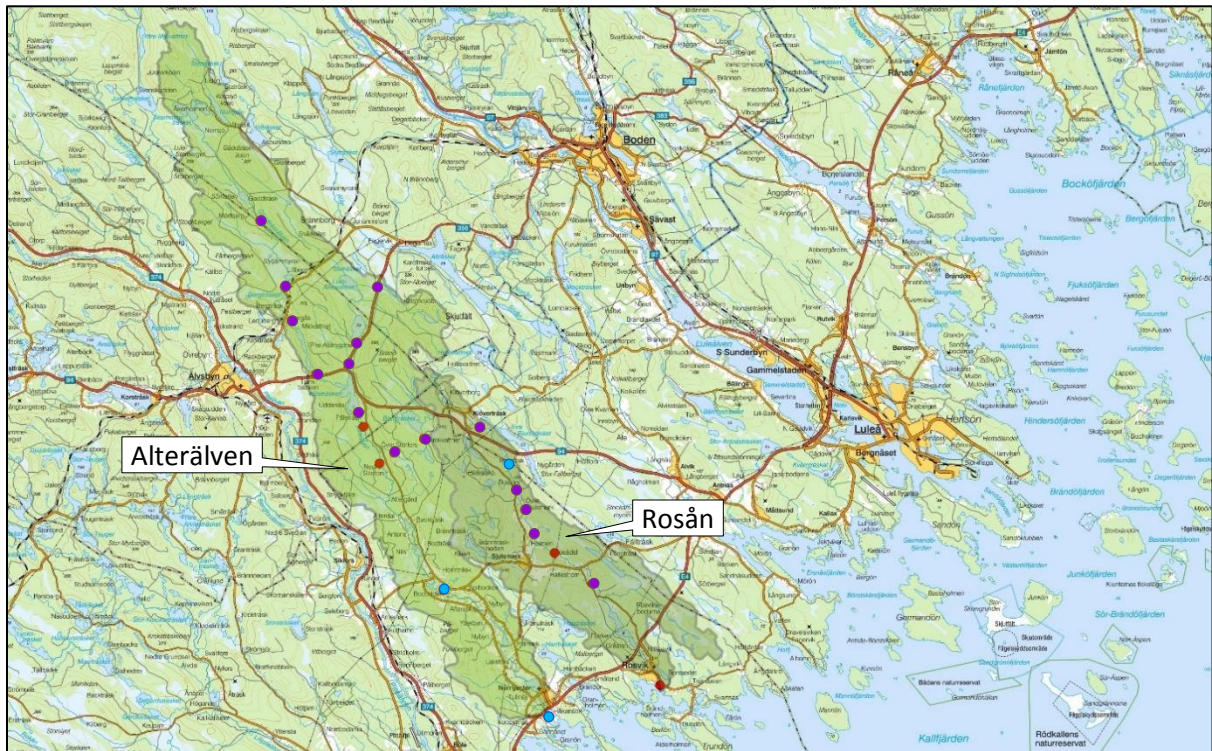
Siika näyttää valitsevan kutupaikan perustuen etäisyyteen mereltä sekä virtausolosuhteisiin.

Tutkimusten mukaan veden lämpötila ohjaa siian kutuajankohtaa. Myös päivän pituudella voi olla merkitystä.

3. Rapujen koepyynti

Materiaalit ja menetelmät

Jokiravun levinneisyyden kartoittamiseksi Alterälvenin ja Rosånin vesistöissä toteutettiin kvalitatiivinen koepyynti 15 paikassa ajalla 30.8. - 7.9.2017 (10 paikkaa Alterälvenissä ja 5 Rosånissa, katso kuva 3.1).



Kuva 3.1. Kartta koepyyntipaikoista Alterälvenin ja Rosånin vesistöissä. Lilat pisteet osoittavat koepyyntipaikat. Punaisten pisteiden kohdilla ei koepyyntiä tehty. Siniset pisteet osoittavat paikat, joissa jokirapua on todettu muulla tavalla (sähkökalastus, toimenpidekartoitus, verkkokalastus).

Käytössä olleet merrat olivat mallia, jossa on kaksi vaakasuoraa nielua ja kaksi poistumisaukkoa pienille ravuille (kuva 3.2). Kustakin paikasta pyydettiin kahdeksan jokirapua, syöttinä käytettiin särjen ja lahnan paloja. Rapumerrat vietiin paikoilleen illalla klo 20.00 ja 22.00 välisenä aikana ja tarkastettiin seuraavana aamuna klo 06.00 ja 08.00 välillä.

Tulokset ja keskustelua

Jokiravun luonnollinen levinneisyys ulottuu Ruotsissa Skånesta pohjoisen Gävleborgin lääniin. Ihminen on sitten levittänyt lajia ja istuttanut sitä moniin vesistöön pohjoisemmaksi ([jokiravun kansallinen toimenpideohjelma](#)).

Rapu tuotiin Norrbottenin lääniin 1950–1960-luvuilla. Huolimatta siitä, että laji ei esiinny luontaisesti Norrbottenin läänissä, lajin populaatioilla arvioidaan olevan läänissä suuri biologinen arvo, koska laji on uhanalainen Euroopassa ja Ruotsin eteläosissa.



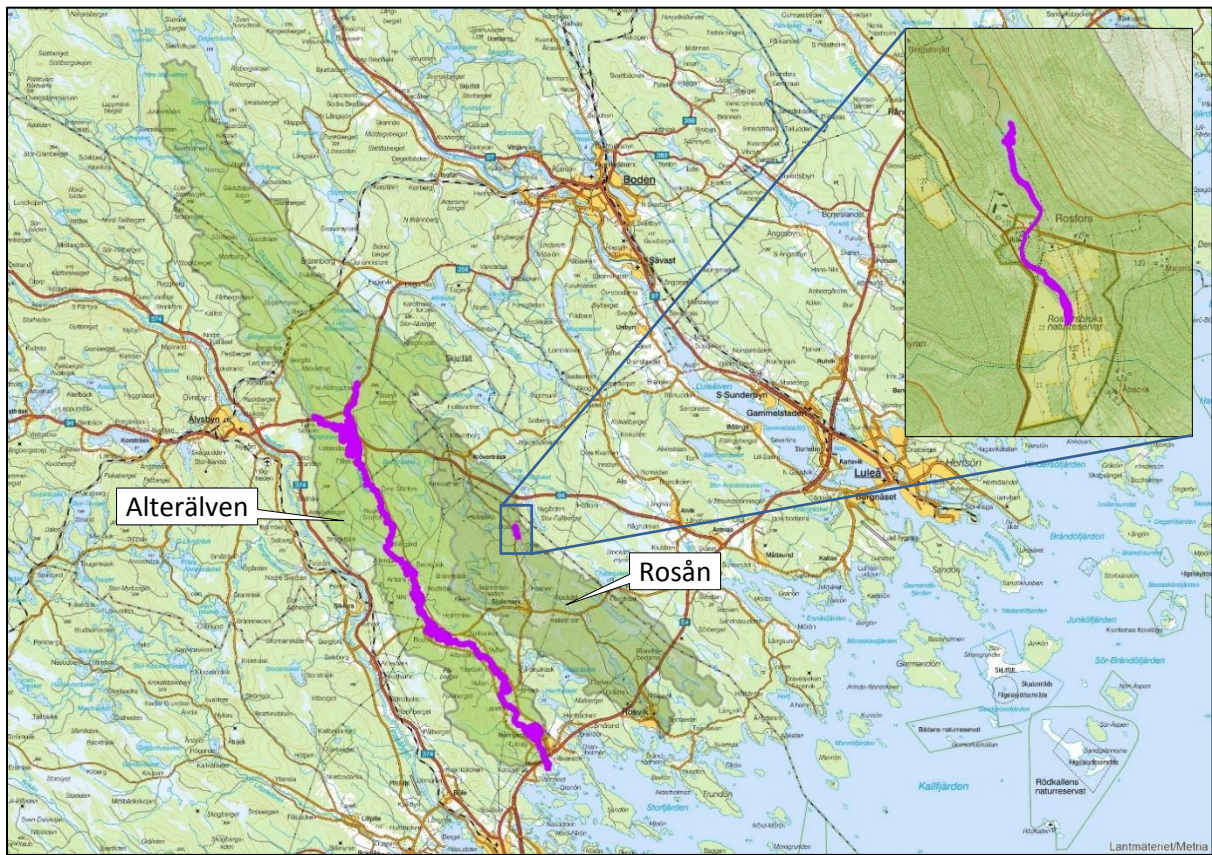
Kuva 3.2. Kuva rapumerrasta tarkastuksen yhteydessä Alterälvenillä.

Monista paikoista, joihin rapua on läänissä istutettu, rapu on sittemmin kadonnut, mutta joissakin vesistöissä sillä on vakaa kanta. Näiden joukossa on Alterälven ja pieni osa Rosånia.

Tämän projektin koepyyntitulokset osoittavat, että jokiravun levinneisyys Alterälvenin vesistössä ulottuu joen suulta mereltä Pite-Altervattnet-järveen ja Nedre Mjöträsket-järveen Gäddträskälvenin sivuvesistöissä. Mattesbäckenin sivuvesistöä ei saatu yhtään jokirapua pyydettyä kahdesta kalastuspaikasta, joten rapua ei vaikuta esiintyvän siellä. Katso kuva 3.3.

Rosånin vesistöä jokirapuja saatiin vain heti Rosforsin alapuolisilta paikoilta. Lajia on myös pyydystetty sähkökalastuksella hieman ylävirtaan Rosforsista, mikä osoittaa lajia olevan myös siellä. Pidemmällä Klöverträskin suuntaan ei tässä projektissa kuitenkaan saatu pyydystettyä jokirapuja. Johtopäätös tämän projektin perusteella on, että levinneisyys Rosånin vesistössä ulottuu vain muutaman kilometrin Rosforsin ympärille.

Selityksenä jokiravun hyvin rajalliseen levinneisyyteen Rosånissa voi olla lajin herkkyys happamoitumiselle, koska Rosånin pH laskee ajoittain hyvin alas johtuen maanviljelyksestä happamilla sulfaattimailla.



Kuva 3.3. Kartta jokiravun havaitusta levinneisyydestä Alterälvenin ja Rosånin vesistöissä.

Johtopäätökset

Jokirapua esiintyy lähes koko Alterälvenin vesistössä pieniä sivuvesistöjä lukuun ottamatta.

Rosånissa levinneisyys on hyvin rajoittunut ja lajia esiintyy pelkästään Rosforsin ympärillä. Rosånin rajoittunut levinneisyys voi johtua happamoitumisesta, joka liittyy maanviljelykseen ja happamiin sulfaattimaihin.

4. Fyysiset toimenpiteet

Alterälvenissä, Rosånissa ja Alånissa on rakennettu kiviportaita, patorakennelmia ja tierumpuja, joita on käytetty eri tarkoituksiin (myllyt, uitto, tieylitykset ja sahat). Nämä rakenteet ovat vaellusesteitä kaloille erityisesti matalan veden aikana.

Projektissa on tunnistettu näitä vaellusesteitä ja suunniteltu ja toteutettu toimenpiteitä niiden poistamiseksi ja kalojen ja muun elämistön vapaan kulun mahdollistamiseksi. Nämä ovat osa toimenpiteistä projektissa ”Perämereen laskevat vesistöt – menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen - rajat ylittävä suomalais- ruotsalainen yhteistyöhanke”. Se on yhteishanke, jonka osapuolina on Länsstyrelsen i Norrbotten, Lapin ELY-keskus, Geologian tutkimuslaitos (GTK), Luonnonvarakeskus (LUKE) ja Ruotsin Geologiska Undersökning (SGU).

Alterälven, Porsnäs fjärdenin suu

Alterälvenin uittojen aikaan Porsnäs fjärdenin pintaa laskettiin syventämällä suuaukkoa (kuva 4.1). Samalla lahden halki kaivettiin kanava, joka sulki pois lahden pohjoispään matalammat alueet. Tämä johti siihen, että lahti alkoi kasvaa umpeen. Palauttamistyössä 70-luvulla Piteån kunta rakensi kivipadon Porsnäs fjärdenin purkuaukkoon vedenpinnan korottamiseksi ja aiemman pinnan palauttamiseksi. Valitettavasti kivipadosta tuli kaloille vaelluseste matalan veden aikaan kesällä ja myöhäissyksyllä. Suunniteltujen toimenpiteiden tarkoituksena on mahdollistaa kalojen ja muiden vesieläinten vapaa kulku ohi Porsnäs fjärdenin kynnyksen.



Kuva 4.1. Kartta Östra Porsnäsdammenin suualueesta (vihreä piste) ja ilmakuva nykytilanteesta.

Lahden pinnan korotuksen yhteydessä kaivettiin ylimääräinen suuaukko alkuperäisestä länteen. Myös läntiseen purkuaukkoon rakennettiin porras, jonka tarkoituksena on päästää vettä lahdesta suuren virtauksen aikana ja jotta lahti ei tulvisi aiempaan tapaan korkean veden aikana.

Tulokset ja keskustelua

Vapaan vaellusväylän luomiseksi Porsnäsdammeniin alueelle sijoitettiin eri kokoisia luonnonkiviä, jotta lyhyt poikittainen kynnyksen pitenisi noin 5-kertaiseksi. Tällä toimenpiteellä luotiin kynnykseen

pienempi kallistus ja pidempi koskialue. Patoon asetetut materiaalit kuljetettiin kuorma-autolla Kallaxhedenin luonnonkivialueelta. Materiaali koostui suurista ja keskisuurista kivenlohkareista sekä pienemmistä kivistä. Kivimateriaali kipattiin pois padon luona ja levitettiin kaivinkoneella lääninhallituksen ohjeiden mukaisesti (kuva 4.2).



Kuva 4.2. Materiaalin kuljetus ja kivien levitys kaivinkoneella.

Yhteensä kivimateriaalia sijoitettiin kynnykseen noin 400 m³. Hankkeessa toteutetuissa radiomerkittyjen siikojen kutuvaellustutkimuksissa vuosina 2015 ja 2017 yhtään siikaa ei ohittanut Porsnäs fjärdenin suun kynnystä vuonna 2015, kun taas kaksi merkittyä siikaa ohitti muokatun vaellusesteen vuonna 2016. Tulos osoittaa, että siika ja luultavasi muut lajit voivat ohittaa muokatun kynnyksen matalan veden aikana. Korkean veden aikana kynnyksen ei muodosta vaellusestettä millekään lajille.



Kuva 4.3. . Alterälvenin Porsnäsdammen ennen ja jälkeen kunnostuksen 2016.

Alterälven, Altersbrukin kalatie

Sen jälkeen kun Alterälvenin käyttö uittoväylänä loppui vuonna 1965, Piteån kunta toteutti Alterälvenissä useita kalastusta edistäviä ja maisemaa suojelevia toimenpiteitä. Näiden

toimenpiteiden yhteydessä tehtiin Altersbrukin myllypadolla kalatie 70-luvun alussa. Piteån kunta hallinnoi kalatietä ja sillä on sopimus voimalaitoksen omistajan kanssa, joka vastaa hoidosta.

Nyt huonossa kunnossa ollut kalatie oli niin kutsuttu allasporras, jonka poikittaisseinien pohjassa oli aukkoja vaihdellen oikealla ja vasemmalla puolella. Kalatien kaato oli melko jyrkkä, noin 11 %. Tämä rakenne oli tarkoitettu lähinnä kalalajeille, joilla on hyvä vaelluskyky, esimerkiksi meritaimen ja lohi, mikä teki siitä vaikeakulkuisen Alterälvenin muille lajeille.

Kalatien suu oli noin 30 m myllypadolta alavirtaan padon ja turbiinin purkausaukkojen välillä.

Alterälvenissä on mereltä vaeltavan siian, säynävän, lahnan, hauen, ahvenen, salakan, särjen, seipin ja mateen kutevat kannat. Lisäksi joessa esiintyy tavanomaisia sisävesien lajeja, kuten taimen, harjus ja simppe, jotka eivät luultavasti vaella kutemaan mereltä. Joessa on alun perin istutettu jokirapukanta. Myös uhanalaista saukkoa esiintyy dokumentoidusti Alterälvenin valuma-alueella. Koko valuma-alue on määritetty arvokkaaksi kalastuksen suhteen. Altersbrukin vanha kalatie muodostaa vaellusesteen kaloille ja muille vesieliöille (kuva 4.4). Piteån kunta on hankkeessa suunnitellut ja aloittanut uuden kalatien rakentamisen.



Kuva 4.4. Vanha kalatie on vasemmalla ja uusi oikealla, valmistettu vuonna 2018 kokonaan komposiitista.

Tulokset ja keskustelua

Nykyinen vanhentunut kalatie suunniteltiin korvattavaksi uudella niin kutsutulla urakourulla, joka soveltuu uinniltaan heikommille kalalajeille (kuva 4.4). Kalatie on moduulirakenteinen ja komposiittia, ja sen toimittaa Composite Service Europe AB, Öjebyn. Kourun urat ohjaavat veden virtausta ja vähentävät virtauksen energiaa. Uudessa kalatiessä on pienempi kallistus kuin vanhassa, jotta uinniltaan heikommalla kalalajilla voivat kulkea siitä. Muokaus ei edellyttänyt muutoksia patorakenteisiin, koska uusi kalatie sijoitettiin samaan kohtaan kuin vanha. Kalatie oli valmistettu tehtaalla osiin, ja se koottiin paikan päällä valettuun betoniperustukseen. Kalatien kallistus on noin 6 % ja noudattaa vanhojen portaiden reittiä ylimääräisellä U-käännöksellä myllyn alapuolella kallistuksen vähentämiseksi. Sisääntulo-osaa voidaan säätää eri virtauksia varten vaihtelevalla amplitudilla.

Syksyn 2017 erittäin korkean vedenpinnan vuoksi kalatietä ei voitu asentaa, vaan työ siirtyi vuodelle 2018 erittäin voimakkaan kevättulvan jälkeen. Kalojen vaellusta kalatiessä seuraa Piteån kunta ja lääninhallitus kahden kalatiehen asennetun kalalaskurin avulla. Kaloja myös merkitään radiolähettimillä/pit-tunnisteilla, jotta saadaan tietoja kalatien toiminnasta.

Rosån, Baronseldammen

Rosånia on käytetty tukinuittoon vuodesta 1919, ja 1927 Rosån otettiin käyttöön yleisenä uittoväylänä. Noin 400 metriä Rosånin Baronsselet-järvestä alavirtaan on Baronseldammen-pato. Pato rakennettiin uittoväylän rakentamisen yhteydessä 1920-luvun lopussa, mutta se purettiin 1940 ja rakennettiin uudelleen vuonna 1943. Rosånin uittoyhdistys veloitettiin vastaamaan padon ylläpidosta sen uudelleenrakennuksen jälkeen. Tukinuitto Rosånissa päättyi vuonna 1948 ja uittoväylä poistettiin 1956. Tämän jälkeen pato jäi ilman ylläpitoa, ja vuosia tämän jälkeen pato murtui. Pato on hirsisulkuinen ja sen laskuaukko ja pohja on umpivalettua betonia. 1970-luvun alussa Piteån kunta toteutti useita kalastusta edistäviä toimenpiteitä Rosånissa vastapainoksi tukinuitosta koituneille haittavaikutuksille. Työn yhteydessä avattiin 2 m leveä kouru valettuun Baronseldamm-patoon ja padon sulkuportin pohjan poikkipalkki nostettiin pois. Padon jäänteet ovat nykyisin suurelta osin hajonneet ja aiemmista toimenpiteistä huolimatta pato muodostaa vaellusesteen kaloille ja muille vesieliöille. InterReg Nord -hankkeessa päätettiin muokata vaellusestettä nostamalla pois rikkoutuneet betonirakenteet ja luomalla vapaa vaellusmahdollisuus kaloille ja muille vesieliöille (kuva 4.5).



Kuva 4.5. Kartta Rosånista Baronseldammen-pato ympyröitynä sekä kuva betonista ja metallijäänteistä, jotka ovat kaloille vaelluseste.

Tulokset ja keskustelua

Rosåniin pudonneet betonijäänteet, jotka aiheuttivat vaellusesteen kaloille ja vesieliöille, nostettiin pois. Myös virran molemmin puolin olleet reunarakenteet purettiin, koska ne olivat kallellaan virtaa kohti ja vaarassa kaatua Rosåniin ollen riskin ihmisille. Myös Rosåniin pudonneet metallirakenteet poistettiin (kuva 4.6).



Kuva 4.6. Rosånin Baronseldammen ennen toimenpiteitä. Betoni ja metallirakenteet poistettiin virrasta ja molemmilta rannoilta.

Sen jälkeen kun kaloille vaellusesteen muodostaneet betoni ja metallirakenteet poistettiin, muokattiin uoma padon luona vapaan vaellusväylän luomiseksi. Kaikki betoni- ja metallirakenteet kuljetettiin padolta pois, ja urakoitsija vastasi materiaalin kierrätyksestä ja kuljetuksesta kaatopaikalle (kuva 4.7).



Kuva 4.7. Rosånin Baronseldammen toimenpiteiden jälkeen ja muokattu uoma kalojen vaellusta varten. Oikealla betonimateriaalia, joka kuljetettiin kaatopaikalle. Toimenpiteiden aikaan veden virtaus oli erittäin pieni (noin 3 litraa sekunnissa).

Rosån, Sjulsmarksdammen

Tietojen mukaan pato on aiemmin purettu ja padon jäänteet ovat kynnyksenä poikki Rosånin noin 40 metrin pituudelta. Ylimmän ja alimman vedenpinnan väli on noin 1,5 m. Padon kynnystä ei ole pidetty selkeänä vaellusesteenä korkean veden aikaan, koska kalat voivat ohittaa sen. Sitä vastoin pienellä ja hyvin pienellä virtauksella vesi juoksee kivien välistä, jolloin kalat eivät voi ohittaa portaita (kuva 4.8).



Kuva 4.8. Kartta ja valokuva (erittäin matala vesi) Sjulsmarksdammenissa (vihreä piste punaisen ympyrän sisällä).

Tulokset ja keskustelua

Jotta kalat ja muut vesieliöt voisivat ohittaa porrastadon, rakennettiin olemassa olevien kiviportaiden läpi kulkuväylä. Kivenlohkareet siirrettiin kaivinkoneen avulla niin, että koko kiviportaan läpi voitiin muotoilla virtausura. Tämä ura toimii kulkuväylänä kaloille matalan veden aikaan Rosånissa (kuvat 4.9 ja 4.10). Korkean veden aikana vesi kulkee koko patoportaan leveydeltä eikä tällöin estä kalojen vaellusta.



Kuva 4.9. Vasemmanpuolinen kuva esittää patoporrasta ennen toimenpiteitä ja oikeanpuoleinen muodostettua virtausuraa kiviportaiden alimmassa osassa. Muokkauspäivänä veden virtaus oli noin 5 l/s.



Kuva 4.10. Vasemmanpuolinen kuva esittää patoportaan keskiosaa toimenpiteiden jälkeen ja oikeanpuoleinen muokkausalueen yläosaa. Muokkauspäivänä veden virtaus oli erittäin pieni, noin 5 l/s.

Rosån, Rosfors

Rosforsilla on pitkä ruukkitoiminnan historia. Rautaruukin oikeudet myönnettiin vuonna 1832 ja toimintaa jatkettiin aina vuoteen 1875. 1900-luvun alussa alue oli hyvinvoivaa maatalous- ja metsätalousaluetta, ja patoa käytettiin sahan voimanlähteenä. Vuonna 1940 pato ja saha purettiin, mikä merkitsi ruukkitoiminnan päättymistä alueella. Alue on määritetty arvokkaaksi kulttuuriympäristöksi. Lääninhallitus sai vuonna 1984 luvan ennallistaa padon niin kutsutuksi sahapadoksi. Ennallistaminen oli historiallisen kohteen suojelutoimenpide kulttuuriarvojen kohottamiseksi vanhassa ruukkiympäristössä Rosforsbrukin luonnonsuojelualueella. Ennallistettu pato muodosti kuitenkin vaellusesteen kaloille ja muulle vesieliöstölle. Noin 50 metriä ylävirtaan ruukkipadosta oli tierumpu, joka myös muodosti vaellusesteen kaloille (kuva 4.11). Suunniteltujen toimenpiteiden tarkoituksena oli mahdollistaa kalojen ja muiden vesieliöiden vapaa kulku ennallistetun padon ja tierummun kohdalla.



Kuva 4.11. Kartta Rosforsin ruukista ja ruukkipadosta sekä tierummusta, jotka muodostivat vaellusesteen Rosånin vesistössä matalalla vedellä.

Tulokset ja keskustelua

Padolle suunniteltiin tuotavaksi eri kokoisia kiviä padon keskimmäisestä aukosta alavirtaan. Yhteensä kivimateriaalia tuotiin padon alapuolelle 5 m³. Alueen suojelun vuoksi toimenpiteet tehtiin käsin. Veden virtauksen keskittämiseksi matalalla vedellä padon pohjaan asennettiin puupalkkeja, mikä nosti vedenpintaa ja keskitti ulosvirtauksen. Tämän myötä keinotekoinen putous poistui ja putouskorkeus tasoittui, mikä mahdollistaa kalojen ja muiden vesieliöiden vapaan kulun myös erittäin matalan veden aikana. Toimenpiteiden aikana veden virtaus oli hyvin pieni, noin 4 l/s (kuvat 4.12 ja 4.13).

Noin 50 metriä padosta ylävirtaan tie kulkee Rosånin yli. Siinä oleva peltinen tierumpu oli sijoitettu niin, että alavirran puolelle muodostuu putous, josta kalat eivät Rosånin matalalla vedellä päässeet kulkemaan. Tuomalla paikalle eri kokoista kivimateriaalia saatiin keinotekoinen putous tasattua (kuva 4.14). Toimenpiteiden aikana Rosånin vedenpinta oli erittäin alhaalla. Kuivana kautena Rosåniin muodostuu Rosforsbrukin kohdalla moniin paikkoihin muitakin vaellusesteitä padon ja tierummun lisäksi. Yhteensä kivimateriaalia tuotiin 30 m³ tierummusta alavirtaan kaivinkoneen avulla. Kunnostyo kesti päivän.



Kuva 4.12. Rosån-joen Rosforsin pato ennen toimenpiteitä. Erittäin pieni virtaus Rosånissa.



Kuva 4.13. Rosån-joen Rosforsin pato toimenpiteiden jälkeen. Erittäin pieni virtaus Rosånissa.



Kuva 4.14. Rosfors, tierumpu Rosånissa. Kaksi vasemmanpuoleista kuvaa on tilanteesta ennen toimenpiteitä, ja oikeanpuoleisin muokkauksen jälkeen.

Alån, Alen mylly

Alånissa Alen alemman myllyn luona on luukuilla varustettu pato, jossa on kolme betoniin valettua purkuaukkoa. Pato ja sitä ympäröivä kulttuuriympäristö on arvioitu suojeluarvoja omaaviksi kohteiksi kulttuurihistoriallisten näkökohtien takia. Alen myllyllä on pitkä historia, ja se on merkitty karttaan vuodelta 1645. Mylly on ollut käytössä vuoteen 1957 asti, jolloin se purettiin. Alueella on myllärin taloja, mylly, sepän paja, tamppilaitos, pärehöylälaitos, raamisaha ja hiomalaitos, ja ne kaikki toimivat (kuva 4.15).



Kuva 4.15. Alånin kartta, Alen alempi mylly ympyröitynä sekä alueen satelliittikuva.

Alånia on aiemmin käytetty uittoväylänä, ja siihen on vaikuttanut myös maanviljelys valuma-alueen alaosissa. Alånissa on mereltä vaeltavan siian, säynävän, lahnan, hauen, ahvenen, salakan, särjen ja mateen kutevat kannat. Tiedot täysikasvuisista taimenista (luultavasti mereltä vaeltava) ja harjuksista Alen myllyn alueella on saatu paikallisväestöltä. Myös uhanalaisen saukon, jonka ravintoa ovat lähinnä kalat, tiedetään esiintyvän Alånin valuma-alueella.

Nykyisin alue on suosittu vierailukohde, jossa on muun muassa kahvila sekä informaatiokilpiä, joissa kulttuuriympäristöä kuvataan. Myllypadon omistaa Alen kyläyhdistys, joka sai luvan ennallistaa sen

aiemman patorakenteen tilalle vuonna 1990. Luvan ehtona oli kalatien rakentaminen, mutta sellaista ei koskaan tehty.

Tulokset ja keskustelua

Patorakenteissa suurin osa veden virtauksesta valuu keskimmäisen aukon läpi, johon veden virtaus keskittyy ja virtausnopeus lisääntyy loivasti kaltevan padon pohjan yli. Aukkojen alavirran puolella on putous. Tämän vuoksi kalat ja virrassa elävät lajit eivät pääse etenemään ylävirtaan erityisesti alhaisen veden aikana, ja siksi paikan katsotaan muodostavan vaellusesteen (kuva 4.16).



Kuva 4.16. Alån ja Alen mylly erittäin alhaisen veden aikana. Ennen toimenpidettä vasemmalla ja toimenpiteen jälkeen oikealla.

Koska pato ja siihen liittyvät rakennelmat on määritelty kulttuurihistoriallisten näkökohtien vuoksi säilytyksen arvoiseksi, tämä otettiin huomioon toimenpiteen suunnittelussa. Kokonaisuudessaan siirrettiin noin 120 m³ lohkareita ja kiviä padon rungon alapuolelle (kuva 4.17).



Kuva 4.17. Lohkareiden ja kiviä sijoittelu Alen myllyn luona Alånissa.

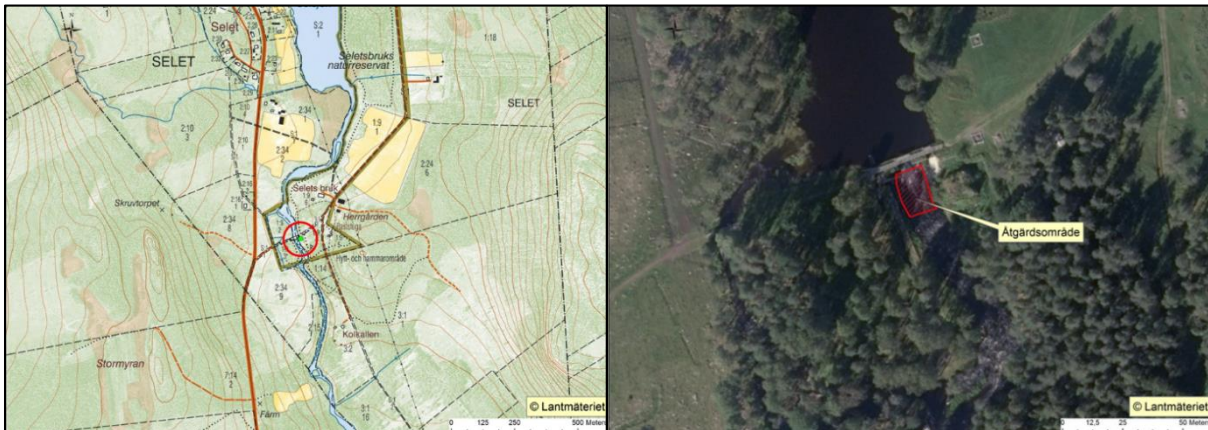
Kivilohkareiden sijoittaminen padon alapuolelle sai aikaan sen, että veden korkeus padon yläpuolella kohosi ja näin kaloille muodostui vapaa kulku (kuva 4.18). Välittömästi kivien asettamisen jälkeen todettiin viisi ahventa, jotka nousivat vastavirtaan patorakenteen ohi, ja myöhemminkin havaittiin kaloja ohittamassa sulun pohjaa ylävirtaan päin.



Kuva 4.18. Alen myllyn patokynnys Alånissa ennen toimenpidettä vasemmalla ja toimenpiteen jälkeen oikealla. Toimenpiteen toteuttamisen aikana vettä oli joessa hyvin vähän.

Alån, Selets bruk

Seletin kylässä Alån virtaa Selets brukin luonnonsuojelualueen läpi. Alueella on Natura 2000 -tila. Merkittävien luontoarvojen lisäksi alueella on pitkä ruukkitoiminnan historia ja paikalla sijaitsee useita muinaismuistoja (kuva 4.19 ja 4.20). Alueen arvon kohottamiseksi kulttuuritieteellisessä luonnonsuojelumielessä lääninhallitus rekonstruoi ruukille kuuluvat patorakenteet 1970-luvun lopussa.



Kuva 4.19. Kuva, jossa Selets bruk on ympäröitynä ja oikealla satelliittikuva, jossa toimenpidealue on ympäröitynä.

Rakennettu pato muodosti vaellusesteen kaloille ja muille vedessä eläville eläimille. Kalojen vaelluksen mahdollistamiseksi ja luonnon ekologisten olosuhteiden palauttamiseksi jokeen Selets brukin vaelluseste inventoitiin, siitä laadittiin projektisuunnitelma, ja asia korjattiin.



Kuva 4.20. Patorakennelma Selets brukin alueella Alånissa. Kuvassa vasemmalla luukut ovat auki ja kuvassa oikealla luukut ovat kiinni.

Tulokset ja keskustelua

Padon vaellusestettä korjattiin nostamalla vedenkorkeutta padon keskimmäisen aukon alapuolella lisäämällä sinne luonnonkiviä. Tällä tavoin putouskorkeus tasoittui, mikä mahdollisti kalojen ja muiden vesieliöiden nousun padon keskimmäisestä aukosta. Kynnysrakennelman rakentamiseen käytetty kivimateriaali siirrettiin Kallaxin soranottamolta kuorma-autolla. Lohkareita ja kiviä siirrettiin sitten dumperilla kunnostusalueen lähelle, minkä jälkeen materiaali aseteltiin veteen kaivinkoneella.

Toimenpiteet Selets brukin alueella toteutettiin maaliskuussa 2018 rakentamalla nk. talvitie vähentämään maaperän vaurioita ja mahdollistamaan kaivinkoneella ja dumperilla ajamisen sekä suojelualan ympäri että Alånin vasemmanpuoleisissa sivu-uomassa (kuva 4.21). Toteutusajankohdan valinnan ansiosta työllä ei myöskään ollut vaikutusta mihinkään kulttuurikohteeseen.



Kuva 4.21. Alånissa sijaitsevan Selets brukin kartta, jossa talvitie (kaivinkoneen ja dumperin ajoväylä) on merkittynä (punainen katkoviiva) sekä kuvia talvitiestä.

Kaikkiaan siirrettiin 170 m³ lohkareita ja kiviä purkupaikalle yleisen tien varteen. Sieltä materiaali lastattiin uudelleen dumperiin, joka siirsi kivimateriaalin talvitietä pitkin Alånin pääväylään noin 20

metriä ylävirtaan kohdasta (oikealla rannalla, ylhäältä katsottuna), jossa sivu-uoma liittyy pääuomaan (kuva 4.22).



Kuva 4.22. Materiaalin kuljetus dumperiin tapahtuvaa uudelleen lastausta varten (kuva oikealla).

Alånin pääväylässä olevalta dumperin purkupaikalta materiaali nosteltiin kaivinkoneella ylävirtaan rakennusalueelle (kuva 4.23).



Kuva 4.23. Vasemmanpuoleisessa kuvassa materiaalia siirretään kaivinkoneella Alånin pääuomassa ylävirtaan, ja oikeanpuoleisessa kuvassa näkyy kivimateriaalin asettelu toimenpidealueelle.

Asennettu kivimateriaali nosti vedenpintaa padon kohdalla noin 30 cm ja mahdollisti vapaan kulkureitin kaloille keskimmäisen patoaukon kautta myös matalan virtaaman aikana. Tällainen tilanne oli kevättalvella, jolloin kunnostustoimenpide toteutettiin (Kuva 4.24).



Kuva 4.24. Kuvassa vasemmalla tilanne ennen toimenpidettä ja oikealla toimenpiteen jälkeen Alånin Selets Brukin alueella. Toimenpiteen jälkeen vedenpinnan taso padon alapuolella nousi niin, että kaloille syntyi vapaa vaellustie (kuva oikealla).

Koska toimenpide toteutettiin huhtikuussa maaperän ollessa lumen peitossa ja jäässä, työn vaikutukset maan pinnalla jäivät hädän tuskin näkyviin kohdissa, missä kaivinkone ja dumperi olivat ajaneet (kuva 4.25 ja 4.26). Toimenpidettä varten ei tarvinnut kaataa puita. Ne kannot, joita kuvissa näkyy, ovat jo aikaisemmin alueen hoidollisista syistä kaadetuista puista. Mihinkään kulttuurihistoriallisiin kohteisiin (kuten louhittuihin kivilohkareisiin) ei koskettu, sillä materiaalien siirto tapahtui luonnonsuojelualueen ulkopuolella sekä jäätyneessä sivukanavassa oikealla puolella (alavirtaan päin nähtynä) sekä Alånin pääväylässä.



Kuva 4.25. Kaivinkoneen ja dumperin kulkureitti Selets Brukin alueella näkyy hyvin vähän maaperässä huhtikuussa 2018 toteutettujen toimenpiteiden jälkeen.



Kuva 4.26. Kaivinkoneen ja dumperin kulkureitti Selets Brukin alueella näkyy hyvin vähän maaperässä kahden lähimmän kannon välissä. Sivuuoma kuvassa oikealla ja pääuoma kuvan yläreunassa.

Johtopäätökset

Toteutetut elinympäristökunnostustoimenpiteet patorakennelmissa Alterälvenin, Rosån ja Alån vesistöissä sekä Rosån vesistöissä olevan tierummun kohdalla ovat mahdollistaneet vaellusyhteyden kaloille ja muulle vesieliöstölle näissä vesistöissä. Alånin padolla todettiin kalankulkua eri ajankohtina toimenpiteen jälkeen. Alterälvenillä rekisteröitiin mm. telemetriatutkimuksissa merkitty siika padon yläpuolisella vesistöosuudella kunnostustoimenpiteen jälkeen. Myös siian kutu voitiin todeta padon yläpuoliselta vesistöosuudelta mätipumppauksen yhteydessä. Tämä osoittaa, että kunnostustoimenpiteet toimivat myös myöhäissyksyllä alivesikorkeuden aikana. Toimenpiteet näissä vesistöissä ovat vaikuttaneet siten, että vesistöjen tila luokitellaan uudelleen ja ovat jatkossa korkeammalle luokitettuna Ruotsin vesitietokannassa "VISS". Selets Brukissa toteutettu toimenpide, joka toteutettiin lumenpeittämällä ja jäätyneellä maalla, osoittautui hyvin hellävaraiseksi maaperän kulumiselle. Tämä vertailu voitiin tehdä, kun kulkureittejä tehtiin hankkeessa myös lumettoman ja kuivanmaan aikana. Myönteistä palautetta toimenpiteistä on saatu niin kansalaisilta kuin julkisuudelta ja erityisesti toimenpiteistä Porsnäsjärven suun kohdalla ja Aleå joella sijaitsevalla Ale Kvarnin myllyllä.

TYÖRAPORTTI

Elinympäristömallinnus kalataloudellisten kunnostusten arvioinnin työkaluna – esimerkkinä Simojoki

Ari Huusko¹, Erkki Jokikokko², Olli van der Meer³, Markku Lahti⁴ ja Marko Kangas⁵

¹Luonnonvarakeskus (Luke), Kainuu, Manamansalontie 90 Paltamo

²Luonnonvarakeskus (Luke), Keminmaa, Laivurintie 6, 94450 Keminmaa

³Tmi Olli van der Meer, Hiomontie 14, 90850 Martinniemi

⁴Fortum, Keilalahdentie 2-4, Espoo, 00048 Fortum

⁵Lapin elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Ympäristö ja luonnonvarat –vastuualue, PL 8060, 96101 Rovaniemi

Johdanto

Elinympäristön kunnostamisella ja kunnossa pitämisellä on keskeinen asema kalakantojen hoidossa. Kunnostuksilla pyritään kohentamaan vesistön ekologista tilaa ja parantamaan kalojen lisääntymis- ja elinmahdollisuuksia. Virtaavien vesien kunnostuksia tarvitaan varsinkin palauttamaan jokeen perkauksen tai muiden toimien takia sieltä hävinneet kutu- ja poikastuotantoalueet. Kunnostusten tuloksellisuuden arviointi on perustunut yleensä kalalajin tiheydessä/tuotannossa kunnostuksen seurauksena tapahtuneisiin muutoksiin, jotka on todennettu koekalastuksin ja/tai populaatiomallinnuksin. Kunnostuksessa jokiuomassa/koskessa tapahtuneita uoman rakenteen ja virtausolojen muutoksia on arvioitu pääosin silmämääräisesti perustuen kokemukseräiseen näkemykseen, miltä luonnontilainen koski näyttää. Jokiuoman rakenteellisen kunnostamisen toteuttamisen tuloksellisuuden arvioimiseksi tarvitaan työkaluja, joiden avulla saadaan perinteisen silmämääräisen jokiuoman arvioinnin lisäksi tietoa siitä, kuinka kunnostuskohteen rakenteelliset ja hydrauliset ominaisuudet muuttuivat kunnostuksessa, ja kuinka nämä muutokset vaikuttavat esimerkiksi lohikalalajien kutu- ja poikasalueiden laatuun ja määrään joen eri virtaamatilanteissa. Tässä hankeraportissa esitellään Simojoella toteutettujen koskikunnostusten tuloksellisuutta perustuen sähkökoekalastuksella arvioituihin lohenpoikastiheyksiin, ja sovelletaan elinympäristömallinnusta koskikunnostuksessa tapahtuneiden rakenteellisten ja hydraulisten muutosten arviointiin lohenpoikasten elinympäristön laadussa.

Simojoki

Simojoki lähtee Simojärvestä ja laskee Pohjanlahden perukkaan (65°38'N, 25°00'E). Joen pituus on 175 km, pudotus 175 m ja keskivirtaama Simon virtaamamittausasemalla 38 m³/s. Veden laatu on hyvä lohen lisääntymiselle, vaikka metsäojitukset, maatalous ja turvetuotanto kuormittavat jokea. Soisen valuma-alueen vuoksi erityisesti korkea humus- ja rautapitoisuus ja alhainen johtokyky ovat luonteenomaisia veden laadulle (Perkkiö ym. 1995). Simojoen virtaamavaihtelut ovat myös suuret valuma-alueen voimaperäisen ojituksen takia, mikä saattaa osaltaan rajoittaa lohen menestymistä. Virtaamien ääriarvot ovat vaihdelleet välillä 730 ja 3 m³s⁻¹, ja yleensä alivirtaama on maaliskuussa.

Näistä alivirtaama on lohen lisääntymisen kannalta kiinnostava, koska suuri osa koskien pinta-alasta on tuolloin kuivilla, ja se saattaa vaikuttaa kudetun mädin selviytymiseen.

Pääosa fosforin ja typen ravinnekuormasta Simojoen vesiin tulee luonnonhuuhtoutumana. Ihmisen toiminnan aiheuttaman kuormituksen päälähde on näiden ravinteiden osalta maatalous, minkä vaikutus on suurin erityisesti joen keski- ja alajuoksulla (Nenonen 2007). Metsätalous aiheuttaa eniten kuormitusta joen latvaosissa ja sivujokien valuma-alueilla. Sen sijaan turvetuotannon kuormitus on kokonaisuutena alhainen, vaikka paikallisesti se voi joidenkin sivujokien valuma-alueilla olla erittäin merkittävä.

Simojoen lohikanta

Lohen vakiintunut nousualue on 110 km jokisuulta Portimojärvelle, joskin Portimojärven ja Simojärven välisellä alueellakin lohi lisääntyy vähäisessä määrin (Jokikokko & Jutila 1998). Ennen ihmistoiminnan suurempaa vaikutusta 1950-luvulla Simojosta on arvioitu lähteneen vuosittain vaellukselle noin 75 000 smolttia (Jutila & Pruuki 1988). Itämeren alueella lohikannat kuitenkin laskivat toisen maailmansodan jälkeen, ensin tärkeimpien jokien patoamisen takia, ja sen jälkeen voimistuneen merikalastuksen seurauksena (Eriksson & Eriksson 1993, Anon. 2000). Lisäksi jokien valuma-alueiden muokkaukset ja ojitukset heikensivät veden ja pohjan laatua lohen menestymistä ja kudun onnistumista ajatellen. Erityisesti 1990-luvulla lohen lisääntymishäiriö, ruskuaispussivaiheessa poikasia tappava ns. M74-ilmiö, arveltiin vaikuttaneen haitallisesti lohikantojen luontaiseen lisääntymiseen (Keinänen ym. 2000).

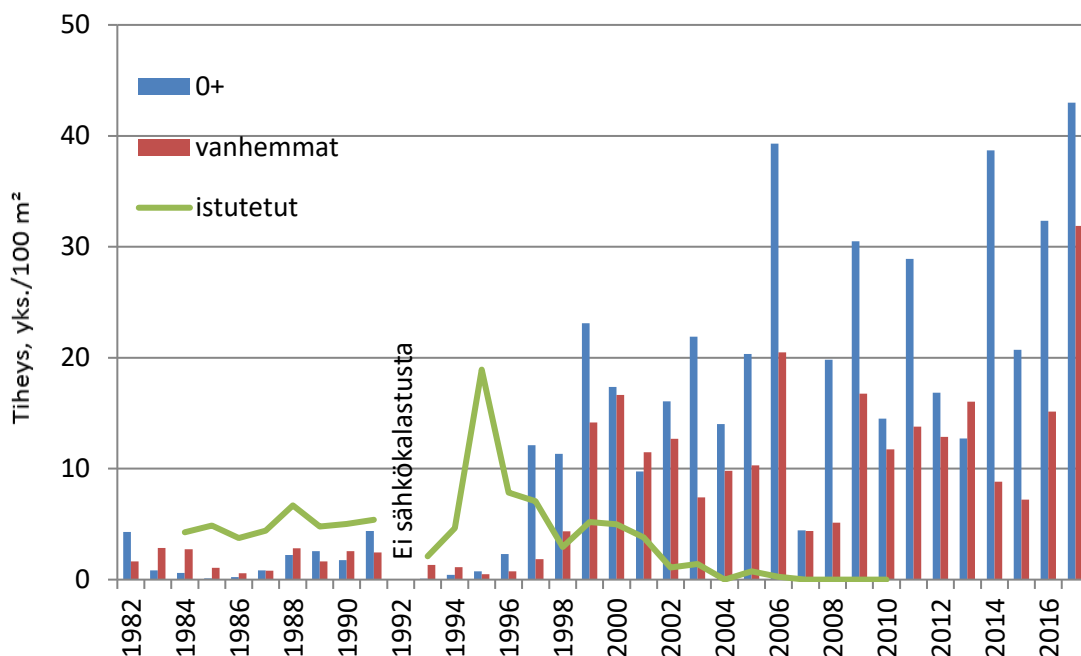
Lohikantojen ylläpitämiseksi ja jokien patoamisesta seuranneiden haittojen kompensoimiseksi aloitettiin Perämeren suurilla rakennetuilla joilla, li- ja Kemijoella, lohen vaelluspoikasten velvoiteistutukset 1980-luvun alkupuolella. Näiden mittavien istutusten tarkoituksena on ollut turvata ja ylläpitää merialueen ja jokisuun kalastusta, ei vaikuttaa luontaisen lisääntymisen määrään. Velvoiteistutusten lisäksi 1980-luvulta alkaen Pohjanlahden jokiin istutettiin eri ikäisiä lohen poikasia jokien lohikannan ja luontaisen lisääntymisen varmistamiseksi säilyttämiseksi. Vuonna 1997 käynnistettiin kansanvälinen lohen toimintaohjelma, Salmon Action Plan (SAP). Sen tavoitteena oli lohikannan ylläpitäminen joissa, missä lohi lisääntyi luontaisesti, ja palauttaminen jokiin, missä luontainen lisääntyminen oli mahdollista. Simojoki oli yksi tärkeimpiä istutuskohteita. Näin siksi, että joessa elää luontaisesti lisääntyvä lohikanta, mikä oli kuitenkin heikossa tilassa 1980-luvulla ja erityisesti tultaessa 1990-luvulle voimakkaan merikalastuksen takia. Lisääntymistä ja poikasten menestymistä oli heikentänyt jo aiemmin joen perkaaminen uittoa varten 1950-luvulla. Kotiutusohjelma kuitenkin lopetettiin muutaman vuoden jälkeen, kun todettiin, että osa valituista kohteista oli veden laadultaan ja muilta fyysisiltä ominaisuuksiltaan sellaisia, ettei luonnonkiertoa niissä saatu kunnolla käyntiin. Toisaalta Simo- ja Tornionjoessa luontainen lisääntyminen elpyi merikalastusta säätelemällä eikä istutuksia siksi enää tarvittu (Romakkaniemi ym. 2003).

Simojoen istutukset aloitettiin 1984, jolloin pääosa istukkaista oli kesän vanhoja ja yksivuotiaita poikasia, jonkin verran myös vaellusvalmiita smoltteja. Istutusten tuotto oli heikko voimakkaan merikalastuksen takia (Jokikokko & Jutila 1998). Istutuksilla pystyttiin kuitenkin turvaamaan Simojoen

lohikannan säilyminen, koska heikoimpina vuosina 1990-luvun puolivälissä suurin osa jokeen nousevista emolohista oli istutusperäisiä (Jokikokko 2006).

Simojoen lohikantaa on tutkittu 1970-luvulta lähtien, ensin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, nyt Luonnonvarakeskus. Poikastiheyksiä on tutkittu jo vuosikymmenet 36 vakiokoealueella meren ja Simojärven välillä. Varsinaisesti poikastiheydet on laskettu jokisuusta Portimojärveen ulottuvalla alueella, koska Portimojärven ja Simojärven välillä lohien poikasia tavataan vain satunnaisesti. Tiheydet lasketaan erikseen kesänvanhoille ja sitä vanhemmille poikasille. Poikasten ikämäärytykset ovat perustuneet kesänvanhojen osalta niiden kokoon, vanhemmilla poikasilla suomumäärytykseen. Luonnossa syntyneet ja istukaspoikaset on erotettu erilaisin eväleikkausten perusteella, kaikki istukkaat leikattiin istutusiän mukaan rasvaevä- ja/tai vatsaeväleikkauksin.

Kun Simojoen lohikanta alkoi elpyä vuodesta 1996 lähtien tiukentuneen merikalastuksen säätelyn seurauksena, istutuksia vähennettiin ja niistä luovuttiin kokonaan 2000-luvun alkuvuosina. Vuosituhannen vaihteessa poikastiheydet olivat tasolla, missä ne pääosin ovat pysytelleet siitä lähtien. Vaihtelut vuosien välillä ovat olleet suuret, mutta trendi on säilynyt sekä kesänvanhojen että vanhempien poikasten osalta jokseenkin samalla tasolla. Lievää tiheyden kasvua voi vaihtelusta huolimatta todeta, ja varsinkin muutamana viime vuotena on ollut suuria tiheyksiä, ennätys vuonna 2017 (Kuva 1). Tämä johtuu paljolti kasvaneista nousukalamääristä, mikä on puolestaan tulosta merialueen edelleen tiukentuneista kalastusrajoituksista. Kasvaneet poikastiheydet näkyvät vuodenvaihteella smolttimäärissä, joskaan ne eivät ole ihan suoranaisesti seuranneet poikasmääriä. On oletettu, että talviaikaiset olosuhteet ovat rajoittaneet poikasten menestymistä eikä smolttituotanto ole siksi elpynyt samassa suhteessa poikasmäärien kanssa.



Kuva 1. Keskimääräiset lohienpoikastiheydet (yksilöä aarilla) Simojoen koskissa vuosina 1983-2017.

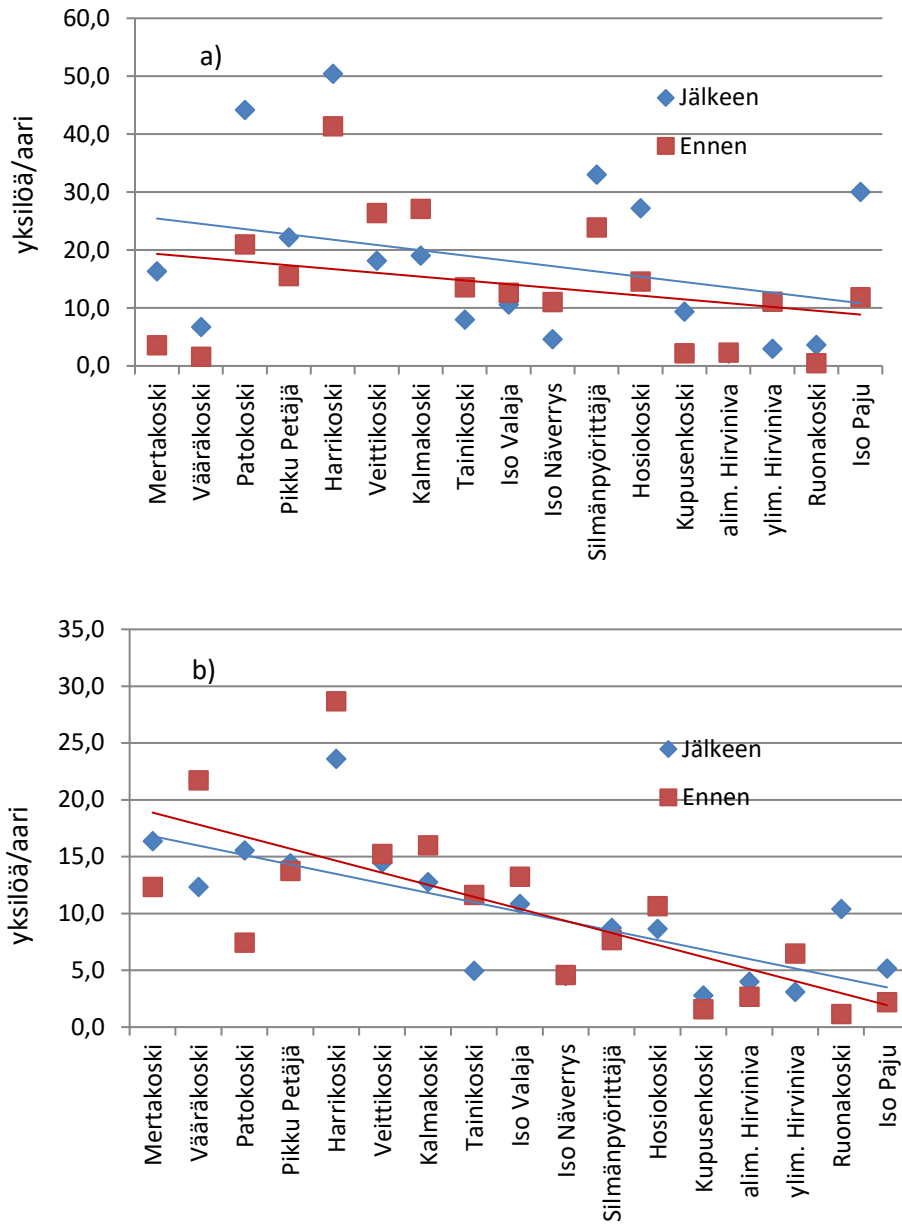
Simojoen kalataloudelliset kunnostukset ja lohenpoikastiheydet

Vaikka Simojoki on vapaana virtaava joki, niin ihmistoiminta on paljon vaikuttanut sen ominaisuuksiin ja samalla lohikantaan. Suurimmat luonnontilaa muuttaneet toimet olivat joen uittoperkaukset 1950-luvulla. Joen yläosa perattiin pääosin käsivoimin, joten siellä muutokset eivät niin kovin suuret olleet. Sen sijaan alin 50 km ruopattiin konevoimin ja lohelle sopivat kivikkokosket muuttuivat nopeasti virtaavaksi uomastoksi, missä lohen kutu- ja poikasalueita ei juuri ollut (Jutila 1990). Lisäksi ongelmia aiheutti laajojen koskialueiden jääminen kuiville veden virratessa ruopatussa keskiuomassa. Toivonen (1966) arvioi, että viidennes koskialueista katosi perkausten seurauksena aiheuttaen arviolta 7500-9000 smoltit menetykset. Myös poikastiheydet alenivat perkausten myötä. Toivosen ja Jutilan (1982) mukaan lohenpoikastiheys oli peratuissa koskissa neljän vuoden keskiarvona 2,2 poikasta aarilla v. 1972-1976, kun se oli 7,7 poikasta luonnontilaisissa koskissa. Jutila (1987) arvioi ruoppauksista seuranneen 45 000 smoltin vuotuiset tappiot.

Uitto loppui Simojoessa 1960-luvulla, ja ensimmäiset koskikunnostukset tehtiin 1976-1977. Niitä täydennettiin 1980-luvulla ja heti vuosituhannen vaihteen jälkeen 2000-luvun alussa. Kunnostusten vaikutuksia tutkittiin vuosien 1972-1980 tulosten valossa (Toivonen & Jutila 1982) ja edelleen 1982-1985 (Jutila 1987). He havaitsivat, että poikastiheydet olivat nousseet perattujen koskien 2,2 poikasesta 5,5 poikaseen aarilla kunnostetuissa koskissa. Voimistunut merikalastus tuohon aikaan rajoitti jokeen nousevien lohien määrää ja siten myös niiden kutua. Siltikin kunnostusten arvioitiin lisänneen vuotuista smolttituottoa 22 500 yksilöä. Kolmas kunnostuskierros tehtiin 2002-2006 Simojoki-Life-projektin yhteydessä. Tuon ekologisen kunnostushankkeen tarkoituksena oli turvata Simojoen suotuisan suojelun taso, jokihan on osa Natura 2000-verkostoa (Nenonen 2007). Simojoki Life-projektin aikana kunnostettiin 17 koskea, ja niiden nettotuotoksi arvioitiin 5000-7000 smolttia vuodessa (Hiltunen 2007).

Jos tarkastellaan kunnostettujen koskien tiheyksiä ennen ja jälkeen kunnostusten liki 20 vuoden periodilla 1990-luvun lopulta vuoteen 2015, niin kesänvanhojen poikasten keskitiheydet kasvoivat hiukan kunnostusten jälkeen, mutta vanhempien poikasten kohdalla ei muutosta näytä tapahtuneen (Kuva 2). Kunnostukset tehtiin seurannassa olleissa koskissa vuosijaksolla 2003-2006. Kunkin vertailuun otetun kosken keskimääräiset tiheydet laskettiin vähintään viiden vuoden tulosten keskiarvona ennen kunnostuksia, ja noin kymmenen vuoden keskiarvona kunnostusten jälkeen. Tarkastelu antaa hyvin karkean kuvan kunnostusten vaikutuksesta, koska kaikki koealueet eivät olleet kunnostetulla koskijaksolla (koko koskea ei välttämättä kunnostettu). Voidaan kuitenkin olettaa, että kunnostuksen positiiviset vaikutukset näkyisivät parantuneina kutumahdollisuuksina. Jokipoikaset ovat hyviä leviämään eli kasvaneet poikasmäärät todennäköisesti näkyisivät koko koskialueella (esim. Jokikokko 1999).

Vuoden 2017 vakioalueiden sähkökalastuksessa Saukkokosken kesänvanhojen poikasten tiheys (64,2 yksilöä aarilla) oli keskimääräinen ja vanhempien poikasten tiheys (37,9) liki kaksinkertaistui (vrt. Taulukko 1). Mötyskosken alimman koskenosan niskalla sijaitsevalla vakiokoealalla sekä kesänvanhojen että vanhempien poikasten tiheys kolminkertaistui 87,4 ja 52,4 poikaseen aarilla. Vaikka kyseessä on vain yhden vuoden tulos ja vuosi oli tiheyksien osalta poikkeuksellisen hyvä koko joen mitalla, näyttäisivät Mötyskosken alimmalla koskenosalla kesällä 2016 toteutetut kunnostukset onnistuneen hyvin.



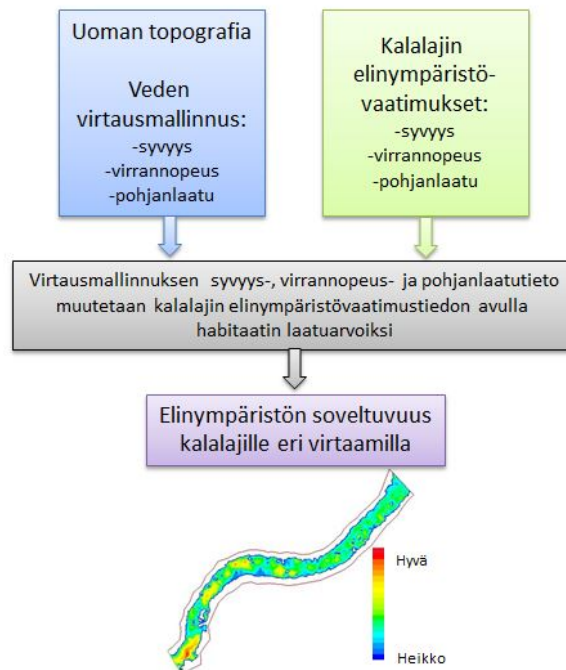
Kuva 2. Keskimääräinen kesän vanhojen (a) ja sitä vanhempien (b) lohenpoikasten tiheys ennen ja jälkeen kunnostusten. Koekalastuskohteet ovat järjestyksessä jokisuulta ylöspäin, ylin koski noin 80 km jokisuulta.

Simojoen koskikohteiden elinympäristömallinnus

Simojoen kunnostusten arviointi on aikaisemmin perustunut sähkökoekalastusten avulla arvioituihin lohenpoikastiheyksiin ja niissä havaittuihin muutoksiin. Koskien rakenteessa ja ominaisuuksissa kunnostuksilla aikaansaatuja muutoksia on arvioitu silmämääräisesti suhteessa lohikalojen poikasten elinympäristövaatimukseen, ts. yleiseen käsitykseen, miltä hyvä poikastuotantokoski näyttää (esimerkiksi Hiltunen 2007). Vertaamalla koskimaisen elinympäristön pinta-alaa ennen ja jälkeen kunnostuksen on päätelty, kuinka paljon poikastuotantoala on suurentunut ja vastaavasti arvioitu smolttituotantopotentiaalissa tapahtuneita muutoksia. Tarkkoja mittauksia kosken ominaisuuksista

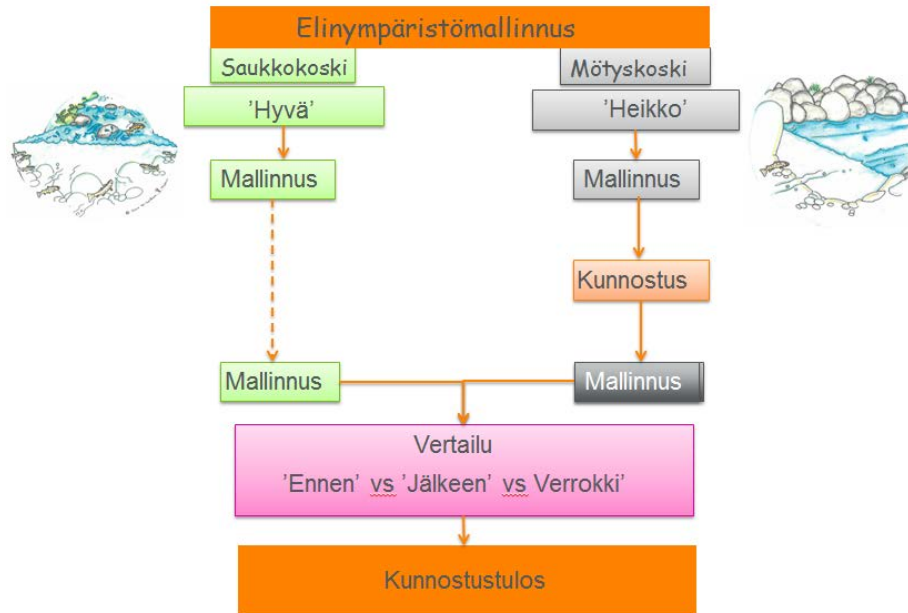
(uoman pohjan laatu ja veden syvyys ja virrannopeus ja niiden paikallisvaihtelu eri virtaamilla) ei ole tehty.

Elinympäristömallinnuksessa yhdistetään tiedot jokiuoman rakenteesta ja kalojen elinympäristövaatimuksista (Bovee 1982, Scruton et al. 1998, Gard 2009, Boavida et al. 2012). Kohdealueen topografia- ja pohjanlaatumittauksista muodostettavan jokiuoman korkokuvan päälle viritetään veden virtausmalli, jonka avulla alueen veden syvyyden, virrannopeuden ja pohjanlaadun ominaisuuksia voidaan tarkastella eri virtaamatilanteissa. Kalalajin näkökulma kohdealueen ominaisuuksiin saadaan muuntamalla paikalliset syvyys-, virrannopeus- ja pohjanlaatuarvot kalalajin preferenssitiedoilla em. tekijöiden suhteen. Lopputuloksena mallinnuksesta saadaan kohdealueen habitaattikartat, joista ilmenevät kalalajin elinvaiheiden kannalta suotuisimmat elinalueet ja niiden määrä erilaisissa virtaamatilanteissa (Kuva 3)



Kuva 3. Elinympäristömallinnuksen periaate.

Tässä hankkeessa valittiin elinympäristömallinnukseen kaksi Simojoen koskikohdetta, joista toinen on hyvä lohenpoikaskoski (Saukkokoski) ja toinen tätä heikompi kunnostettavaksi valittu koski (Mötyskoski). Molemmat koskikohteet mitattiin ja mallinnettiin, jälkimmäinen kohde sekä ennen että jälkeen kunnostuksen. Kunnostuksen jälkeinen kunnostetun kohteen uudelleenmallinnus kertoo, millaisia muutoksia kunnostuksessa tehdyt toimenpiteet aikaansaatavat kosken ominaisuuksissa. Vertaamalla kunnostustulosta hyvän lohenpoikaskosken ominaisuuksiin voidaan laajentaa kunnostustulosten arviointipohjaa (Kuva 4). Hankkeessa saatavaa tietoa elinympäristömallinnuksen soveltuvuudesta ja tuloksellisuudesta kunnostusten arvioinnissa voidaan hyödyntää jatkossa muiden jokien/koskien kunnostusten suunnittelussa ja toteutuksessa.



Kuva 4. Simojoen kunnostuskohteen arviointiprosessi.

Kohteet ja menetelmät

Kohteet

Saukkokoski ja Mötyskoski

Saukkokoski on Simojoen parhaita lohien poikastuotantokoskia, jossa poikastiheys on Luonnonvarakeskuksen (Luke) seurantojen perusteella ollut viimeisenä vuosikymmenenä suuruusluokka 65 kesänvanhaa poikasta aarilla (Taulukko 1). Saukkokoski sijaitsee noin 20 km jokisuulta ylävirtaan Mikkolanmäki-nimisen kylän kohdalla. Yhtenäinen koskialue on noin 1 km pituinen ja sen kokonaispinta-ala on joen keskivirtaamalla noin 7 ha. Mallinnusalueeksi valittiin kosken alaosa noin 400 m pituinen jakso, jonka keskimääräinen leveys on 65 m (Kuva 5). Alueella sijaitsee Luken lohien poikastiheyksien seurantakalastusalue.

Mötyskoski sijaitsee noin 50 km jokisuulta ylävirtaan Saarikoski-nimisen kylän kohdalla. Koskialue muodostuu kolmesta koskijaksosta, joista ylin on noin 50 m, keskimäinen noin 350 m ja alin noin 200 m pitkä. Koskijaksojen yhteispituus on siten noin 600 m ja pinta-ala noin 3 ha. Ylimmän ja keskimäisen koskijakson välissä on noin 300 m pitkä virtasuvanto ja keskimäisen sekä alimman koskijakson välissä on noin 100 m pituinen osittain nivamainen jokiosuus. Mötyskosken virta-alueiden kokonaispituus on siten noin 1000 m ja pinta-ala noin 6.8 ha. Mötyskosken alimmaisessa osassa sijaitsee Luken lohien poikastiheyksien seuranta-alue, jossa poikastiheys on ollut suuruusluokkaa 30 kesänvanhaa poikasta aarilla viimeisen vuosikymmenen aikana eli keskimäärin puolet Saukkokosken tiheyksistä (Taulukko 1).

Mötyskosken mallinnusalueeksi valittiin keskimäinen koskiosuus, jonka keskimääräinen leveys on kosken yläosassa noin 40 m, ja alaosassa lähes 100m. Alaosassa sijaitseen joen poukama, joka leventää vesipinta-alaa (Kuva 5).

Taulukko 1. Kesänvanhojen (0+) ja sitä vanhempien lohenpoikasten tiheydet Saukko- ja Mötyskoskessa vuosina 2002-2016. Mötyskoskea ei kalastettu 2004 eikä 2016. Mötyskosken vakiokoekalastusalue ei sijaitse elinympäristömallinnusalueella.

Vuosi	Saukkokoski		Mötyskoski	
	0+	Vanhemmat	0+	Vanhemmat
2002	53,3	22,3	42	29,9
2003	65,9	17,3	48,4	8,1
2004	64,7	20,8		
2005	36,2	28,2	35	22
2006	125,9	27,2	65,8	30,3
2007	13	14,7	0	8,1
2008	59,9	13,6	58,3	4,5
2009	70,1	19,2	13,4	6
2010	45,6	20,3	23,1	17,7
2011	89,1	18,9	24	20
2012	49,1	12,2	10,7	15,1
2013	42,3	34,8	12	9,9
2014	147,9	28,7	51	3,7
2015	79,8	8,3	13,6	2,5
2016	43,3	13,2		
Keskiarvo	65,7	20	30,6	13



Kuva 5. Simojoen elinympäristömallinnetut kosket.

Mötyskosken kunnostuksen toteutus

Mötyskosken kunnostukset toteutettiin vuosina 2016-2017. Kesällä 2016 kunnostuksia haittasi suuri virtaama. Vuolas virta ja suuri vedensyvyys vaikeuttivat koneiden liikkumista uomassa ja osa kesän 2016 kunnostuksista jäi sen vuoksi vaillinaisiksi. Kunnostuksia täydennettiin kesällä 2017, jolloin olosuhteet jokikunnostustyölle olivat suotuisimmat. Mötyskosken kunnostukset sijoittuvat pääosin virta-alueen keskimmaiselle ja alimmalle koskiosuudelle. Em. kunnostuskohteille tuotiin seulottua kutusoraa 690 t (raekoko \varnothing 20–100 mm), poikaskiveä 370 t (raekoko \varnothing 100- 200 mm) ja poikal alueen pohjalle tarkoitettua aluskiveä 200 t (raekoko \varnothing 200- 500 mm). Näistä kosken keskiosan alueelle sijoitettiin kutusoraa noin 300 t ja poikaskiveä 150 t.

Kosken keskiosalla kutualueet rakennettiin uoman reunojen tuntumaan. Kutualueiden jatkoksi rakennettiin pienpoikal alueet, jotka olisivat kuoriutuvien lohenpoikasten helppo saavuttaa. Mötyskosken keskiosalle tehtiin yhteensä 7 kpl kutualueita, joista 4 kpl sijoittui uoman oikealle reunalle (kokonaispinta-ala noin 250 m²) ja 3 kpl uoman vasemmalle reunalle (kokonaispinta-ala noin 90 m²) koskeen rakennettujen kynnysten kohdille. Uoman syvyys kutualueella vaihteli 40 -150 cm välillä ja ne rakennettiin siten, että vesisyvyys suureni kohti keskiuomaa. Virrannopeus kutualueilla vaihteli 0,5-0,8 ms⁻¹ välillä.

Syksyn 2016 keskimääräistä suuremman virtaaman aikana tehtyä uoman muotoilua jouduttiin muuttamaan kesällä 2017 niin, että virtaus ja virrannopeus olisi kunnostetuilla alueilla mahdollisimman riittoisa myös alivirtaaman aikana. Mötyskosken keskiosalle rakennettiin ja osin vahvistettiin olemassa olevia kynnysrakennelmia yhteensä 5 kpl. Uoman tehdyillä kynnysrakennelmilla pyrittiin vesittämään uomaa koko leveydeltä ja saada uoman virtaukseen vaihtelua sekä polveilua. Kesällä 2016 tuodun soran ja kivien lisäksi tarvittavaa kiviainesta saatiin uoman oikealle reunalle aikoinaan pusketusta suisteesta. Noin 250 m keskiosan kosken niskalta alavirtaan uoman leviää lähes 100 m levyiseksi. Tällä kohden purettiin osa vanhoista suisteista ja rakennettiin suisteista saadusta kiviaineksesta poikal alueet, joiden pinta-ala on yhteensä noin 1500 m². Ne suisteet, joissa oli puusto tai runsas pensaikko jätettiin purkamatta.

Maastomittaukset elinympäristömallinnusta varten

Uoman topografian mittaukset tehtiin kahlaamalla tai kumiveneestä, kun kahlaaminen ei ollut mahdollista syvyyden ja/tai virrannopeuden takia. Kunkin mittauspisteen koordinaatit (ETRS-TM35FIN-järjestelmä) ja uoman pohjan korkeus (N2000, m mpy) mitattiin GNSS-laitteella (Javad Triumph 2; <http://www.javad.com/jgnss/products/receivers/triumph-2.html>), johon oli RTK-korjaus Geotrim Oy:n VRS-palvelusta (<https://www.geotrim.fi/palvelut/trimnet-vrs>). Laitteella päästään RTK-korjauksen avulla ± 2 cm:n tarkkuuteen.

Koskikohteiden peruspistejoukko mitattiin siten, että joen virtaussuuntaan nähden poikkileikkaukset tehtiin 4 metrin välein köyttä apuna käyttäen ja poikkileikkauslinjoilta mitattiin pisteet 4 metrin välein. Näistä peruspisteistä määritettiin myös pohjanlaatu (kivikoko ja kivien iskostuneisuus) visuaalisesti vesikiikaria ja tehokasta valaisinta (Ferei W163) apuna käyttäen mittauspisteen ympäriltä noin 1 m²:n alueelta. Kivikoko määritettiin muokatulla Wentforthin asteikolla (Taulukko 2) ja kivien iskostuneisuus kolmiluokkaisella (täysin iskostunut (indeksi 3), osittain iskostunut (2) ja täysin irtonaista (1)) asteikolla. Mikäli pohjanlaatu muuttui oleellisesti ennen seuraavaa peruspistettä, otettiin väliin ylimääräinen peruspiste pohjanlaatutiedoilla.

Taulukko 2. Uoman pohjan kivikoon määrittämissä käytetty luokitus.

Koodi	Raekoko (cm)
0	< 0,1
1	0,1 – 0,4
2	0,4 - 1
3	1 - 2
4	2 - 3
5	3 - 6
6	6 - 12
7	12 - 25
8	25 - 50
9	50 - 100
10	> 100

Peruspisteiden lisäksi mitattiin uoman pohjan korkeuspisteitä ilman pohjanlaatutietoja sen perusteella, kuinka paljon uoman topografiassa esiintyi vaihtelua. Tasaisilla alueilla lisäpisteitä ei mitattu, mutta kaikilla epätasaisilla alueilla (kiviryhmät, yksittäiset isot kivet, montut jne) pisteitä otettiin tarvittaessa noin puolen metrin välein. Kokonaispistemäärä Saukkokoskella oli 2702 kpl. Mötyskoskella kokonaispistemäärä oli ennen kunnostusta tehdyssä mittauksessa 4000 kpl ja kunnostuksen jälkeen 7197 kpl. Kokonaispistemäärän lisäys johtui siitä, että kunnostuksissa uomaan lisättiin runsaasti isoja kiviä ja kiviryhmiä, jolloin pohjan rakenteen monimuotoisuuden kasvu edellytti suurempaa pistemäärää vallitsevien olosuhteiden mittaamiseksi riittävän tarkasti. Näiden manuaalisesti mitattujen pisteiden lisäksi mallinnuksessa käytettiin mallinnusalueen ylä- ja alaosaan Mitta Oy:n veneellä tekemää kaikuluotausaineistoa. Varsinaiselta mallinnusalueelta Mitta Oy:n aineistoa ei ollut. Lisäksi Maanmittauslaitoksen lasermittaussaineistoa käytettiin rantapenkkapisteinä (merkitystä tulvavirtaamien mallinnuksessa).

Uoman topografian lisäksi veden virtausmallinnukseen tarvitaan tietoa vedenpinnan tasosta ja virtaaman jakautumisesta uoman poikkileikkauksissa virtausmallin kalibroimiseksi ja validoimiseksi. Vedenpinnan korkeus mitattiin 10 – 30 metrin välein (riippuen kynnyksistä) molempien kohdekoskien mallinnusalueen pituudelta. Mittaukset tehtiin kolmessa erilaisessa virtaamatilanteessa: mahdollisimman pienellä virtaamalla (toteutui Mötyskoskella 11,5 m³/s, Saukkokoskella 18,5 m³s⁻¹), kohtalaisella virtaamalla (toteutui Mötyskoskella 36,1 m³s⁻¹, Saukkokoskella 69,1 m³s⁻¹) ja suhteellisen suurella virtaamalla (toteutui Mötyskoskella 68,6 m³s⁻¹ ja Saukkokoskella 101,0 m³s⁻¹).

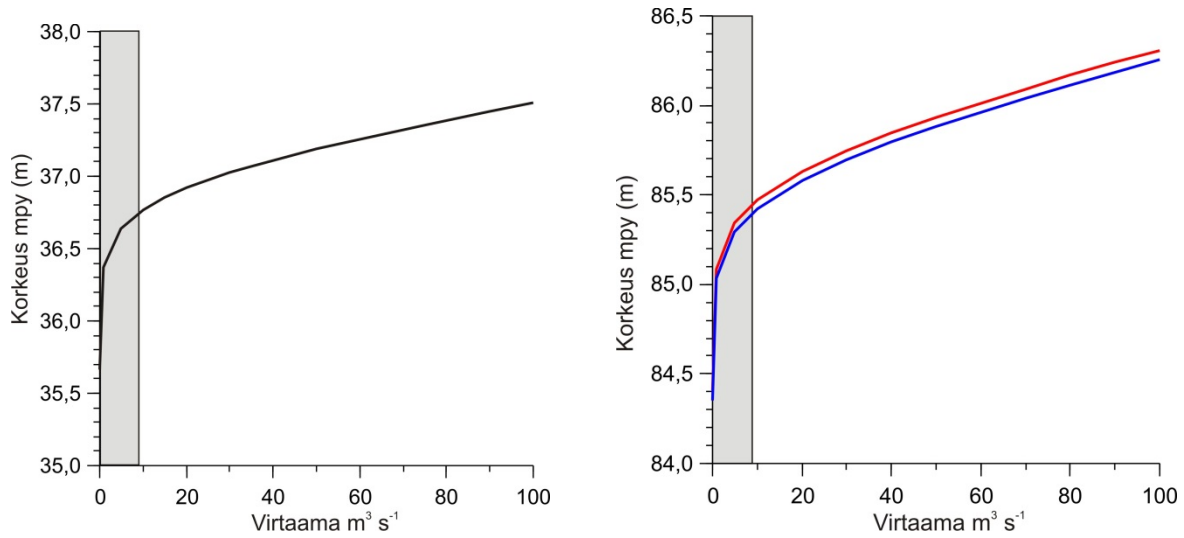
Pienimmällä virtaamalla vedenpinnan mittaus tehtiin Javad Triumph 2 -laitteella ja virtaamalinjat tehtiin kahlaamalla ja virrannopeus määritettiin Schiltknecht Mini Air -laitteella kolmelta syvyydeltä 1-2 metrin pisteväleihin pohjan tasaisuudesta riippuen. Muilla virtaamilla Mitta Oy mittasi virtaaman ADCP-laitteella (Sontek M9 virtaamamittauslaite radio-ohjattavassa veneessä (Inertia kompensoitu + DIFF GPS/RTK GPS paikannus)) ja vedenpinnan korkeuden Stonex-laitteella (VRS RTK GPS).

Virtausmallinnus

Molemmille mallinnuskohteille sovitettiin veden purkautumiskäyräsovitukset mallinnusalueen ylä- ja alapuoliselle vedenpinnan korkeudelle maastossa mitattujen vedenpinnan korkeus- ja virtaamahavaintoparien perusteella (Kuva 6). Tutkimuvuosina avovesikauden virtaamat Simojoessa olivat verraten suuria, ja vedenpinnan korkeus- ja virtaamahavaintopareja onnistuttiin mittaamaan vain yli $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamatilanteissa (pienimmät virtaamat: Mötyskoski $11,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ja Saukkokoski $18,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Näin ollen luotettavan virtausmallinnuksen kannalta riittävän tarkkoja vedenpinnan korkeusarvoja saatiin vain yli $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamille. Tätä pienimmillä virtaamilla vedenpinnan korkeus muuttuu voimakkaasti (Kuva 6), ja vedenpinnan käyräsovituksen käyttäminen mallinnuksessa ilman todellisia maastohavaintoja voi johtaa suuriin virheisiin mallinnusalueen veden syvyyksien ja virrannopeuksien laskennassa. Tästä johtuen virtausmallinnukset voitiin toteuttaa Mötyskosken alueella 10, 15, 20, 25, 30, 43, 50, 65 ja $90 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla ja Saukkokoskella 10, 15, 22, 30, 37, 45, 55, 70, 90 ja $135 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla.

Uoman topografia (maastomalli) interpoloitiin maastossa tehtyjen pohjakorkeuspisteiden perusteella. Virtausmallinnus tehtiin Mike3D FM (DHI) -laskentamallilla. Malli kalibroitiin erikseen kaikille laskettaville virtaamille käyttäen ala- ja yläveden pinnankorkeutena purkausikäyrltä laskettuja pinnankorkeusarvoja ja yhtä uoman karkeuskerrointa. Kalibrointia suoritettiin, kunnes vertailupisteen poikkeama käyräsovitteen mukaisen pinnankorkeuden ja mallin tuottaman pinnankorkeuden välillä oli alle 1 cm. Mallissa käytettiin laskentaelementtejä, joiden maksimipituus oli 2 metriä, ja maksimileveys (joen poikkisuuntaan) 1 metri. Käytännössä näitä arvoja esiintyi vain, jos pituusjako mallinnusalueen pituus- ja leveysuuntaan meni aivan tasan em. dimensioiden suhteen, ja toisaalta uoman leveimmissä kohdissa. Elementtien pinta-ala olikin yleisimmin koskimaisella alueella $1-2 \text{ m}^2$. Mötyskosken mallissa oli 22064 elementtiä, joiden vesipatsas voitiin jakaa vain kahteen vesikerrokseen johtuen uoman suuresta pohjakarkeudesta (kivien koko). Saukkokoskella elementtien lukumäärä oli 8348, ja vesipatsas jaettiin neljään vesikerrokseen.

Elinympäristömallinnukseen soveltuvaa joen jäätymistä ja jääoloja simuloivaan virtausmallia ei ole toistaiseksi käytettävissä, joten jääoloja ei voitu mallintaa (Heggenes et al. 2018). Joen jäätymisvaiheessa syksyllä muodostuva suppo (frazil ice) ja pohjajää (anchor ice) voivat muuttaa vallitsevia virtausolosuhteita merkittävästikin. Jäätymisvaiheen kesto riippuu loppusyksyn/alkutalven sääolosuhteista. Pysyvän jääkannen muodostuttua veden virtausolosuhteet vakiintuvat. Jääkansi aiheuttaa kitkaa veden virtaukselle, jolloin välittömästi jääkannen alapuolella veden virtausnopeus on pienempi verrattuna avovesitilanteen pintavirrannopeuksiin.



Kuva 6. Vasemmalla Saukkokosken ja oikealla Mötyskosken (punainen käyrä ennen kunnostusta, sininen käyrä jälkeen kunnostuksen) veden purkautumiskäyrät (vedenpinnan korkeus alueen yläosassa) virtaaman suhteen. Alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilta maastomittauksia ei ollut käytettävissä (harmaa vyöhyke), jonka vuoksi käyrä perustuu tältä osin käyrän yhtälösovitukseen. Kynnyskorkeus nolla-virtaamalla on Mötyskoskella $84,41 \text{ m mpy}$ ja Saukkokoskella $34,82 \text{ m mpy}$.

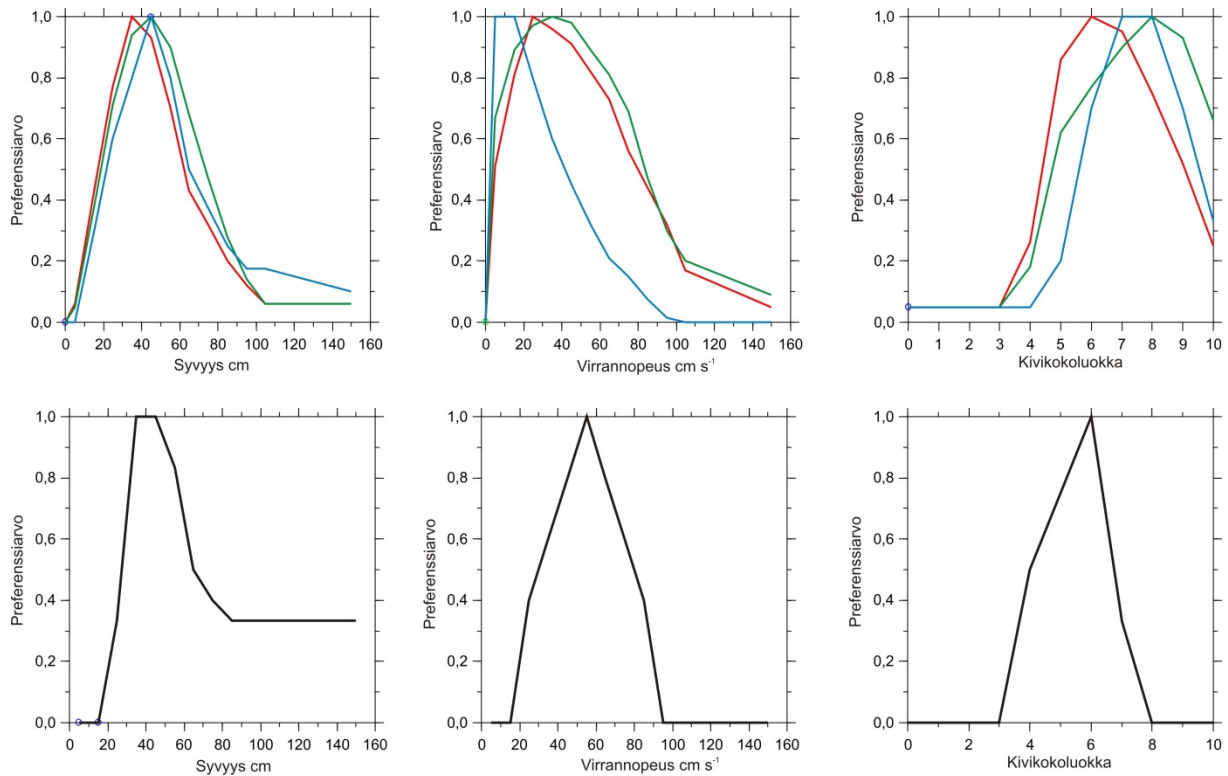
Habitaattipreferenssit

Mallinnuksissa sovellettiin Luonnonvarakeskuksen tuottamia (Mäki-Petäys et al. 2002) eri ikäisten (kesänvanhat ja vanhemmat poikaset) lohenpoikasten preferenssikäyriä syvyyden, virrannopeuden ja pohjan laadun (kivikoko) ja iskostuneisuuden suhteen (Kuva 7). Kesä- ja talviolosuhteet rajattiin veden lämpötilan perusteella käyttäen raja-arvona $6 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpötilaa (Huusko et al. 2007, Huusko et al. 2010, Heggenes et al. 2018). Lohen kutualuepreferenssin osalta sovellettiin Louhen ym. (2008) laajaan kirjallisuuskatsauksen perustuvia tietoja (Kuva 7).

Habitaattimallinnus

Lohen eri elinvaiheiden preferenssitiedon avulla paikalliset hydrauliset habitaattimuuttuja-arvot (virtausmallinnuselementtien veden syvyys, virtausnopeus, pohjan laatu) muunnettiin lohen eri elinvaiheita koskeviksi soveltuvuusarvoiksi, jotka kuvaavat kosken sisäisten paikallishabitaattien hyvyttä lohen näkökulmasta (preferenssiarvo 0 = täysin soveltumaton habitaatti; preferenssiarvo 1 = erinomainen habitaatti).

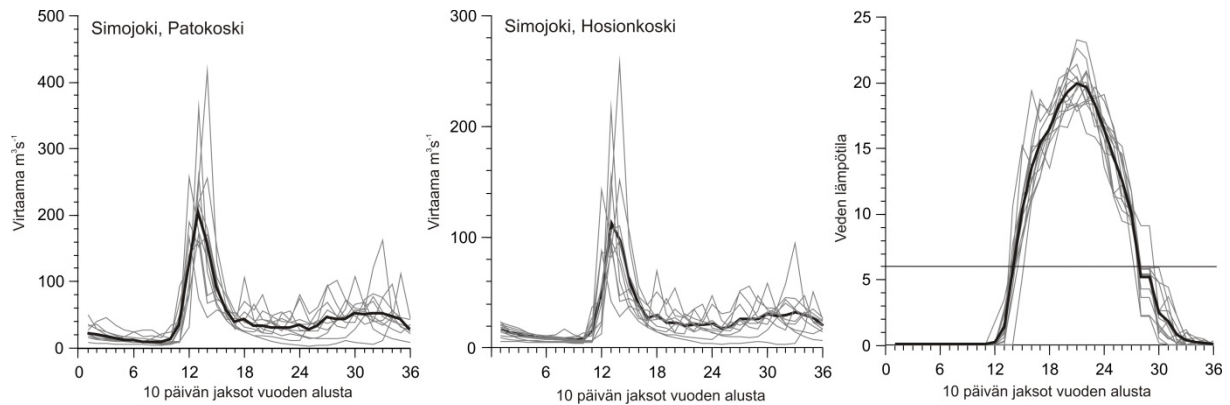
Perusmallinnuksissa kunkin mallinnuselementin syvyys ja keskimääräinen virrannopeus vesipatsaassa ($0,4 \times$ veden syvyys -tasossa) muunnettiin preferenssikäyrien mukaisiksi soveltuvuusarvoiksi, ja hydraulisen habitaatin laatu laskettiin näiden muuttujien aritmeettisena keskiarvona. Vastaavasti joen pohjahabitaatin laatu laskentaelementittäin määritettiin mitattujen vallitsevien kivikokojen (vallitseva kivikoko (D1), toiseksi vallitsevin kivikoko (D2), painottaen vallitsevinta kivikoko hieman enemmän: $0,6 \times D1 + 0,4 \times D2$) ja kivien iskostuneisuuden perusteella. Kokonaishabitaatti laskettiin hydraulisen habitaatin ja pohjahabitaatin soveltuvuusarvojen aritmeettisena keskiarvona.



Kuva 7. Yllä lohen poikasten preferenssikäyrät veden syvyyden, virranopeuden ja pohjan laadun suhteen (punainen = 0+ poikaset, vihreä = > 1 v poikaset, sininen = talviolosuhteet (veden lämpötila < +6 °C)). Alla lohen kutuun soveltuvan habitaatin ominaisuuksia kuvaavat preferenssikäyrät. Kivikokoluokitus (0-10) ilmenee Taulukosta 2.

Habitaattimallinnustuloksien perusteella laskettiin vuosina 2002-2014 vallinneiden virtaama- ja jokiveden lämpötilatietojen avulla lohenpoikasten koko jokivaiheen aikainen soveltuvan habitaatin määrä molemmilla koskilla. Laskenta aloitettiin vuosien 2002-2011 heinäkuun alusta ja lopetettiin jokaisesta aloitusvuodesta lukien kolmannen vuoden kevääseen (huhtikuun loppu), jonka jälkeen lohen poikasten oletettiin smolttiutuvan ja vaeltavan merelle. Tarkastelujakso jaettiin 10 päivän pituisiin jaksoihin, joille laskettiin keskivirtaama ja veden keskilämpötila (Kuva 8). Kunkin jakson keskivirtaaman mukainen habitaatin soveltuvuusarvo poimittiin mallinnustuloksista. Kesän ja talven välisenä raja-arvona käytettiin +6 °C veden lämpötilaa, ts. tätä kylmemmissä veden lämpötiloissa sovellettiin talven preferenssikäyrien mukaista habitaatin laatua (Kuva 8).

Kutualueiden määrittämisessä potentiaalisiksi kutualueiksi hyväksyttiin elementit, joissa pohjahabitaatin laatu sai soveltuvuusarvoksi vähintään 0,6. Näille elementeille laskettiin kutualueen laatu pohjahabitaatin ja hydraulisen habitaatin soveltuvuusarvojen aritmeettisen keskiarvona. Lopulta hyvälatuisiksi kutualueiksi rajattiin elementit, joissa kutuhabitaatin laatu ylitti soveltuvuusarvon 0,5.



Kuva 8. Simojoen virtaama ja veden lämpötila vuosina 2002-2014 kymmenen päivän jaksotien päivittäisten arvojen keskiarvoina. Paksu viiva kuvaa koko aineiston keskiarvoa ja ohuet viivat vuosittaisia tietoja. Patokosken virtaamia käytettiin Saukkokosken ja Hosionkosken tietoja Mötyskosken elinympäristömallinnuksissa. Lämpötilakuvassa ohut poikkiviiva kuvaa +6°C lämpötilaa, jota käytettiin lohen poikasten kesän ja talven habitaattipreferenssien käytön välisenä raja-arvona. Virtaama- ja lämpötilatietojen perusaineisto: Suomen Ympäristökeskus.

Sähkökoekalastus Saukkokoskella

Molempina kenttätövuosina virtaamat pysyivät suurina loppukesällä vaikeuttaen sähkökoekalastusten toteuttamista. Syksyllä 2016 toteutettiin Saukkokoskella lohenpoikasten paikannussähkökalastus kalastamalla 65 yhdeksän neliömetrin kokoista laikua. Kunkin laikon saalislajisto ja yksilöiden lukumäärä laskettiin; lohenpoikaset jaoteltiin kesänvanhoihin ja tätä vanhempiin poikasiin. Laikon sijainti koskessa määritettiin gps-latteella samaan koordinaatistoon kuin elinympäristömallinnuksen mittaukset.

Mötyskosken mallinnusalueella kunnostustöitä toteutettiin sekä loppukesällä 2016 että 2017. Kunnostustöistä johtuvien häiriöiden (veden ajoittainen samentuminen, pohja-aineksen muokkaus) vuoksi paikannussähkökalastuksia ei toteutettu.

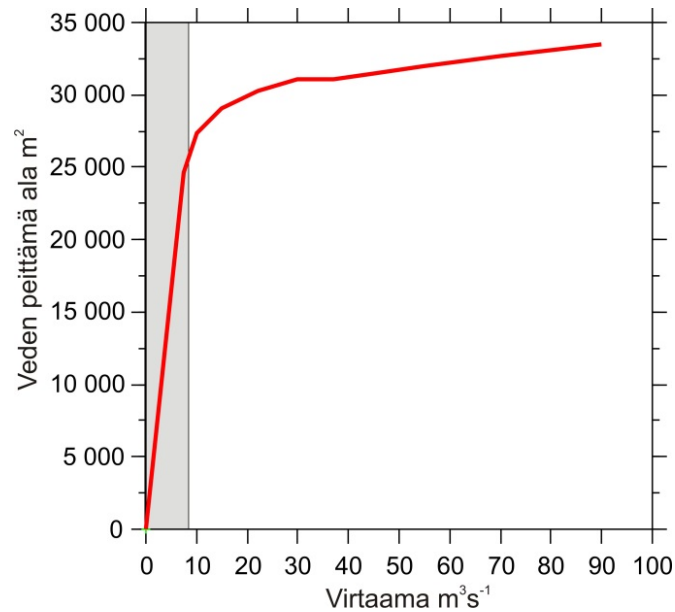
Tulokset

Mallinnuskohteiden ominaisuudet

Saukkokoski

Saukkokosken mallinnusalueella veden peittämä pinta-ala laskee jokseenkin lineaarisesti suurista virtaamista aina $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamaan saakka (Kuva 9). Alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ei tutkimusvuosina esiintynyt sellaisena aikana, jotta vedenpinnan korkeuksia olisi voitu mitata (ainoastaan talvella). Saukkokosken purkausikäymallinnuksen perusteella on oletettavaa, että veden peittämä pinta-ala pienenee voimakkaasti alle $5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamissa.

Vallitsevin kivikoko Saukkokoskessa on 10-30 cm kivet, suurempia kiviä on siellä täällä kosken alueella. Huomattava osa uoman pohja-alasta on hyvin irtonaista eli kivet eivät ole iskostuneet pohjaan kiinni (Kuva 10). Tiivistä, hienojakoista maata on perusuoman ulkopuolella tulva-alueella, joka on kasvillisuuden peittämää.



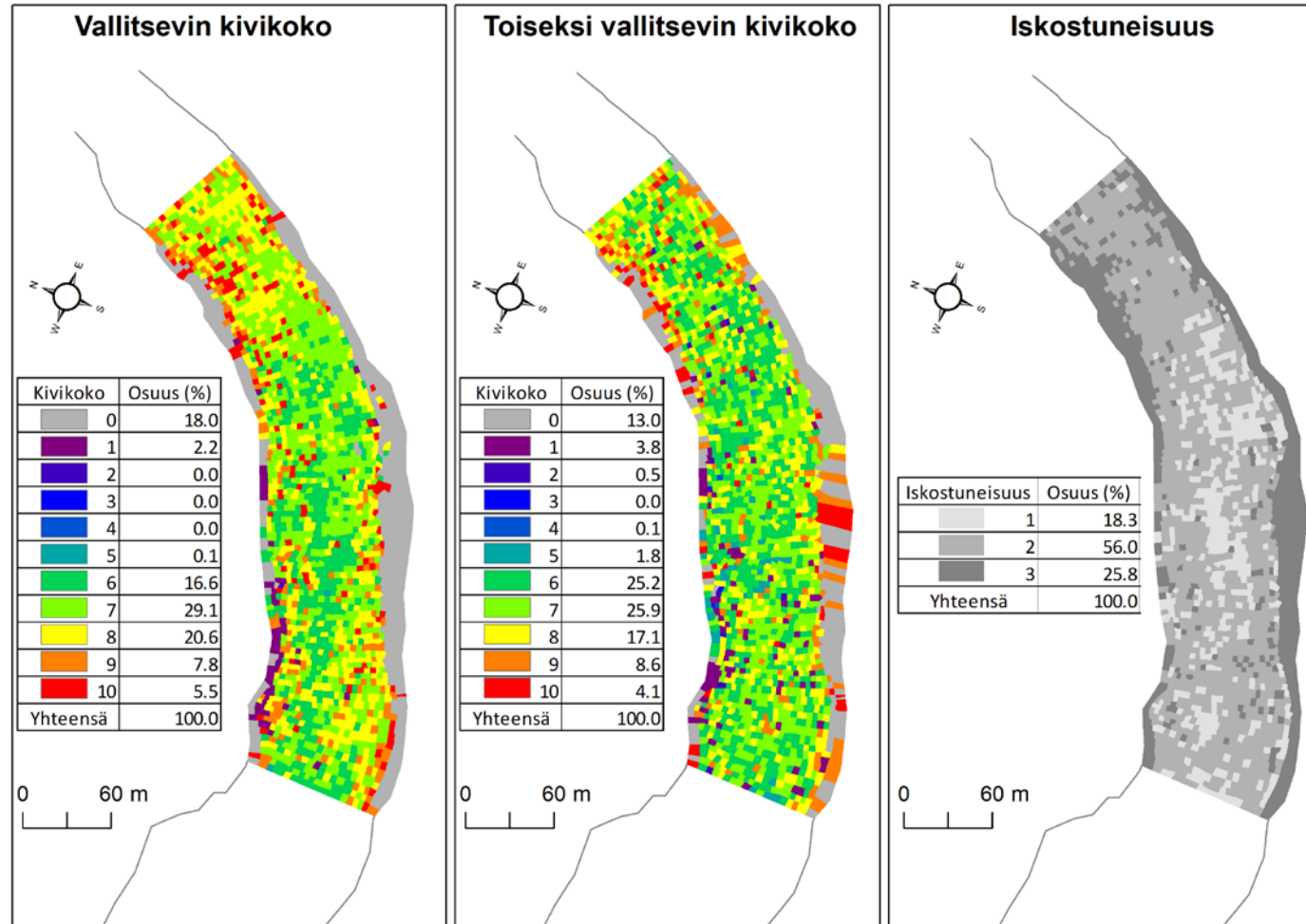
Kuva 9. Veden peittämä ala Saukkokosken mallinnusalueella eri virtaamilla. Alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla maastomittauksia ei ollut käytettävissä (harmaa vyöhyke), jonka vuoksi käyrä perustuu tältä osin veden purkautumiskäyrän yhtälösovitukseen.

Saukkokoskessa veden syvyys ja virrannopeus pysyvät kohtuullisena aina $30\text{-}40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamaan saakka. Perusuoman täyttyessä virrannopeus ja syvyys kasvavat ja muuttuvat koko mallinnusalueella tasaisiksi (Kuva 11).

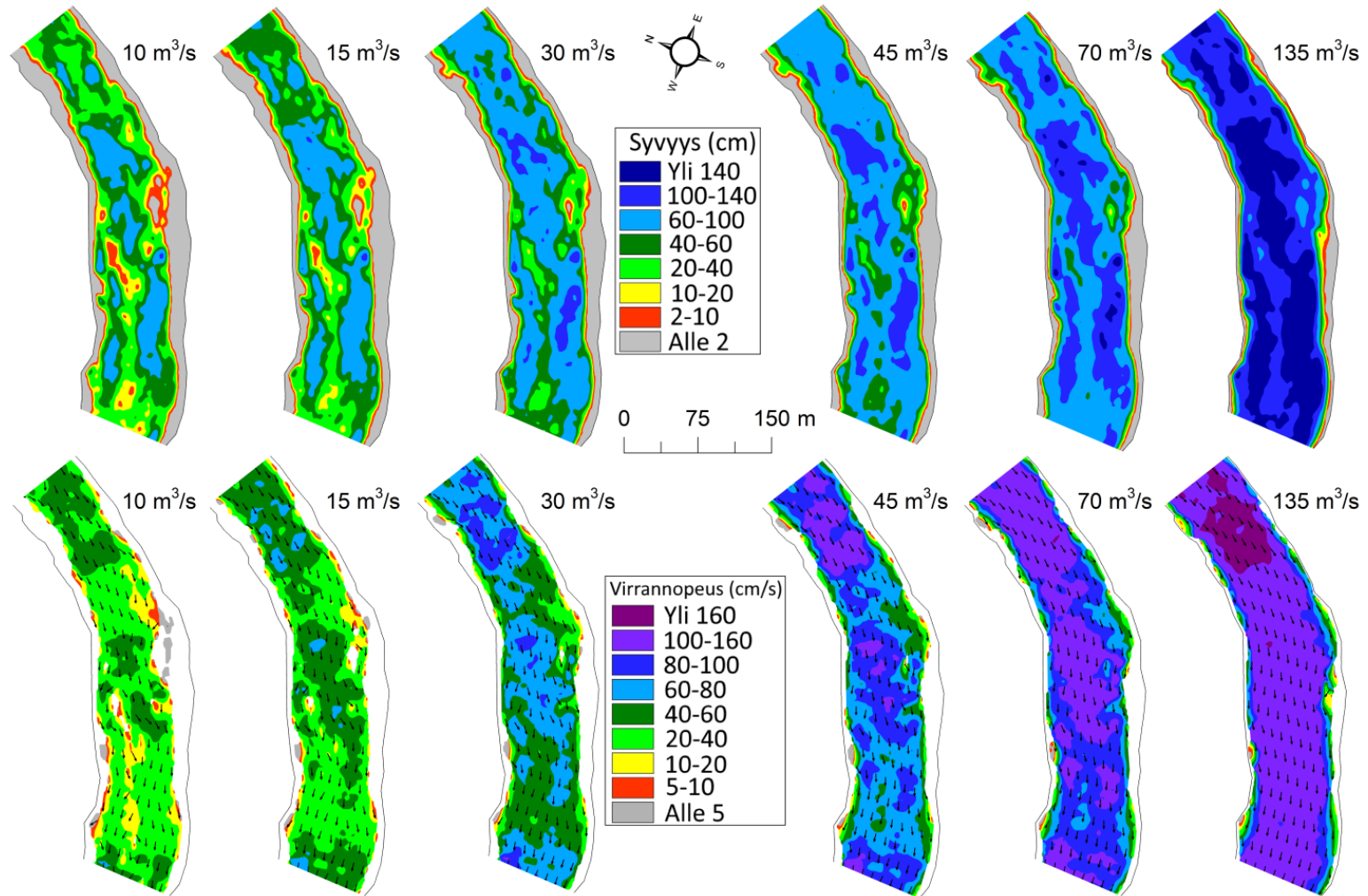
Mötyskoski

Ennen kunnostusta Mötyskoskessa on nähtävissä läpi kosken kulkeva uoma, joka on yli puoli metriä kosken reuna-alueita syvämpi. Kunnostuksessa kosken pohjamateriaalin muokkaus kynnsrakenteiksi yhdessä muualta tuodun kiviaineksen kanssa ovat nostaneet pohjakorkeutta erityisesti uoman keskiosassa ja vastaavasti uoman reuna-alueilla on tapahtunut pohjakorkeuden laskua (Kuva 12). Paikalliset suuret yli 50 cm korkomuutokset johtuvat kynnsrakenteisiin siirretystä suurista kivistä tai kiviryhmistä. Kosken alaosan poukaman edustalla olleiden pienten saarien (vanhoja suisterakenteita) purkamisen ja näissä olleen materiaalin levittäminen alueelle heijastuu myös kasvaneena pohjakorkeutena.

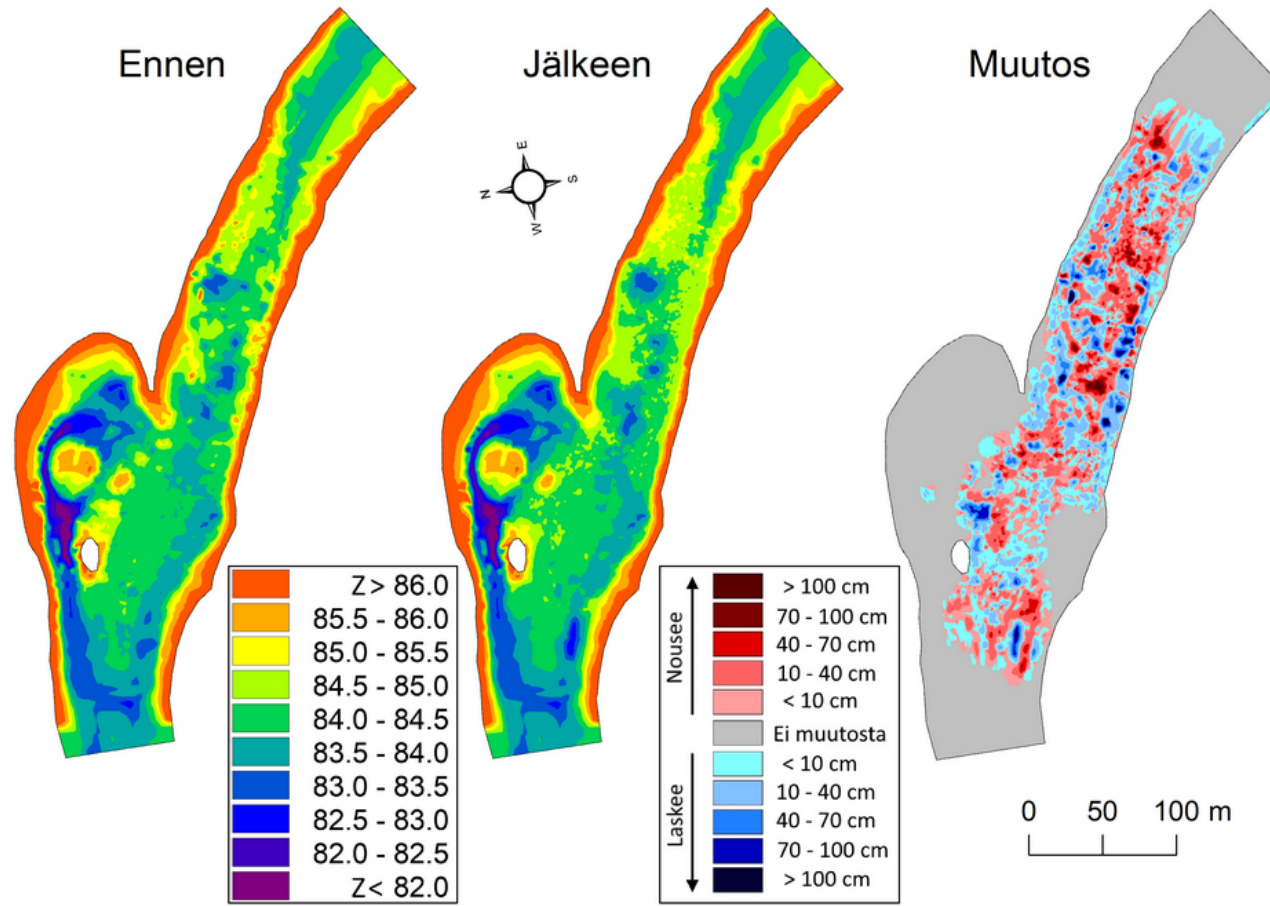
Mötyskosken mallinnusalueella veden peittämä pinta-ala laskee jokseenkin lineaarisesti suurista virtaamista aina $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamaan saakka Saukkokosken tapaan (Kuva 13). Alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ei tutkimusvuosina esiintynyt sellaisena aikana, jotta vedenpinnan korkeuksia olisi voitu mitata (ainoastaan talvella). Mötyskosken purkauk käyrämallinnuksen perusteella on oletettavaa, että veden peittämä pinta-ala pienenee voimakkaasti alle $5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamissa. Kunnostuksen seurauksena veden peittämä ala kasvoi 6-7 aaria tavanomaisilla kesäajan virtaamilla ($10\text{-}30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Suurilla virtaamilla vesi täyttää koko perusuoman, jolloin perusuomassa toteutetun kunnostuksen pinta-alahyöty jää pieneksi (Kuva 13).



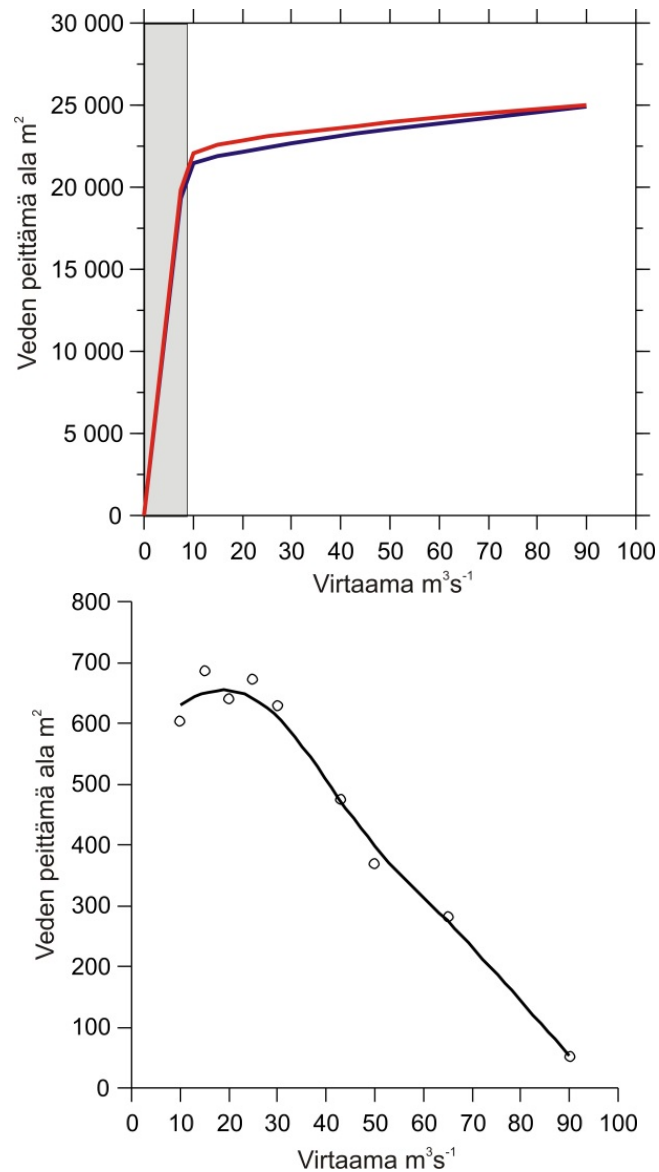
Kuva 10. Saukkoskosken uoman pohjan kivikokokartat ja kivikoon prosenttijakauma kahden vallitsevimman kivikoon osalta. Kivikokoluokitus (0-10) ilmenee Taulukosta 2. Oikealla pohjakivien iskostuneisuus Saukkoskoskessa (1 = kivet irtonaisia; 3 = kivet tiiviisti pohjassa kiinni).



Kuva 11. Veden syvyys (yllä) ja virrannopeus (alla) sekä virtauksen paikallinen pääsuunta (nuolet) Saukkokoskesissa eri virtaamilla.



Kuva 12. Mötykosken uoman topografia (Z = pohjan korkeus m meren pinnan yläpuolella) ennen ja jälkeen kunnostuksen sekä kunnostuksessa tapahtuneet paikalliset topografiamuutokset.



Kuva 13. Yllä veden peittävä ala Mötyskosken mallinnusalueella ennen (sininen) ja jälkeen (punainen) kunnostuksen eri virtaamilla. Alle 10 m³s⁻¹ virtaamilta maastomittauksia ei ollut käytettävissä (harmaa vyöhyke), jonka vuoksi käyrä perustuu tältä osin veden purkauskäyrän yhtälösovitukseen. Alla kunnostuksessa syntynyt lisäys vedenpeittämissä alueessa ennen kunnostusta vallinneeseen tilanteeseen nähden.

Saukkokoskeen verrattuna Mötyskosken vallitseva kivikoko sekä ennen kunnostusta että jälkeen kunnostuksen on raekooltaan keskimäärin suurempaa, mutta toisaalta mukana on myös enemmän hienorakeista soraa ja hiekkaa erityisesti kosken alaosassa (Kuva 14). Uoman keskiosan kynnyksrakenteisiin sijoitetut suuret lohkareet näkyvät suurempana kivikokona verrattuna ennen kunnostusta vallinneeseen tilanteeseen. Kivien iskostuneisuus on pieni erityisesti alueelle muualta tuodusta uudesta materiaalista rakennetuilla kutu- ja pienpoikasalueilla. Kosken alaosassa olevan poukaman pohja-aines on hiesua ja mutaa. Perusuoman ulkopuoliset ranta-alueet ovat tiivistä, hienojakoista ainesta ja kasvillisuuden peittämää.

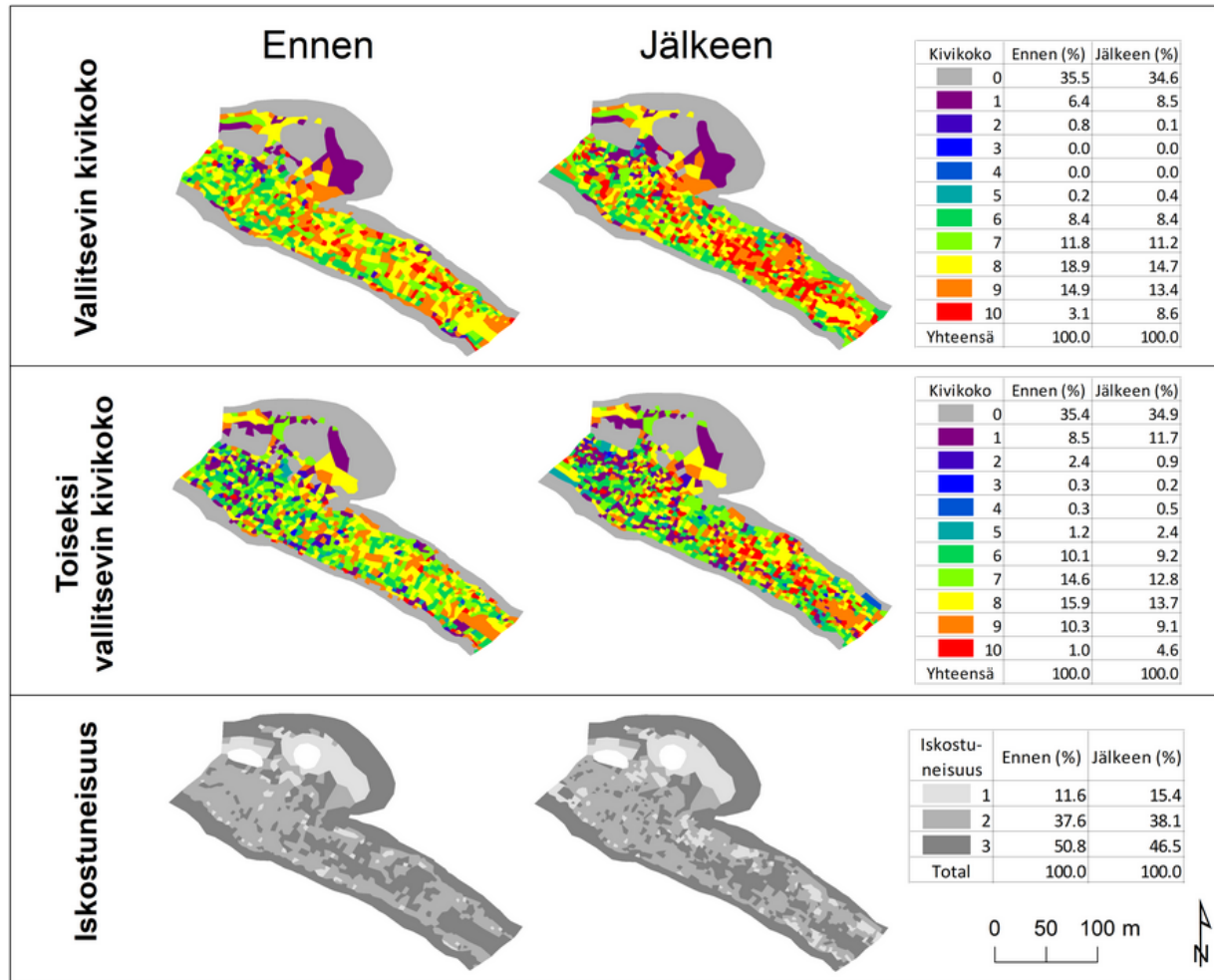
Perusrakenteeltaan Mötyskoski on syvempi kuin Saukkokoski. Päävirtausväylä erottuu pitkin koskea kulkevana syvempänä uomana erityisesti ennen kunnostusta vallinneessa tilanteessa. Kunnostuksen seurauksena kosken pohjakorkeus on kasvanut ja vesisyvyys on pienentynyt (Kuva 15). Rakennetut kynnykset kiihdyttävät veden virtausnopeutta myös pienillä virtaamilla (Kuva 16). Perusuoman täyttyessä virrannopeus muuttuu koko mallinnusalueella tasaisen voimakkaaksi. Mötyskosken alaosan pienten saarten (vanhojen suisterakenteiden) poiston seurauksena veden virtaus ei ohjaudu alaosan poukamaan voimakkaana suurimmillakaan virtaamilla. Mitä ilmeisimmin ylimmät poistetut saaret padottivat veden virtausta ja ohjasivat enemmän vettä poukaman suuntaan ennen kunnostusta vallinneessa tilanteessa.

Mallinuskohdeet lohenpoikasten elinympäristönä

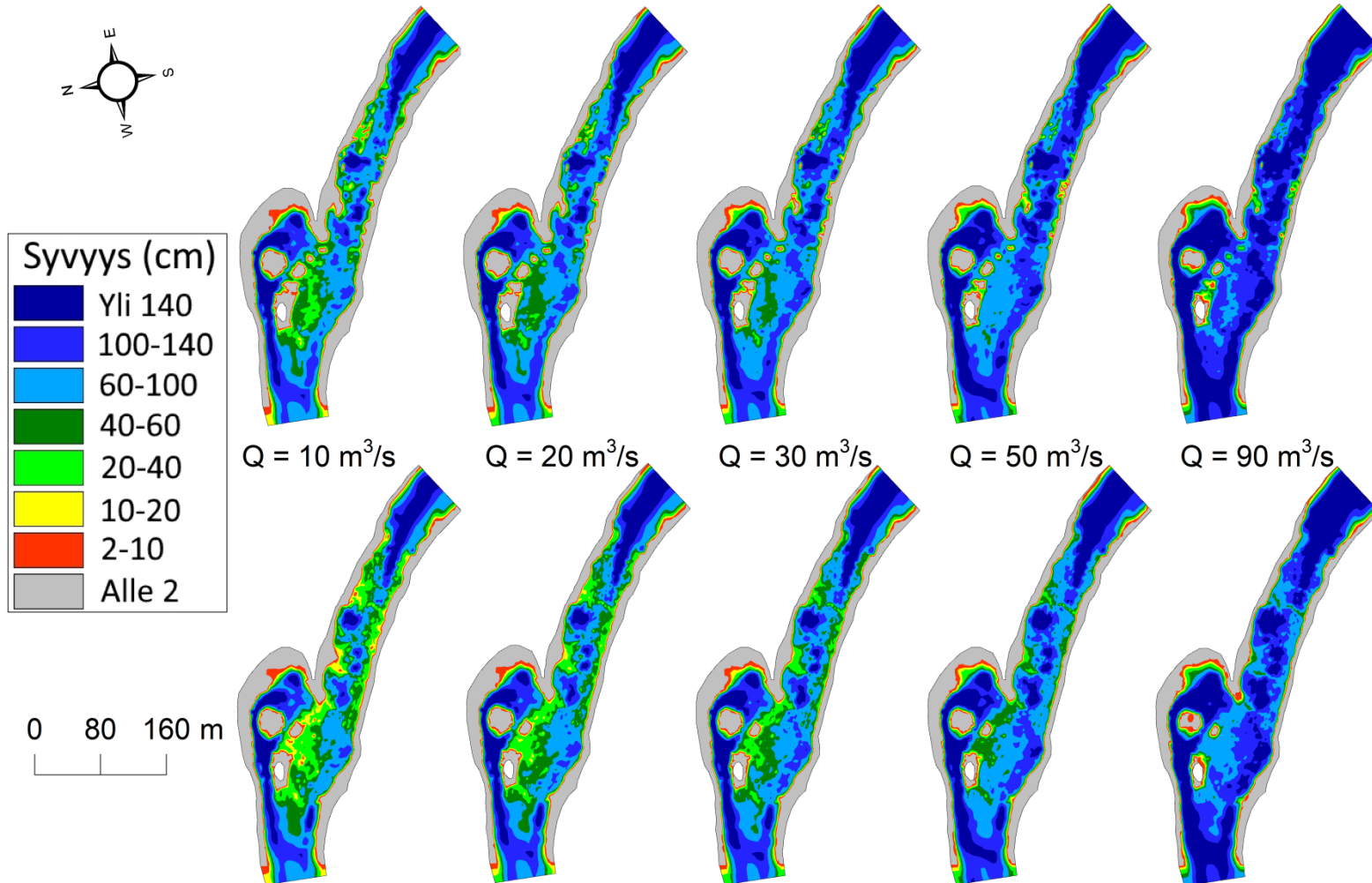
Molemmista mallinuskohdeissa soveltuvan habitaatin määrä vaihtelee virtaaman suhteen samalla tavalla (Kuva 17). Laajimmillaan soveltuvan habitaatin määrä on $10\text{-}20\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla, ja virtaaman kasvaessa $90\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ määrä pienenee kolmanneksella Mötyskoskella ja noin 40 % Saukkokoskella. Alle $10\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla habitaatin määrä laskee jyrkästi, mutta mallinnustulokset ovat tältä osin epävarmoja (ks. menetelmät). Tulosten perusteella on vaikea päätellä täsmällisesti virtaamaraja-arvoa, jossa esimerkiksi soveltuvan habitaatin määrä puoliintuu $10\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaaman arvosta. Oletettavaa on, että $5\text{-}6\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla soveltuvan habitaatin määrästä tulee lohenpoikasten menestystä rajoittava tekijä molemmilla koskilla, koska laskennallisen purkautumiskäyrän perusteella veden peittämä alue koskissa arviolta puoliintuu, ja samalla paikalliset veden syvyys ja virrannopeusarvot mitä todennäköisimmin muuttuvat suurella osalla koskialuetta liian alhaisiksi lohenpoikasten elinympäristövaatimuksiin nähden.

Saukkokoskella soveltuvan habitaatin määrä on pienillä $10\text{-}30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla noin 20 % ja suurella virtaamalla ($90\text{ m}^3\text{s}^{-1}$) noin 10 % suurempi kuin kunnostetussa Mötyskoskessa (Kuva 17). Saukkokoskessa vallitsevat olosuhteet ovat lähes optimaaliset lohenpoikasille, sillä poikasikäryhmästä ja vuodenaikasta riippuen soveltuvaa habitaattia on käytettävissä 70-80 % kosken vedenpeittämästä pinta-alasta $10\text{-}30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla. Laadultaan erinomaisia habitaattilaikkuja on kauttaaltaan kosken alueella (Kuva 18-20).

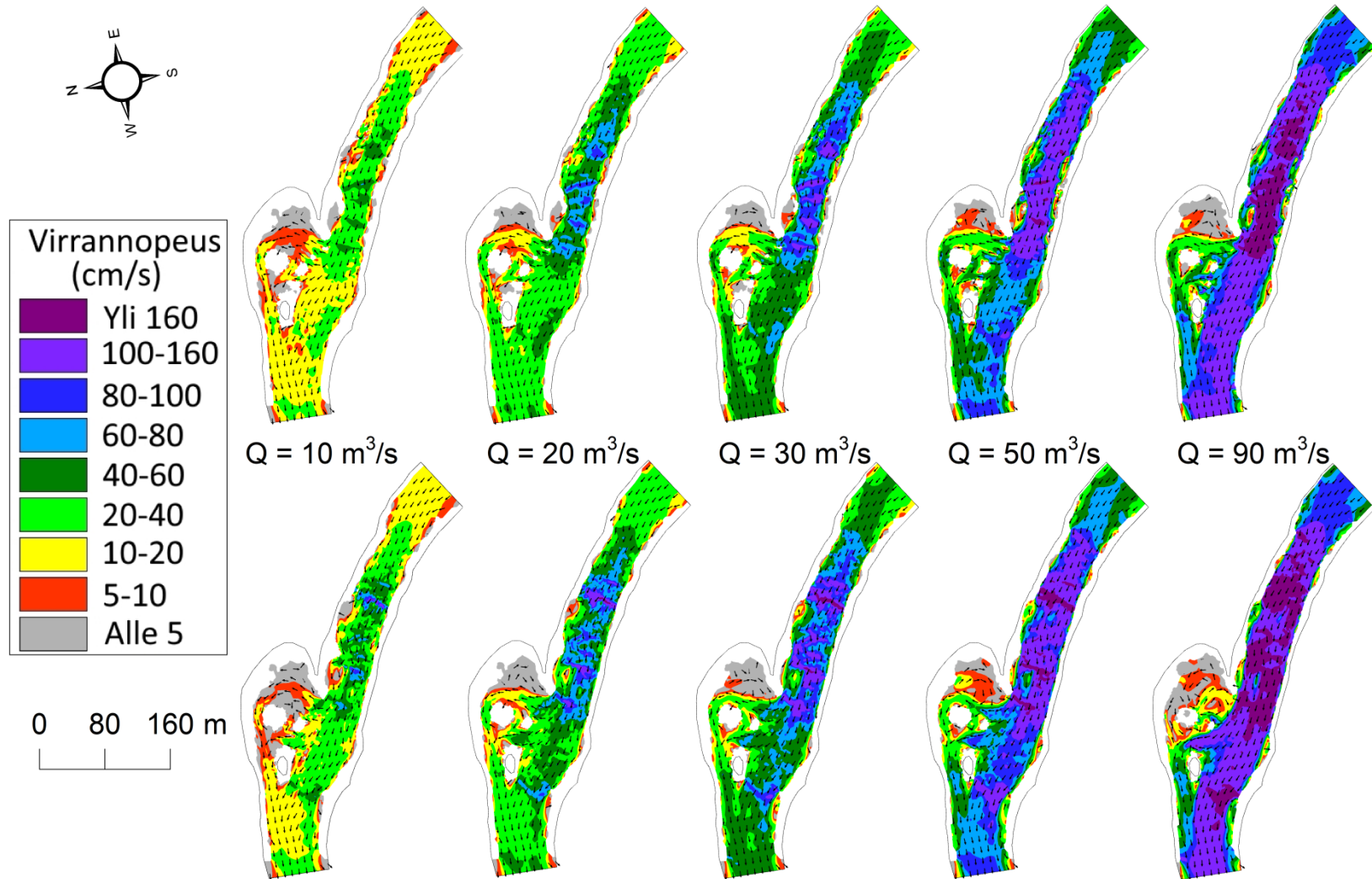
Mötyskosken kunnostus lisäsi kesäaikaisen soveltuvan habitaatin määrää lohenpoikasten ikäryhmästä ja virtaamasta riippuen keskimäärin 1-3 %. Suurin lisäys tapahtui $10\text{-}30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamien habitaatin määrässä (kesänvanhat poikaset 1,5% ja >1v poikaset 2,8%). Huomattavaa on, että erityisesti laadultaan erinomaisten habitaattilaikkujen (soveltuvuusarvo > 0,7) määrä kasvoi merkittävästi (Kuva 21; ikäryhmästä riippuen tavanomaisilla kesäajan virtaamilla 5-9%). Parhaat poikashabitaatit sijaitsevat kosken reuna-alueilla (Kuva 18-20). Sen sijaan lohenpoikasille soveltuvan talvihabitaatin määrässä eri virtaamilla tapahtui kunnostuksen seurauksena yleisesti ottaen vain pieniä muutoksia (Kuva 17-20), joskin laadultaan erinomaisten habitaattilaikkujen määrä pienimmällä mallinnetulla virtaamalla väheni noin 4 % (Kuva 21). Mötyskosken talvihabitaatin laadussa minimitekijänä on tulosten perusteella pohjanlaatu (kivikoko ja kivien iskostuneisuus pohjaan), ei niinkään hydraulinen habitaatti (paikalliset veden syvyyden ja virrannopeuden kombinaatiot).



Kuva 14. Mötyskosken uoman pohjan kivikokokartat ja kivikoon prosenttijakauma ennen ja jälkeen kunnostuksen kahden vallitsevimman kivikoon osalta. Kivikokoluokitus (0-10) ilmenee Taulukosta 2. Alimpana pohjakivien iskostuneisuus Mötyskoskessa (1 = kivet irtonaisia; 3 = kivet tiiviisti pohjassa kiinni).



Kuva 15. Veden syvyys Mötykoskeska ennen (yllä) ja jälkeen (alla) kunnostuksen eri virtaamilla.

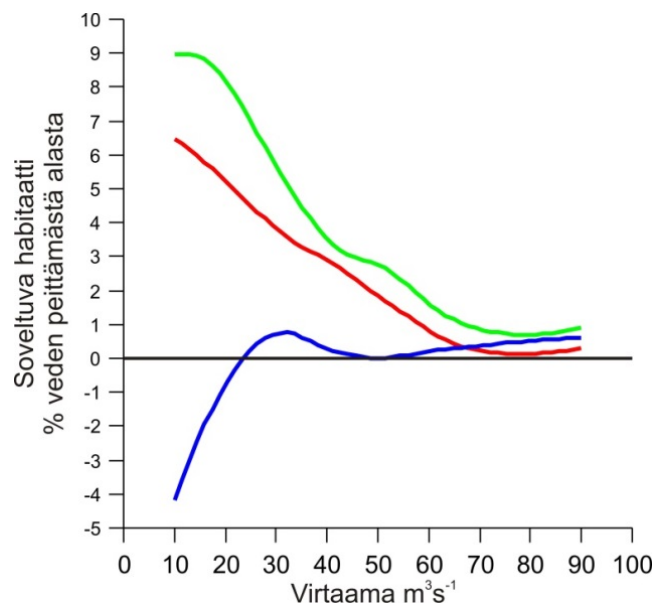


Kuva 16. Veden virrannopeus ja virtauksen paikallinen pääsuunta (nuolet) Mötyskoskessa ennen (yllä) ja jälkeen (alla) kunnostuksen eri virtaamilla.

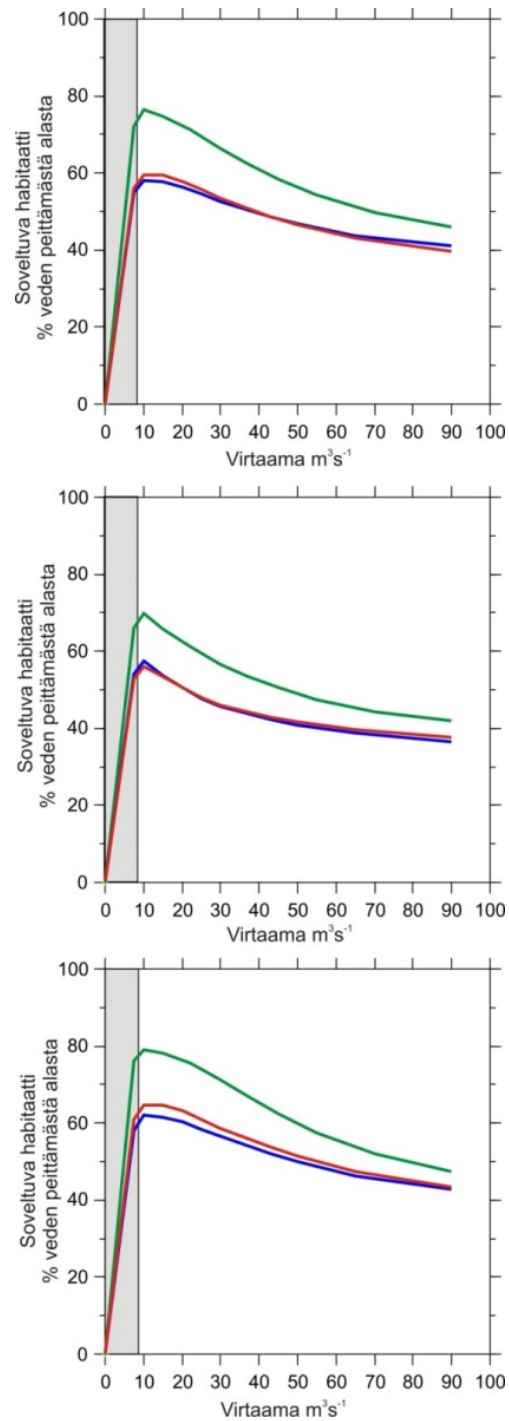
Soveltuvan elinympäristön vaihtelu lohenpoikasten jokivaiheen aikana

Lohenpoikasten koko jokivaiheen (0-3 v) aikainen elinympäristömallinnus jokivaiheen aikana vallinneiden ympäristöolosuhteiden suhteen osoitti, että soveltuvan elinympäristön määrä sekä Saukkokoskessa ja Mötyskoskessa on pienimmillään alkutalvesta (Kuva 22). Loppusyksyn ja alkutalven suuret virtaamat, jolloin veden lämpötila on selvästi alle 6 °C (Kuva 8), luovat jo 'talvehtimistilaan' asettuneille lohenpoikasille vuodenajoittain kaikkein epäedullisimmat olosuhteet. Toki kevättulvan aikana soveltuvan habitaatin laskennallinen määrä on tätä pienempi, mutta kevättulvakauden aikainen simulointi ei tässä työssä ollut luotettavaa. Lisäksi pienin mallinnettu virtaama, 10 m³s⁻¹, on suurempi kuin joen lopputalven alivirtaama, joten pienten virtaamien vaikutusta lopputalven habitaatin laatuun ja määrään ei tässä työssä voitu perusteellisesti analysoida (ks. menetelmät).

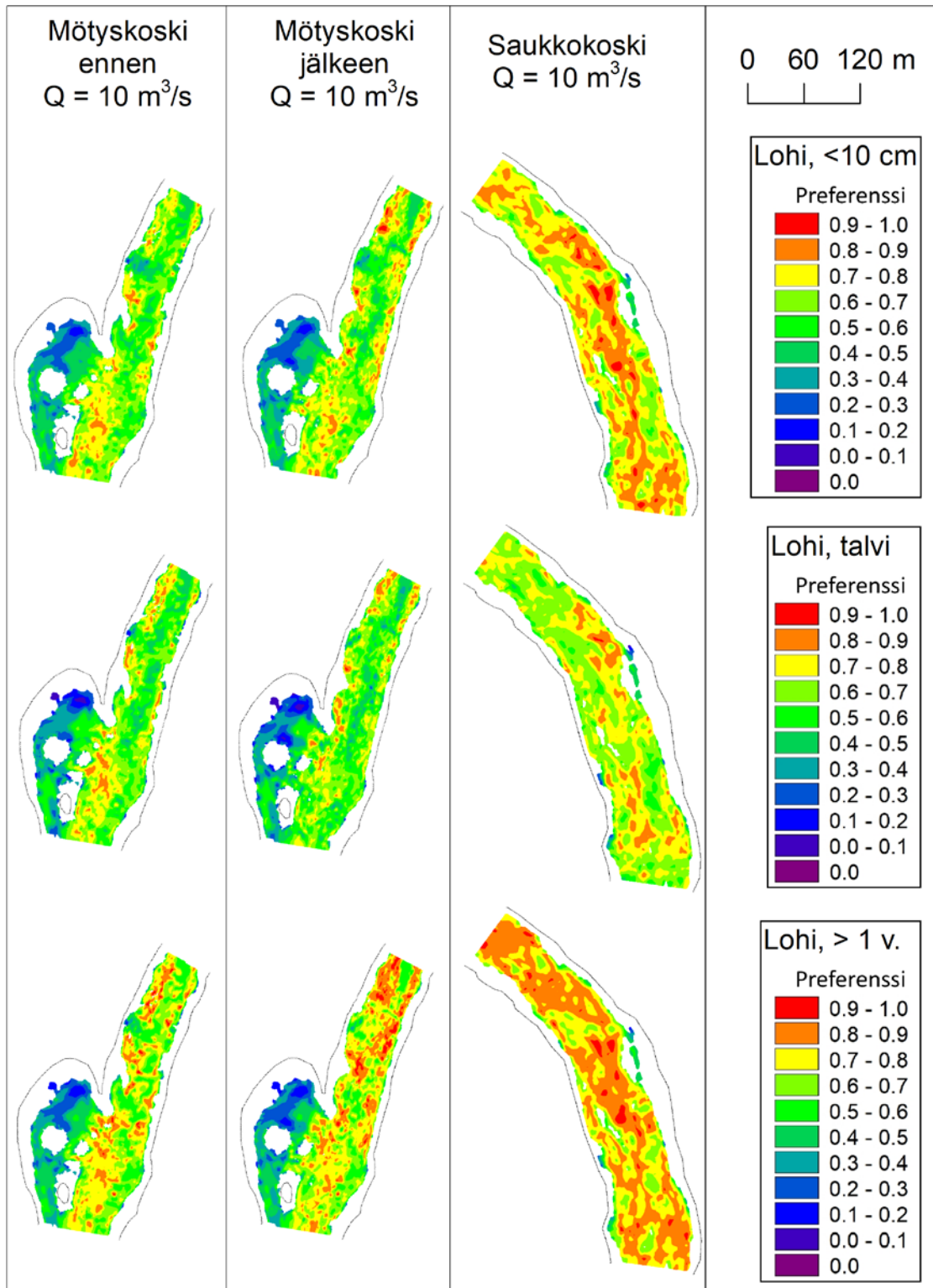
Mötyskoskella kunnostuksesta saatu hyöty kohdistuu kesäaikaisen habitaatin määrään (Kuva 23). Talviaikainen habitaatti on pysynyt jokseenkin samantasoisena alkutalvella ja hieman pienentynyt lopputalvella.



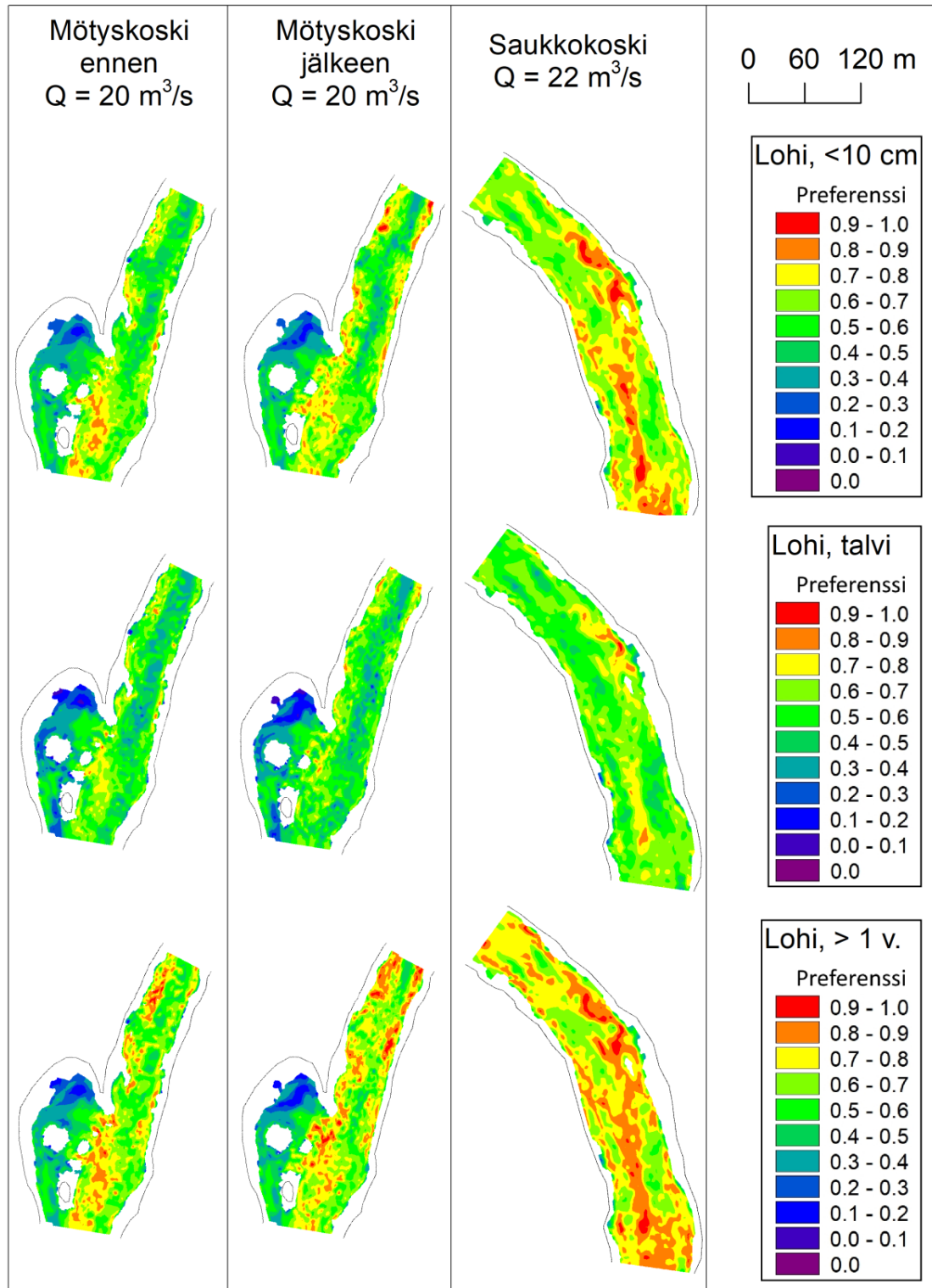
Kuva 21. Kunnostuksessa aikaansaadun laadultaan erinomaisten lohenpoikashabitaattien (preferenssi yli 0,7) pinta-alan prosentuaalinen muutos Mötyskoskella (punainen 0+ ikäryhmän habitaatti, sininen talvihabitaatti, vihreä yli 1-vuotiaiden poikasten habitaatti).



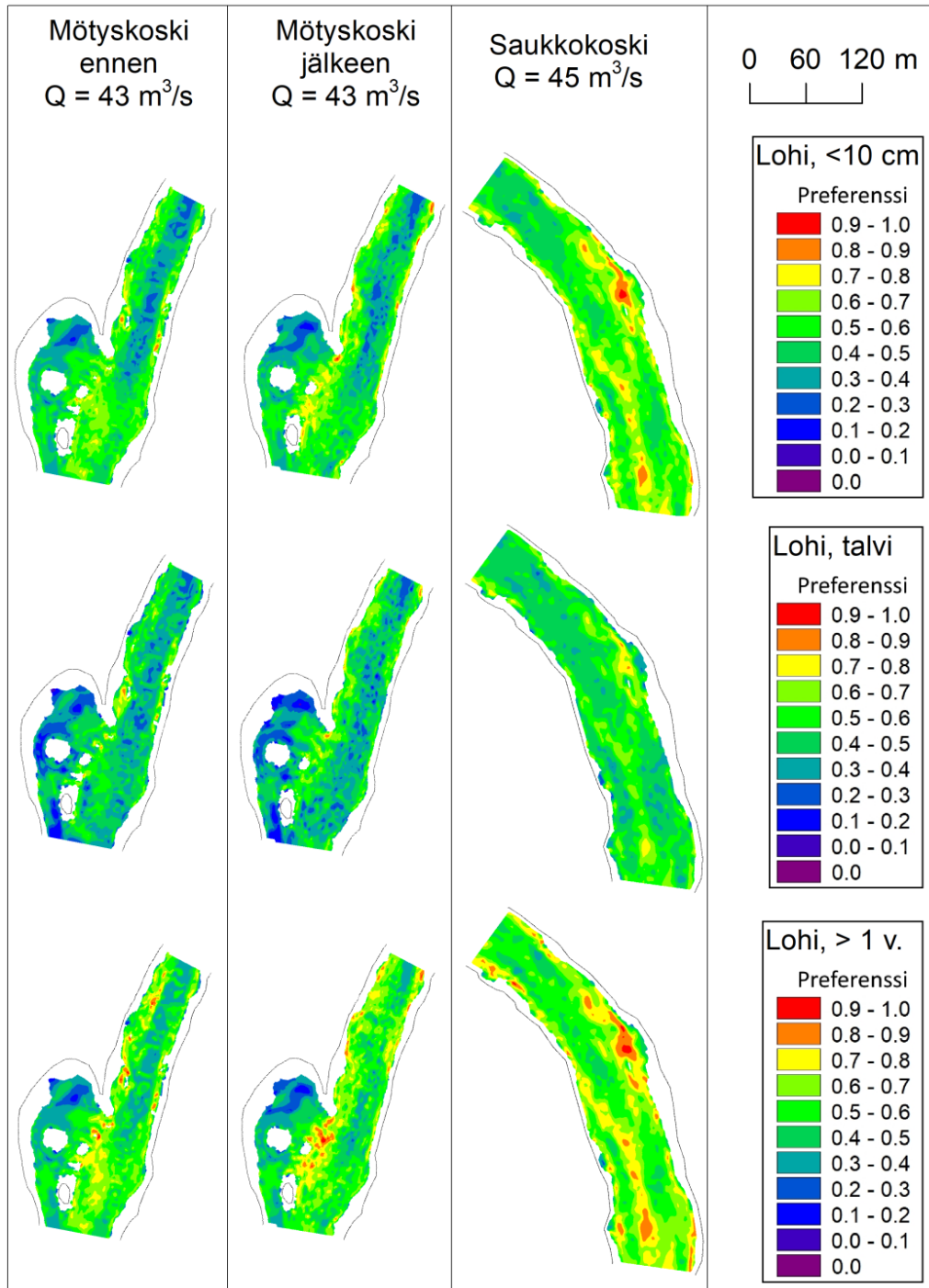
Kuva 17. Lohenpoikasille soveltuvan habitaatin %-osuus veden peittämästä alasta eri virtaamilla Saukkokoskella (vihreä) ja Mötyskoskella ennen (sininen) ja jälkeen (punainen) kunnostuksen. Ylhäällä 0+ -ikäryhmän poikasten kesäaikaisen, keskellä talviaikaisen (kaikki ikäryhmät) ja alimpana >1-vuotiaiden poikasten kesäaikaisen habitaatin määrä. Alle 10 m³s⁻¹ virtaamilla (harmaa vyöhyke) elinympäristömallinnusta ei voitu toteuttaa ja tältä osin tiedot perustuvat koskikohtaiseen veden purkauskäyrän perusteella tehtyyn arvioon.



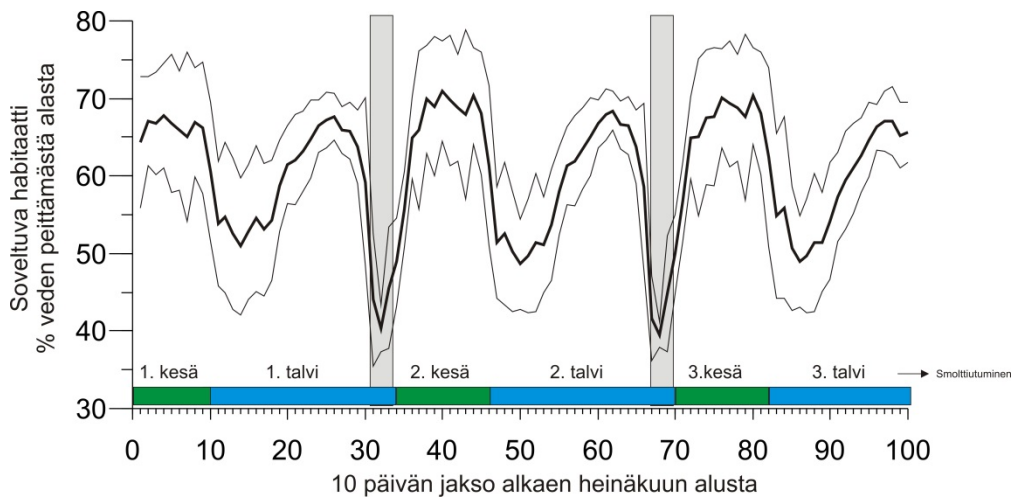
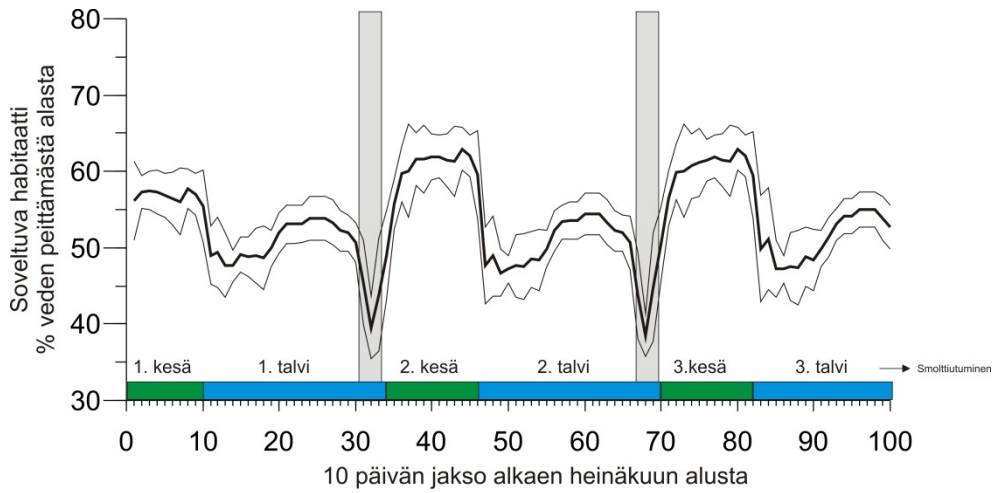
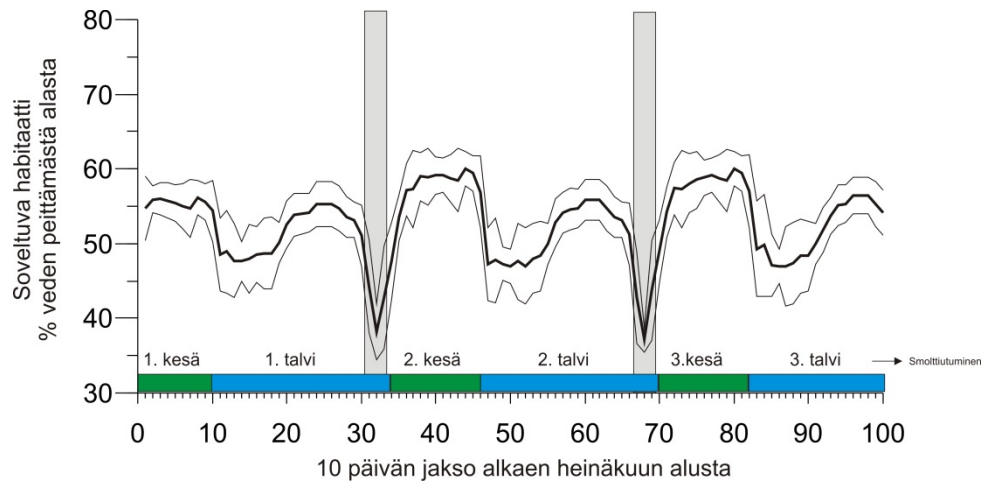
Kuva 18. Lohenpoikasille soveltuvan habitaatin laatukartat $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla Saukkokoskella (oikealla) ja Mötyskoskella ennen (vasemmalla) ja jälkeen (keskellä) kunnostuksen. Ylhäällä 0+ -ikäryhmän poikasten kesäaikaisen, keskellä talviaikaisen (kaikki ikäryhmät) ja alimpana >1-vuotiaiden poikasten kesäaikaisen habitaatin laatu.



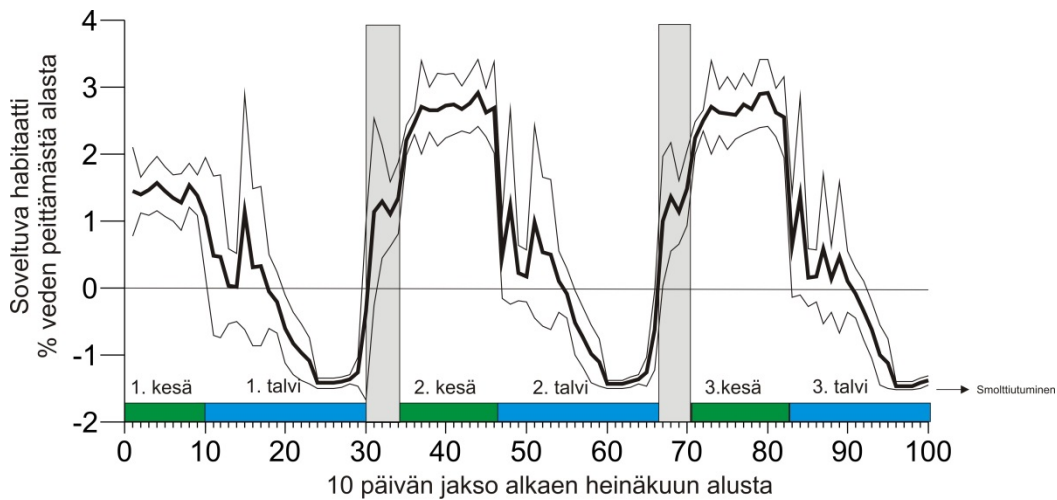
Kuva 19. Lohenpoikasille soveltuvan habitaatin laatukartat noin $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla Saukkokoskella (oikealla) ja Mötyskoskella ennen (vasemmalla) ja jälkeen (keskellä) kunnostuksen. Ylhäällä 0+ -ikäryhmän poikasten kesäaikaisen, keskellä talviaikaisen (kaikki ikäryhmät) ja alimpana >1-vuotiaiden poikasten kesäaikaisen habitaatin laatu.



Kuva 20. Lohenpoikasille soveltuvan habitaatin laatukartat noin $40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla Saukkokoskella (oikealla) ja Mötyskoskella ennen (vasemmalla) ja jälkeen (keskellä) kunnostuksen. Ylhäällä 0+ -ikäryhmän poikasten kesäaikaisen, keskellä talviaikaisen (kaikki ikäryhmät) ja alimpana >1-vuotiaiden poikasten kesäaikaisen habitaatin laatu.



Kuva 22. Lohenpoikasten jokivaiheen aikainen soveltuvan habitaatin %-osuus veden peittämästä alasta Mötyskoskella ennen (ylhäällä) ja jälkeen (keskellä) kunnostuksen ja Saukkokoskella (alhaalla). Paksu viiva kuvaa vuosina 2002-2014 vallinneiden ympäristöolosuhteiden mukaista soveltuvan habitaatin määrän keskiarvoa ja ohut viiva tämän 95% luottamusväliä. Harmaat vyöhykkeet osoittavat kevättulvan aikaa, jonka osalta elinympäristömallinnus on epäluotettava, koska suurten virtaamien osalta ei ole lohenpoikasten habitaattipreferenssejä käytettävissä.

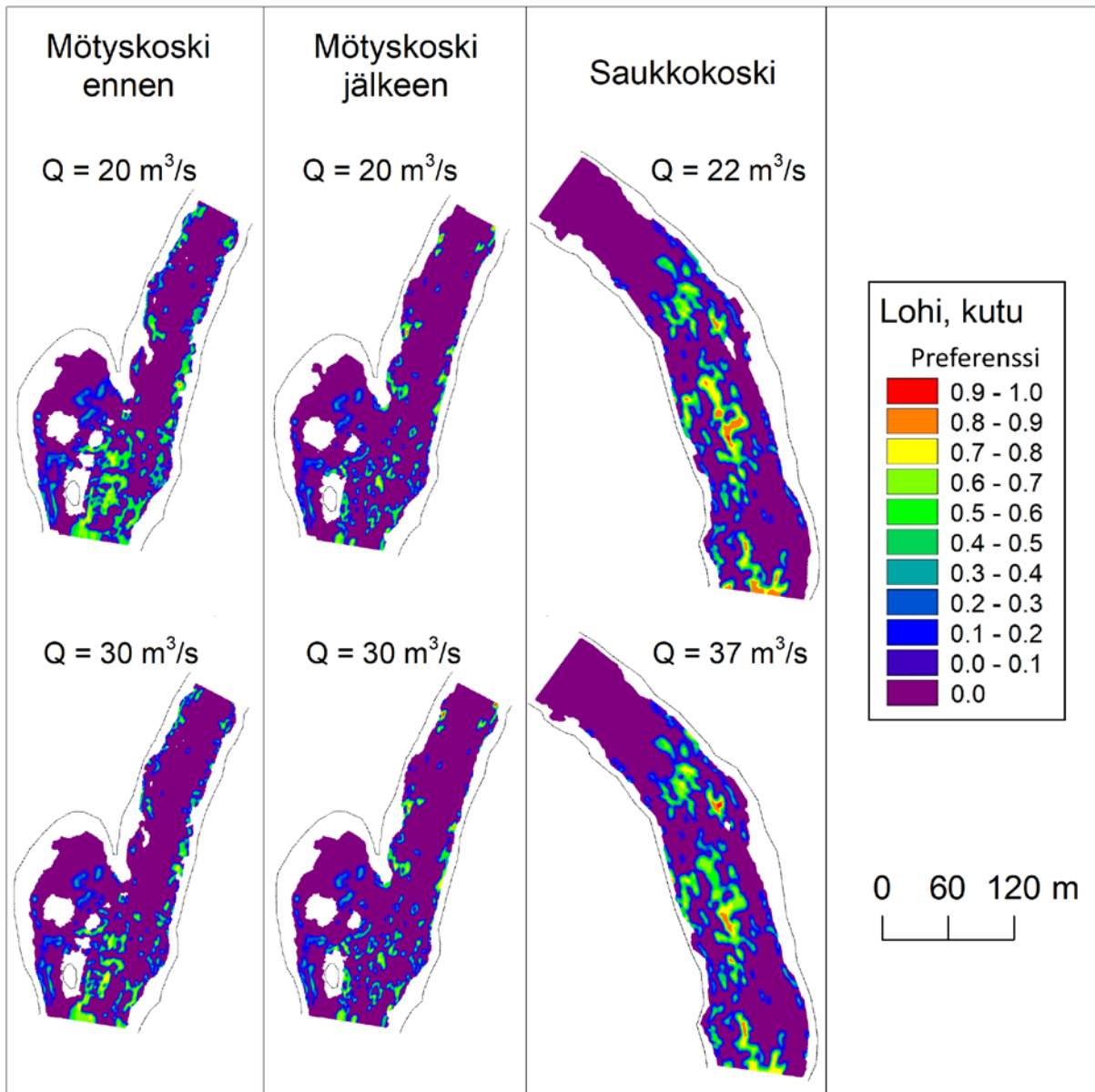


Kuva 23. Kunnostuksessa syntynyt lohenpoikasten jokivaiheen aikainen soveltuvan habitaatin suhteellisen pinta-alan muutos (%; jälkeen – ennen kunnostusta) veden peittämästä alasta Mötyskoskella. Paksu viiva kuvaa vuosina 2002-2014 vallinneiden ympäristöolosuhteiden mukaista soveltuvan habitaatin määrän muutoksen keskiarvoa ja ohut viiva tämän 95% luottamusväliä. Harmaat vyöhykkeet osoittavat kevättulvan aikaa, jonka osalta elinympäristömallinnus on epäluotettava, koska suurten virtaamien osalta ei ole lohenpoikasten habitaattipreferenssejä käytettävissä.

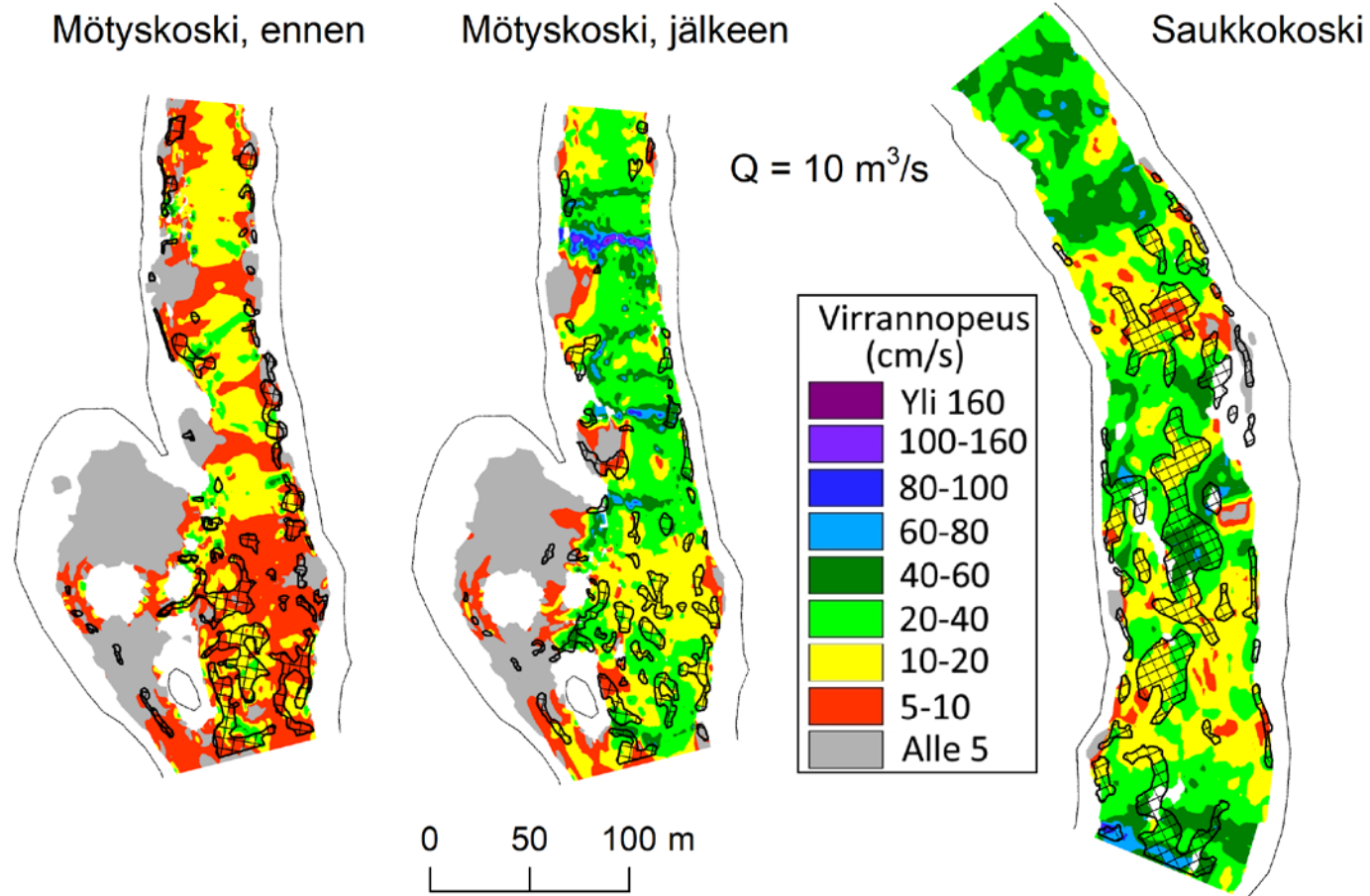
Kutuhabitaatit

Ennen kunnostusta laadultaan erinomaisia, 0,7 soveltuvuusarvon ylittäviä kutualueita oli 20-30 m³s⁻¹ virtaamalla Mötyskoskella noin 1,4% veden peittämästä alasta ja jälkeen kunnostuksen vastaavasti 2%. Suhteellinen pinta-alan lisäys on 160 m². Tämän lisäksi jokseenkin käyttökelpoisia kutualueita oli kunnostuksen jälkeen 8,1 % vesipinta-alasta, mutta tällaisten kutualueiden määrä väheni noin 1000 m² johtuen pääosin kosken alaosaan olleiden kutuun soveltuvien alueiden pienennettyä tällä alueella suistesarien purkamismateriaalista rakennettujen poikasalueiden vuoksi. Mötyskoskella on selvästi vähemmän erinomaisia kutualueita verrattuna Saukkokoskeen, jossa tällaisten kutualueiden määrä on runsaat 7% vedenpeittämästä alasta. Jokseenkin soveltuvia kutualueita on Saukkokoskella (9,5%) käytännössä sama määrä kuin Mötyskoskella (Kuva 24).

Elinympäristömallinnuksen avulla tarkasteltiin myös kutualueilla vallitsevia virrannopeusolosuhteita talven alivirtaamakaudella. Mallinnuksen rajoituksista johtuen tarkastelu voitiin toteuttaa vain 10 m³s⁻¹ virtaamalla (ks. menetelmät). Ennen kunnostusta Mötyskosken kutualueista huomattavalla osalla veden virrannopeus pohjan lähellä (10 cm pohjan yläpuolella) on ollut verraten pieni (5-10 cm s⁻¹) ja osa kutualueista on ollut lähes kuivillaan (Kuva 25). Kunnostuksen jälkeen pohjan läheinen virrannopeus säilyi lähes kaikilla määritetyillä kutualueilla hyvänä (10-40 cm s⁻¹) ja virrannopeusolosuhteet muistuttavat vastaavia olosuhteita Saukkokoskella. Riittävä veden virrannopeus kutualueilla myös alivirtaamakautena vähentää kutusoran sedimentoitumista ja parantaa mätimunien eloonjäämistä.



Kuva 24. Lohelle soveltuvat kutualueet tyypillisillä kutuajan virtaamilla (20 – 40 m³s⁻¹) Mötyskoskella ja Saukkokoskella.



Kuva 25. Pohjanläheinen (10 cm pohjan yläpuolella) virrannopeus talven alivirtaamalla (10 m³s⁻¹) lohen kutuaikana määritellyillä kutualueilla (virtaama 20-40 m³s⁻¹). Soveltuvat kutualueet rajattu rasteroinnilla.

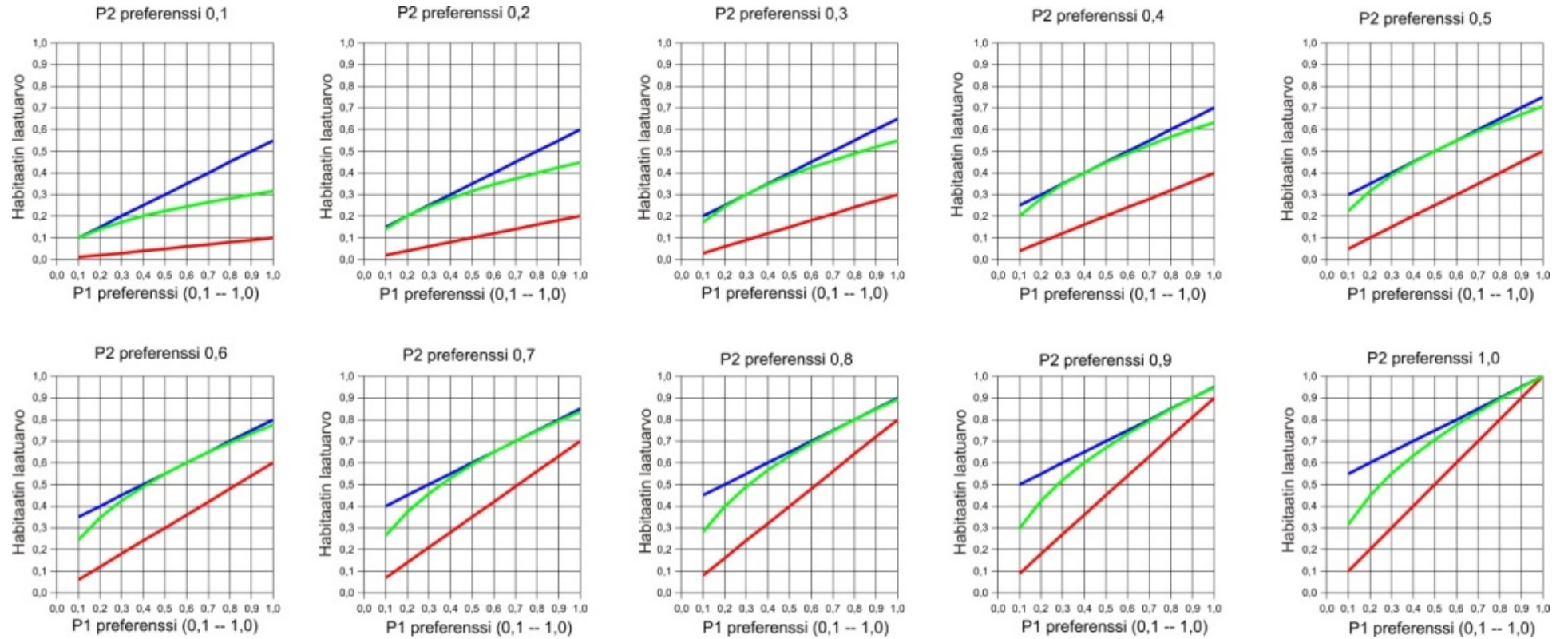
Laskentamenetelmän vaikutus

Elinympäristömallinnuksen avulla arvioituu habitaatin määrään vaikuttaa olennaisesti, kuinka kalalajin eri elinympäristömuuttujien (veden syvyys, virrannopeus ja pohjanlaatu) preferenssiarvojen yhdistäminen toteutetaan. Perimmäinen kysymys on, valitseeko kala olinpaikkansa jokaisen muuttujan suhteen erikseen vai optimoiko kala eri habitaattimuuttujia niin, että olinpaikassa vallitsevat olosuhteet ovat kalalle esimerkiksi energiataloudellisesti parhaimmillaan. Tällöin useista samanaikaisesti vaikuttavista habitaattimuuttujista joku voi olla tärkeämpi kuin joku toinen. Yhden habitaattikomponentin suhteen erinomainen elinympäristö voi kompensoida jonkun toisen habitaattimuuttujan suhteen heikompaa elinympäristöä, ja kokonaisuutena ko. habitaatti on kalan kannalta verraten suotuisa. Käytännössä kun kokonaishabitaatin laatu eri habitaattimuuttujien suhteen lasketaan keskiarvona, habitaattimuuttujat kompensoivat toisiaan edellä kuvatulla tavalla. Jos vastaavasti habitaattimuuttujat kerrotaan keskenään, muuttujien välistä kompensatiota ei ole, ja pienimmän preferenssiarvon muuttuja määrittää voimakkaasti habitaatin laatua (Kuva 26). Tässä työssä kokonaishabitaatin laatu laskettiin habitaattimuuttujien aritmeettisena keskiarvona, jolloin muuttujien välinen kompensatio on voimakkainta. Jos laskenta olisi tehty habitaattimuuttujien tulona, soveltuvan habitaatin laatuarvo olisi ollut keskimäärin 53 % pienempi (vaihteluväli 0 - 90% habitaattimuuttujien preferenssiarvoista riippuen) ja vastaavasti geometrisena keskiarvolaskentana keskimäärin 10 % pienempi (vaihteluväli 0 – 43 % habitaattimuuttujien preferenssiarvoista riippuen).

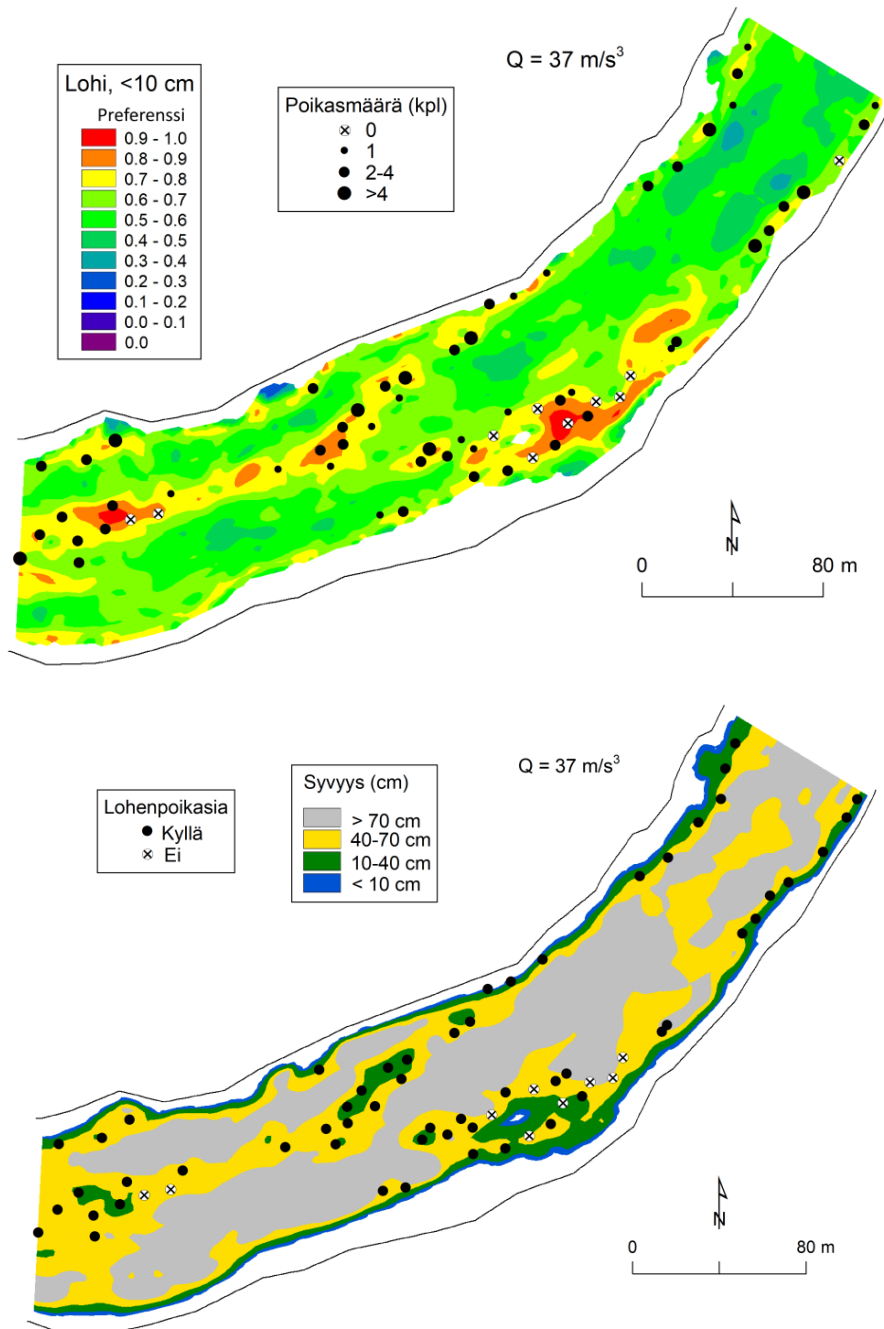
Mallinnuksen validointi –Saukkokoski

Elinympäristömallinnuksen tuloksien luotettavuutta voidaan tarkastella vertaamalla mallinnuksella saatua tietyn virtaaman habitaatin laatua vastaavalla virtaamalla havaittuihin kalojen sijaintipaikkoihin. Tämän hankkeen kenttätyövuosina Simojoen virtaamat olivat loppukesällä ja alkusyksystä verraten suuria laaja-alaisten kalapaikannusten tekemiseen. Lohenpoikasten paikannuksia pystyttiin tekemään vain syksyllä 2016 Saukkokoskella (Kuva 27) ja tällöinkin virtaama ($35 - 45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) oli tyypillistä kesäaikaista virtaama suurempi. Kvantitatiivisen sähkökalastuksen luotettavuus heikkenee, kun vedensyvyys on 'kahluusyvyyttä' suurempi, jonka vuoksi kalapaikannuksia tehtiin vain alle 70 cm vesialueilla (Kuva 27).

Saukkokoskella lohenpoikaset oleskelivat havaintohetken virtaamalla ($35 - 45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) alueilla, joissa habitaatin soveltuvuusarvo oli yli 0,7 tai välittömästi tällaisten alueiden läheisyydessä, mikä ilmentää mallinnuksen oikeellisuutta (Kuva 27). Toisaalta nämä alueet olivat myös alle 70 cm syvyyttä matalampia ja syvempien alueiden lohenpoikasmääristä ei koekalastusmenetelmän rajoituksista johtuen saatu tietoja (Kuva 27).



Kuva 26. Eri laskentamenetelmien vaikutus habitaatin laatuarvoon. Esimerkissä käytetty kahta habitaattimuuttujaa (P1 ja P2). Sininen käyrä = habitaattimuuttujien aritmeettinen keskiarvo, vihreä käyrä = habitaattimuuttujien geometrinen keskiarvo ja punainen käyrä = habitaattimuuttujien tulo.



Kuva 27. Alle 70 cm syvyisillä alueilla sähkökalastuksessa paikannettujen lohenpoikasten sijainti Saukkokoskella. Yllä paikannettujen kalojen sijainti ja määrä habitaatin laatukartalla ja alla kalojen esiintyminen (Kyllä/Ei) syvyyskartalla. Yli 70 cm syvyisillä alueilla kahlaamalla tapahtuvassa sähkökalastuksessa menetelmän luotettavuus heikkenee voimakkaasti. Saukkokosken syvyys- ja virrannopeuskartat on esitetty Kuvassa 11 ja habitaatin laatu Kuvassa 18-20.

Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Mötyskoskella kunnostustöiden päämääränä oli lisätä lohen kutuun soveltuvia alueita ja kohentaa lohenpoikasille hyvin soveltuvia alueita. Kunnostus toteutettiin muokkaamalla kosken

pohjamateriaalia ja tuomalla muualta kutusoraa ja kiviainesta. Toteutetut kunnostustyöt muuttivat selvästi Motyskosken pohjatopografiaa, mikä heijastui alueen veden syvyyden ja virrannopeuden paikallisina muutoksina. Elinympäristömallinnuksen perusteella kesäaikaisessa lohenpoikasten elinympäristön laadussa tapahtui kohentumista, joskin lopputulos jäi selvästi uupumaan Simojoen parhaimpiin lohenpoikaskoskiin kuuluvassa Saukkokoskessa lohenpoikasille tarjolla olevan soveltuvan habitaatin määrästä. Huomattavaa kuitenkin on, että laadukkaiden kesäaikaisten poikaselinympäristöjen määrä kasvoi merkittävästi (5-9 %) Mötyskoskella. Sen sijaan talviaikaisessa soveltuvan habitaatin määrässä muutokset olivat käytännössä merkityksettömiä. Valitettavasti hankevuosien aikana vallinneet Simojoen virtaamat olivat suuria, mikä ei antanut mahdollisuutta kerätä maastomittatietoa pienillä alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla vallitsevista olosuhteista. Luotettava virtausmallinnus jouduttiin rajaamaan $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, ja talvella yleisesti, ja ajoittain kesälläkin esiintyvien alle $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamaolosuhteiden habitaattimallinnusta ei voitu toteuttaa. Pienten talviaikaisten virtaamien on uskottu heikentävän ratkaisevasti lohenpoikasten menestymistä Simojoessa. Tähän asiaan toteutettu elinympäristömallinnus ei em. syistä johtuen tuonut lisätietoa. Mallinnustulosten perusteella $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla pohjan laatu (kivikoko, iskostuneisuus) sekä kesä- että talviolosuhteissa oli Mötyskoskella habitaatin laadun suhteen rajoittavampi tekijä kuin hydraulinen habitaatti (syvyys- ja virrannopeusolosuhteet). Kosken pohjan muotoilu mitä ilmeisemmin paransi hydraulista habitaattia, mutta pääosin jo koskessa olleen kiviaineksen uudelleen järjestely ja kosken pinta-alaan nähden rajallinen määrä uutta, poikasille hyvin soveltuvaa kiviainesta tuotti vain hieman parannusta koko kosken tasolla tarkasteltuihin olosuhteisiin.

Yli $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamilla loppusyksyn/alkutalven aikaiset olosuhteet osoittautuivat elinympäristömallinnuksen perusteella lohenpoikasten soveltuvan habitaatin laadun osalta minimiksi. Veden viilentyessä syksyllä lohikalojen poikasten käyttäytyminen muuttuu 'talvitilaan' ja niistä tulee suojapaikkahakuisia (Husko et al. 2007, Heggenes et al. 2018). Suurten virtaamien seurauksena hydraulinen habitaatti (virrannopeus- ja syvyysolosuhteet) muuttuu epäedulliseksi, ja pohjahabitaatin laatu (optimaalinen kivikoko ja suojapaikkojen määrä) korostuu. Jäänmuodostus lisää pohjahabitaatin laadun tärkeyttä (Husko et al. 2007, Heggenes et al. 2018).

Luonnonvarakeskuksen seurantasähkökoekalastusten perusteella Simojoella aiemmin toteutettujen ekologisten koskikunnosten seurauksena kesänvanhojen lohenpoikasten tiheys on keskimäärin suurentunut jonkin verran, mutta vanhempien poikasten osalta muutosta ei ole ollut havaittavissa. Marttilan (2017) meta-analyttinen analyysi Suomessa toteutettujen koskikunnostusten tuloksellisuudesta kesänvanhojen lohenpoikasten osalta tuotti saman tuloksen: keskimäärin kunnostus vaikutti kesänvanhojen poikasten tiheyksiin positiivisesti, mutta tulos ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Jokien ja jokikohtaisesti koskien välillä esiintyi suurta vaihtelua. Mötyskosken elinympäristömallinnuksen tulokset tukevat tätä päätelmää. Mötyskoskella kesäaikaisen soveltuvan habitaatin määrä ja laatu kasvoi, mutta talviaikaisen habitaatin määrä pysyi jotakuinkin entisellä tasolla. Jos Mötyskosken tulokset ovat yleistettävissä, havainnot habitaatin laadun ja määrän muutoksista voivat selittää laajemminkin koskikohtaisesti vaihtelevaa poikastiheyksien kunnostusvastetta (Koljonen et al. 2012, Marttila 2017).

Elinympäristömallinnuksen perusteella laadultaan erinomaisten kutualueiden määrä kasvoi Mötyskoskella jonkin verran, suhteellisena pinta-alana noin 160 m^2 , joka on lähellä kunnostuksen yhteydessä arvioitua noin 250 m^2 :n uutta rakennettua kutualuepinta-alaa. Kutuun soveltuvia alueita oli 2 % veden peittämästä koskialasta $20\text{-}40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ virtaamalla, joka on kuitenkin selvästi pienempi kuin vastaava pinta-ala Saukkokoskessa (7 %). Mallinnuksen perusteella kutualueilla alivirtaamakautena vallitsevat olosuhteet kohentuivat Mötyskosken kunnostuksessa. Mataloitunut koski ja kynnysrakenteet mitä ilmeisimmin kiihdyttävät veden virrannopeuksia myös alivirtaamakautena verrattuna ennen kunnostusta vallinneeseen tilanteeseen. Kutualueen tulee olla laadukas kutuaikana, ja lisäksi kutualueella veden virrannopeuden ja syvyyden tulee säilyä riittävinä koko mädin hautoutumiskauden. Tässä suhteessa Mötyskosken kunnostus näyttää onnistuneen hyvin.

Elinympäristömallinnus on hyvä lisä kunnostusten arvoinnin työkalupakkiin, joskin menetelmä on suhteellisen kallis toteuttaa etenkin tarkkojen maastomittausten osalta. Saukkokosken ja Mötyskosken mallinnusten perusaineiston hankinnassa pyrittiin uoman topografian suureen mittaustarkkuuteen, joten mittaukset tehtiin manuaalisesti. Automatisoidumpia mittausmenetelmiä, kuten maanpinnalta tapahtuva laserkeilaus, ilmakeilaus ja kaikuluotaus, on mahdollista käyttää, mutta esimerkiksi kaikuluotauksen toimivuus koskissa on usein rajallista, ja tällöin mittausaineistoa on joka tapauksessa täydennettävä manuaalisesti. Uudet jokiympäristön kartoitukseen soveltuvat paikkatieto-, kaukokartoitus- ja fotogrammetriset mittausmenetelmät ja niiden tarkkuus kehittyvät nopeasti (Alho et al. 2011) ja mahdollistavat jokiympäristön veden yläpuolisen alueen ja jokiuoman vedenalaisen geometrian kartoittamisen kustannustehokkaasti. Tämä lisää elinympäristömallinnuksen käyttömahdollisuuksia arvioitaessa jokiympäristön ja siinä tehtävien kunnostustöiden vaikutuksia eri kalalajien elinolosuhteisiin.

Elinympäristömallinnus soveltuu myös kunnostustyön suunnittelun avuksi, jos kunnostettavan kohteen mallinnus on mahdollista toteuttaa jo töiden suunnitteluvaiheessa. Kunnostettavan kohteen topografiaa ja pohjan laatua voi muokata kunnostussuunnitelman mukaisesti ja mallintaa kohde virtuaalisesti, jolloin suunniteltujen kunnostusrakenteiden vaikutus on nähtävissä ennen maastotöitä. Kunnostustöiden toteutuksen jälkeen mittaamalla topografia ja virittämällä elinympäristömalli uudelleen todelliseen tilanteeseen, voidaan arvioida kuinka hyvin suunnitelma toteutui ja millaisia muutokset olivat käytännössä ennen kunnostusta vallinneeseen tilanteeseen nähden.

Kirjallisuus

- Alho, P., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Flener, C., Kasvi, E., Vaaja, M., Kukko, A., Lotsari, E., Hohenthal, J., Kaartinen, H., Haggren, H. 2011. Uudet mittausmenetelmät jokiympäristön kartoituksessa. *The Photogrammatic Journal of Finland* 22, 115-127.
- Anon., 2000. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group. ICES CM 2000/ACFM:12, 123 pp.
- Boavida, E., Santos, J. M., Cortes, R., Pinheiro, A., Ferreira, M. T. 2012. Benchmarking river habitat improvement. *River Research and Applications* 28, 1786-1779.
- Bovee, K. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Incremental Flow Methodology. Instream flow information paper No. 12. FWS/OBS.82/26. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Eriksson, T., Eriksson, L.-O., 1993. The status of wild and hatchery propagated Swedish salmon stocks after 40 years of hatchery releases in the Baltic rivers. *Fisheries Research* 18, 147-159.
- Gard, M. 2009. Demonstration flow assessment and 2-D modeling: perspectives based on instream flow studies and evaluation of restoration projects. *Fisheries* 34, 320–329.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A., Huusko, A., Stickler, M. 2018. Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes* 101, 1-21.
- Hiltunen, E. 2007. Simojoen pääuoman ekologinen kunnostus. In: Nenonen, S., Liljaniemi, P. (eds.) Simojoen tila ja kunnostus – Simojoki-Life. Suomen ympäristö 13/2007. Lapin ympäristökeskus. Helsinki. 191-221.
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P., Alfredsen, K. 2007. Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23, 469-491.
- Huusko, A., Vehanen, T., Stickler, M. 2013. Salmonid habitats in riverine winter conditions with ice. In: *Ecohydraulics : An Integrated Approach*. In: (eds) Maddock, Ian; Harby, Atle; Kemp, Paul; Wood, Paul. JohnWiley & Sons. pp. 177-192.
- Jokikokko, E. 1999. Density of brown trout, *Salmo trutta* L., and Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr after point and scatter stocking. *Fisheries management and Ecology* 6, 475-486.
- Jokikokko, E. 2006. Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocking in the Simojoki river as a management practice. Doctoral Dissertation. Acta Universitatis Ouluensis A 472. Oulu.
- Jokikokko, E., Jutila, E., 1998. The effects of stocking with salmon parr, *Salmo salar*, on the smolt production in the River Simojoki, Northern Finland. In: Cowx, I.G. (Ed.), *Stocking and Introduction of Fish*. Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 35-45.
- Jutila, E. 1987. Lohenpoikastuotanto ja kalansaaliiden kehitys Simojoessa koskien kunnostuksen jälkeen vuosina 1982-1985. *Monistettuja julkaisuja* 71, 47-96. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalantutkimusosasto. Helsinki.
- Jutila, E. 1990. Simojoen lohi tutkimuksen ja hoidon kohteena. *Suomen Kalatalous* 56, 40-48.
- Jutila, E., Pruuki, V. 1988. The enhancement of the salmon stocks in the Simojoki and Tornionjoki Rivers by stocking parr in the rapids. *Aqua Fennica* 18, 93–99.
- Jutila, E., Jokikokko, E., Julkunen, M. (2003) Management of Atlantic salmon in the Simojoki river, northern Gulf of Bothnia: effects of stocking and fishing regulation. *Fisheries Research* 64, 5-17.
- Keinänen, M., Tolonen, T., Ikonen, E., Parmanne, R., Tigerstedt, C., Ryttilahti, J., Soivio, A., Vuorinen, P.J., 2000. Itämeren lohen lisääntymishäiriö – M74. Helsinki. Finnish Game and Fisheries Research Institute. Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 165, 38 p. (in Finnish with English abstract).
- Koljonen, S., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., Muotka, T. 2012. Assessing habitat suitability for juvenile Atlantic salmon in relation to in-stream restoration and discharge variability. *Restoration Ecology*, 21, 344–352.
- Louhi P., Mäki-Petäys A., Erkinaro E. 2008. Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River Research and Applications*, 24,330–339.

Marttila, M. 2017. Ecological and social dimensions of restoration success in boreal river systems. Doctoral Dissertation. Acta Universitatis Ouluensis A 703. Oulu. 52 p.

Mäki-Petäys A, Huusko A, Erkinaro J, Muotka T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 59, 218–228.

Nenonen, S. 2007. Simojoen tila ja kunnostus – Simojoki-Life. Johdanto. In: Nenonen, S., Liljaniemi, P. (eds.) Simojoen tila ja kunnostus – Simojoki-Life. Suomen ympäristö 13/2007. Lapin ympäristökeskus. Helsinki. p. 5-8.

Perkkiö, S., Huttula, E., Nenonen, M.-L. 1995. Simojoen vesistön vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 200. Helsinki. 102 p.

Romakkaniemi, A., Perä, I., Karlsson, L., Jutila, E., Carlsson, U., Pakarinen, T. (2003) Development of wild Atlantic salmon stocks in the rivers of the northern Baltic Sea in response to management measures. ICES Journal of Marine Science 60, 329-342.

Scruton, D. A., Heggenes, J., Valentin, S., Harby, A., Bakken, H. 1998. Field sampling design and spatial scale in habitat-hydraulic modelling: comparison of three models. Fisheries Management and Ecology 5:225–240.

Toivonen, J. 1966. Simojoen lohenpoikastuotanto. Suomen Kalastuslehti 72, 128-131.

Toivonen, J., Jutila, E. 1982. Report on parr population densities, tagging experiments and river catches of salmon stock of the river Simojoki in 1972-1980. Copenhagen. ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee. C.M. 1982/M:40. 16 p.

Lohen kutu - ja pienpoikasalueiden kunnostus Simojoella

Hankkeen suomenpuoleista osiota koordinoi Lapin elinkeino, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY). Em. lisäksi Lapin ELY-keskuksen tehtävinä hankkeessa oli vastata Simojoella tehtävistä elinympäristökunnostuksista, laatia kansalliset vastinrahahakemukset sekä hankkeesta tiedottaminen Suomessa

Yleistä

Suomessa on jokivesistöjä aikoinaan perattu uiton helpottamiseksi. Nämä toimenpiteet ovat muuttaneet varsin voimallisesti virtavesien hydrologiaa ja heikentäneet mm. virtavesieliöstön elinympäristöjä.

Puun uiton loputtua jokivesistöissä on entisillä uittovälillä tehty kalataloudellisia kunnostuksia ja virtavesialueiden ennallistamisia 1970-luvulta lähtien. Kalataloudellisten kunnostusten ja virtavesialueiden ennallistamisen päätavoitteena on ollut elinympäristöjen parantaminen mm. lohikaloille ja muulle virtavesiin sidoksissa olevalle vesieliöstölle sekä palauttaa peratut virtavesialueet lähemmäs luontaista tilaansa.

Lähes kaikkia Simojoen koskia ja sen sivujokia on perattu. Perkaukset ovat olleet voimakkaimpia joen alaosalla, noin 50 km jokisuulta ylävirtaan. Simojoen uittosäntö kumottiin vuonna 1976 ja silloinen Vesihallitus veloitettiin suorittamaan tarpeelliset kunnostustyöt. Kunnostukset tehtiin pääosin vuosina 1976 – 1977. 1970-luvun kunnostuksissa tuli huomioida kriisiajan uittomahdollisuus, mikä osaltaan vaikutti siihen, ettei kunnostuksia voitu tehdä koko uoman leveydellä. Esim. uiton tarpeisiin rakennettuja suisteita ei purettu vaan niihin tehtiin muutaman metrin levyisiä aukkoja, joiden tarkoituksena oli ohjata vettä kuiville jääneisiin suisteiden taustalueisiin. Näin ollen em. kunnostukset jäivät monin paikoin vaillinaisiksi (Huhtala 1999).

Ranuan ja Simon kuntien aloitteesta käynnistynyt Simojoen pääuoman sekä eräiden Simojärveen ja Simojokeen laskevien jokien kalataloudellisen kunnostussuunnitelma hyväksyttiin Pohjois-Suomen vesioikeudessa vuonna 1999. Em. suunnitelman kartoitustyöt suoritettiin vuosina 1994–1996. Lapin ympäristökeskus kartoitti tuolloin Simojoen pääuoman kunnostustarpeen. Tuolloin kartoitettiin kaikki pääuoman koskialueet, joilla arveltiin olevan mahdollista lisätä arvokalojen elinmahdollisuuksia sekä saattaa jokimaisema lähemmäksi luontaista tilaansa. Em. kalataloudellinen kunnostus tehtiin osana Simojoen kunnostus- ja suojelu LIFE-Luonto – hanketta vuosina 2002 – 2007. LIFE-Luonto kunnostusten ulkopuolelle jäivät mm. *tässä hankkeessa kunnostetut koskialueet.*

Hanketyöt 2015-2018

Lohen kutu - ja pienpoikasalueiden kunnostus Simojoella

Työ aloitettiin suorittamalla suunnittelualueen omistajaselvitys ja suostumusten keräämisellä. 26.6.2015 lähetettiin postitse 247 kpl suostumusasiakirjaa allekirjoitettavaksi suunnittelualueen kiinteistöjen omistajille. Em. suostumusasiakirjan jätti palauttamatta 57 henkilöä. Näille 57 henkilölle sekä 34 henkilölle, joilla oli yhteisomistuksissa olevia kiinteistöjä (yhteiset vesi- ja maa-alueet) postitettiin suostumusasiakirja allekirjoitettavaksi uudelleen 18.11.2015 sekä osalle 26.11.2015. Toisen suostumuskirjeen jätti palauttamatta 19 henkilöä, jolloin suostumuskirjeiden palautus- % oli kokonaisuudessaan 93,24 %.

Seuraavaksi tuli päivittää ja ajantasaistaa vuonna 1999 Lapin ympäristökeskuksessa laadittu Simojoen kalataloudellinen kunnostussuunnitelma. Em. työ teetettiin osittain *osuuskunta virtatiimillä* ja työstä vastasi *suunnittelija Eero Hiltunen*. Eero Hiltunen toimi Simojoki Life-hankkeessa kunnostustyön ohjaajana ja hänellä oli tarvittava tietoa suunnitelman päivitykseen. Vuonna 1999 laaditun suunnitelman päivitys aloitettiin kartoittamalla Simojoki-Life hankkeessa kunnostusten ulkopuolelle jääneet koskialueet. Em. kartoitustyö suoritettiin heinä-elokuussa 2015. Yhteensä kartoitettiin maastossa noin 12 km koskialueita, joista noin 4 800m sukeltamalla pintasukellusvarustuksella (kuivapuku, maski ja snorkkeli). Kartoitustyön suoritti Eero Hiltunen osuuskunta virtatiimistä ja Marko Kangas Lapin ELY-keskuksesta. Kartoitustyön seurauksena valikoitui yhteensä 12 koskialuetta, joissa oli ilmeinen kunnostustarve.

Näille kunnostuksiin valikoituneisiin koskialueisiin tehtiin museoviraston edellyttämä ”Simojoen virta-alueiden kunnostusalueet - Arkeologinen ja Kulttuurihistoriallinen selvitys” työn suoritti Keski-Pohjanmaan Arkeologia Palvelut ja raportti em. työstä valmistui 27.8.2015.

Kunnostussuunnitelma liitteineen toimitettiin Pohjois-Suomen aluehallintovirastoon 3.11.2015 ja lupapäätös suunniteluille kunnostuksille saatiin 25.5.2016.

Simojoen pääuoman alemman osan lohen lisääntymis- ja pienpoikasalueiden kunnostussuunnitelman laadintaan osallistui seuraavat henkilöt; iktyonomi / projektikoordinaattori *Marko Kangas* (Lapin ELY-keskus) kunnostussuunnitelman viimeistely, koskikohtaiset kunnostusohjeet, kunnostuskohteiden valokuvaus, sekä hankkinut maa- ja vesialueiden omistajilta suostumukset esitetyille kunnostustöille, suunnittelija *Eero Hiltunen* (Osuuskunta Virtatiimi), laatinut suunnitelmakartat ja päivittänyt muutoin kunnostussuunnitelmaa. Biologi *Jukka Ylikörkkö* (Lapin ELY-keskus) laati suunnitelman vedenlaatuosion. Paikkatietosuunnittelija *Riku Elo* (Lapin ELY-keskus) laati suunnitelman kartta-aineiston. Toimistos sihteeri *Merja Tähtisaari* (Lapin ELY-keskus) selvitti maa- ja vesialueiden omistajatiedot sekä Ylitarkastaja *Jarmo Huhtala* (Lapin ELY-keskus) ohjasi kunnostussuunnitelman päivittämisprosessia.

Tarjouspyyntöilmoitus Simojoella tehtävästä kunnostustyöstä ja kutusoran toimituksesta jätettiin Hilma järjestelmään 15.6.2016 (HILMA on työ- ja elinkeinoministeriön ylläpitämä maksuton, sähköinen ilmoituskanava, jossa hankintayksiköt ilmoittavat julkisista hankinnoistaan).

30.6.2016 pidetyssä tarjousten avaustilaisuudessa todettiin, että tarjouspyyntöjä pyysi 6 urakoitsijaa ja määräaikaan mennessä oli tarjouksen Simojoella tehtävästä kunnostustyöstä jättänyt 4 urakoitsijaa. Kaikki tarjouksen jättäneet urakoitsijat olivat hyväksyttäviä, mutta vain kahdella näistä oli tarvittava työkokemus (*tarjouspyynnössä mainittu: Kaivinkoneen kuljettajalla tulee olla riittävä kokemus vastaavista töistä. Vähimmäisvaatimuksena työkokemuksesta kalataloudellisissa kunnostustöissä on 6 kk / kaksi toteutettua kohdetta*).

Avaustilaisuudessa laadittiin tarjousten vertailutaulukko, jossa vertailtiin kahden riittävän pätevyyden omaavan urakoitsijan tarjoukset. Kunnostustyön ja kutusoran toimitukseen valittiin edullisin tarjous, jonka oli jättänyt Situra Group Oy. Sopimus kunnostustyöstä ja kutusoran toimituksesta allekirjoitettiin Situra Group Oy:n kanssa 25.7.2016.

Saarikoski

Hankkeen kunnostustyöt aloitettiin Saarikoskelta 8.8.2016. Saarikoski sijaitsee noin 50 km jokisuulta ylävirtaan Saarikoski nimisen kylän kohdalla. Koskialue muodostuu kahdesta koskesta, joita erottaa noin 200 m:n pituinen suvanto. Kummassakin koskessa on nimensä mukaisesti saari. Koskien yhteispituus on noin 300 m ja pinta-ala noin 1,6 ha. Putouskorkeutta koskilla yhteensä on 1,6 m (Vesihallitus 1980) ja kaltevuutta 0,53 %. Suurin osa putouskorkeudesta keskittyy alemmalle koskelle, jossa oli todettu kunnostus tarvetta. Ylemmällä koskella, jota kutustaan myös Lapionnivaksi, ei ollut kunnostustarvetta.

Kesän 2016 suuri virtaama haittasi osittain Saarikosken kunnostuksia ja esti mm. koneen kulkemisen uoman keskikohdassa. Em. vuoksi kunnostettiin lohen kutualue saaren kärjen tuntumaan suunnitellun uoman keskikohdan sijaan. Kutualueen tuentaan ja virran ohjaamina tarvittava kiviaines löytyi saaren kärjessä sekä sen oikealta reunalta, jonne se oli siirretty, kun uoma oli perattu. Oikeanpuoleiseen uomaan saaren puoleiselle rannalle tehtiin keskiuomaa kohti syvenevä pienpoिकासalue.

Saarikoskella kunnostettiin yhteensä noin 480 m² lohen kutu- ja pienpoिकासalueita. Saarikoskelle tuotiin seulottua luonnonsoraa noin 43 t.

Mötyskoski

Seuraava kunnostuskohde oli Mötyskoski, joka sijaitsee noin 500 m Saarikoskesta alavirtaan. Koskialue muodostuu kolmesta koskijaksosta, joista ylin on noin 50 m, keskimääräinen noin 350 m

ja alin noin 200 m pitkä. Koskijaksojen yhteispituus on siten noin 600 m ja pinta-ala noin 3 ha. Kosken putouskorkeus on 2,5 m (Vesihallitus 1980), joten kosken kaltevuus on noin 0,38 %. Ylimmän ja keskimmäisen koskijakson välissä on noin 300 m pitkä virtasuvanto ja keskimmäisen sekä alimman koskijakson välissä on noin 100 m pituinen osittain nivamainen jokiosuus. Mötyskosken virta-alueiden kokonaispituus on siten noin 1000 m ja pinta-ala noin 6.8 ha. Mötyskosken kunnostuksia haittasi kesän 2016 suuri virtaama. Vuolas virta ja suuri vedensyvyys vaikeuttivat koneiden liikkumista uomassa ja osa kesän 2016 kunnostuksista jäi sen vuoksi vaillinaisiksi. Mötyskosken keski- ja alaosan kunnostuksia täydennettiin kesällä 2017, jolloin olosuhteen jokikunnostustyölle olivat hyvät. Mötyskosken kunnostukset sijoittuvat pääosin virta-alueen keskimmäiselle ja alimmalle koskiosuudelle. Lapin ELY-keskuksessa v. 2015 laaditussa kunnostussuunnitelmassa ei huomioitu ylimmän kosken kunnostustarvetta. Kunnostustöiden alettua elokuussa 2016 paikalliset maan- ja vesialueenomistajat esittivät Mötyskosken ylimmän koskialueen ennallistaa muun kunnostuksen yhteydessä. He toimittivat näyttille vanhoja valokuvia, jossa Mötyskosken niska-aluetta perattiin ja näyttivät, minne uomasta poistetut kivet oli sijoitettu. Kunnostussuunnitelmasta poiketen niin myös Mötyskosken niska-aluetta kunnostettiin paikallisten maa- ja vesialueenomistajien toiveesta. Niska-alueen työt olivat pienimuotoiset ja kunnostusten tarkoitus olikin ennallistaa niska-alue lähemmäs luontaista tilaansa. Kutusoraa tai muuta kiviainesta ei niska-alueelle tuotu ja kunnostustyö oli lähinnä uoman uudelleen kiveämistä uomasta poistetulla kiviaineksella. Mötyskoskella ylimmäisen kosken pinta-ala oli ennen kunnostusta noin 4500 m² ja kunnostusten myötä koskialueen pinta-ala lisääntyi reilu 10 % ja oli siten noin 5000 m². Hankkeen kunnostustöistä suuritoisemmat sijoituivat Mötyskosken keski- ja alaosan koskialueille. Em. kunnostuskohteelle tuotiin seulottua kutusoraa Ø 20–100 mm noin 690 t, poikaskiveä Ø 100- 200 mm noin 370 t ja poikasalueen pohjalle tarkoitettua aluskiveä Ø 200- 500 mm noin 200 t. Kosken keskiosalla sijoitettiin kutualueet uoman reunojen tuntumaan. Em. jouduttiin tekemään kesän 2016 olosuhteiden pakosta. Kutualueiden jatkoksi rakennettiin nk. pienpoikasalueet, jotka olisi kuoriutuvien lohenpoikasten helppo saavuttaa. Mötyskosken keskiosalle tehtiin yhteensä 7 kpl kutualuetta, joista 4 kpl sijoittui uoman oikealle reunalle ja 3 kpl uoman vasemmalle reunalle koskeen rakennettujen kynnysten kohdille. Uoman syvyys kutualueella vaihteli 40 -150 cm välillä ja rakennettiin siten, että ne syvenivät kohti keskiuomaa. Virran nopeus kutualueilla vaihteli 0,5-0,8 m/s välillä. Suuri ero kesän 2016 ja 2017 virtaamissa aiheutti sen, että uomaan muotoilua ja sen myötä virtaamia jouduttiin muuttamaan kesällä 2017 niin, että virtaus ja virran nopeus olisi kunnostetuilla kutualueilla riittoisa myös alivirtaaman aikana. Mötyskosken keskiosalle rakennettiin ja osin vahvistettiin olemassa olevia kynnysrakennelmia yhteensä 5 kpl. Uoman tehdyillä kynnysrakennelmilla pyrittiin vesittämään uomaa koko leveydeltä ja saada uoman virtaamaan vaihtelua sekä polveilua. Tarvittava kiviaines saatiin uoman oikealle reunalle pusketusta suisteesta. Noin 250 m kosken keskiosan niskalta alavirtaan uoman leviää lähes 100 m levyiseksi. Tällä kohden purettiin osa vanhoista suisteista ja rakennettiin suisteista saadusta kiviaineksesta poikasalueet, joiden pinta-ala oli yhteensä noin 1500 m². Ne suisteet, joissa oli puustoa tai runsasta pensaikkoa, jätettiin purkamatta. Kosken alaosalla olevaa uoman poikki menevää kynnystä vahvistettiin ja em. kynnyksen ylävirran puolelle rakennettiin lohen kutualue. Virta-alueen alimman kosken niskaa vahvistettiin ja kosken niskalle kunnostettiin uoman poikki menevä kutualue. Kutualueen välittömään läheisyyteen alavirtaan

rakennettiin keskiuomaa kohti syvenevät pienpoikasalueet uoman molemmille reunoille. Mötyskoskella kunnostettiin lohien kutu- ja pienpoikasalueita yhteensä noin 5 300 m².



Kuva 1. Virrannopeutta ja uoman syvyyttä mitataan kutualueen kunnostusten yhteydessä.



Kuva 2. Kiviaines valmiina poikaskivikon tekoa varten Mötyskoskella.

Kalliokoski

Kesän kolmas kunnostuskohde oli Kalliokoski, joka sijaitsee noin 25 km jokisuusta ylävirtaan. Kosken pituus on 1 500 m ja pinta-ala noin 11,4 ha. Kosken putouskorkeus on 8,1 m (Vesihallitus 1980), joten kosken kaltevuus on 0,54 %. Kalliokosken niskalta noin 350 m alavirtaan on saari. Pääosa joen virtaamasta kulkee saaren vasemmanpuoleista uomaa pitkin. Saaren oikean puoleisessa kapeassa uomassa on toiminut aikoinaan sahalaivos ja tätä uomaa on myöhemmin perattu myös puun uittoa varten. Uoman virtaamaa on ohjattu aikoinaan saaren oikeanpuoleiseen sivu-uomaan suisteellä, joka on osittain purettu ja levitetty pääuomaan vuosien 1975–76 kunnostusten yhteydessä. Saaren vasemmanpuoleinen uoma on säilynyt lähes luonnontilaisena.

Kalliokosken kunnostuksia haittasi kesän 2016 suuri virtaama, joka osittain esti uomassa liikkumisen. Kalliokosken niskalle tehtiin lohien lisääntymisalue uoman vasemmalle reunalle ja

pienpoikasalueet uoman vasemmanreunan rannan tuntumaan. Saarenkärjestä ylävirtaan suunnitellut kutualueet jätettiin toteuttamatta, kun huomattiin pohjan olevan ko. paikalla lähes puhdasta kalliota.

Koskenniskalta noin 250 m alavirtaan oli näkyvissä osittain puretun suisteen jäänteitä. Em. rakennelma on noin 80 m pitkä ja 5 m leveä. Suisteen jäänteitä levitettiin siten, että alueen yli käy alivirtaama kaudellakin virtausta ja niihin muodostuisi lohen pienpoikasille soveliasta aluetta. Suuria muutoksia kosken virtauksissa haluttiin välttää, sen vuoksi em. suistetta ei purettu / madallettu kokonaan. Kalliokoskella kunnostettiin lohen kutu- ja pienpoikasalueita yhteensä noin 2 500 m². Kutualuekunnostuksia varten tuotiin Kalliokoskelle seulottua luonnonsoraa yhteensä noin 130 t.

Kalmakoski

Kesän 2016 viimeinen kunnostuskohde oli Kalmakoski, joka sijaitsee noin 37 km jokisuulta ylävirtaan, Alaniemi nimisen kylän läheisyydessä. Virta-alueen pituus on noin 600 m ja pinta-ala noin 3,3 ha. Virta-alue muodostuu kahdesta koskiosuudesta, joiden putouskorkeus on yhteensä 1,2 m (Vesihallitus 1980) ja kaltevuus 0,20 %. Putouskorkeudesta suurin osa sijoittuu alemmalle koskiosuudelle. Virta-alueen ylempi koski on kunnostettu Simojoki Life-hankkeessa 2000-luvun alussa. Koskijaksojen välissä on syvä, nivomainen jakso, jonka rannoilla ja uoman pohjalla on paikoin peruskalliota näkyvissä. Alemman kosken alaosalla uoman vasemmalla puolella oli näkyvissä noin 150 m pitkä ja osittain purkamaton suiste. Päävirta kulkee Kalmakosken alemmalla koskijaksolla uoman oikean puoleista reunaa.

Kesän 2016 suuri virtaama haittasi Kalmakosken kunnostusta. Alemman kosken niska-alueelle uoman vasemmalle reunalle tehtiin lohen lisääntymisalueet. Uoman vasemmalla puolella ollut suiste purettiin ja em. kohtaan tehtiin lohen pienpoikasille soveliasta aluetta. Kunnostettu poikasalue syveni kohti uoman oikeaa reunaa.

Kalmakoskella kunnostettiin yhteensä noin 720 m² lohen kutu- ja pienpoikasalueita. Kutualuekunnostuksia varten Kalmakoskelle tuotiin seulottua luonnonsoraa noin 90 t. Vuoden 2016 kunnostustyöt Simojoella päättyivät Kalmakoskelle 14.9.2016.



Kuva 3. Kutualueen kunnostusta Kalmakoskella 2016

Lokakuussa 2016 tuli ilmoitus, että kunnostustyöstä vastannut urakoitsija Situra Group Oy oli haettu konkurssiin. Em. takia Lapin ELY-keskus purki sopimuksen Situra Group Oy:n kanssa. Uusi sopimuskatselmus pidettiin 24.11.2016 tarjouskilpailussa toiseksi tulleen urakoitsijan kanssa (Konepalvelu Ramlin Oy). Sovittiin, että Konepalvelu Ramlin Oy tarkistaa omat aikaisemmat tarjouslaskelmat ja jättää tarjouksen kunnostustyön loppuun saattamisesta Simojoella. Uusi tarjous jätettiin 20.3.2017. Em. tarjouksessa oli koneiden ja henkilöstön hinnat samat kuin 30.6.2016 päättyneessä tarjouskilpailussa. Kutosoran yksikköhinta (a/1000 kg paikalle tuotuna) hiukan nousi. Em. johtui sopiva soran tarjonnasta toimitusalueella tammi-helmikuussa 2017 sekä se että, soran määrän oli nyt puolittunut tarjouspyynnössä olleeseen määrään. Suurempi soran hinta (lisäkulu) oli alle < 1% kunnostusten kokonaiskustannuksista.

Kunnostustyöt 2017

Kesän 2017 töitä valmisteltiin viemällä tarvittava kutosora kunnostusalueiden läheisyyteen maaliskuun vaihteessa 2017. Kova routainen maa / tienpohjat kestävät tuolloin paremmin raskaitten ajoneuvojen painoa ja vähentää täten koneiden kulkemisista aiheutuvaa vahinkoa tiestölle. Kutosoraa ajettiin kahteen eri paikkaan jokitorvelle, josta se oli helposti kuljetettavissa kunnostuskohteille. Kutosora kuljetettiin jokiuomaa pitkin kunnostuskohteille Ponsse Vincent merkisellä metsäkoneella, johon oli rakennettu kipillä varustettu sorankuljetus lava.



Kuva 4. Kutasora kuljetettu jokitörmälle, kunnostusalueiden läheisyyteen maaliskuussa 2017

Tammakoski

Kesän 2017 työt aloitettiin 28 kesäkuuta Tammakoskella, joka sijaitsee noin 23 km jokisuusta ylävirtaan. Koski on noin 400 m pitkä ja pinta-alaltaan noin 2,4 ha. Kosken putouskorkeus on 1,0 m (Lavy 1970), joten kosken kaltevuus on 0,25 %. Tammakosken putouskorkeus on keskittynyt niskalle ja kosken alaosalle. Kosken niskalta 100 m alavirtaan uoman oikealla puolella oli noin 50 m pitkä ja 5 m leviää osittain purkamaton suiste. Kosken rannoilla oli näkyvästi runsaasti uomasta poistettua kiviainesta. Kosken pinta-alasta oli kesäveden aikana miltei 50 % "seisovan" veden aluetta.

Tammakosken niskalle kunnostettiin lohen lisääntymisalueita. Kosken niskalla oleva sora oli hiekan sekaista ja sitä seuloittiin puhtaaksi hiekasta kaivinkoneen seulukauhalla. Em. lisäksi niskalle tuotiin seuloittua soraa. Suiste kosken oikealla reunalla levitettiin pienpoikasalueeksi siten, että se syvenee kohti uoman keskikohtaa. Uoman vasemmalle reunalle kosken sisäkaarteeseen kunnostettiin pienpoikasalue, joka syveni kohti uoman keskikohtaa.

Tammakoskella kunnostettiin yhteensä noin 6 800 m² lohen kutu- ja pienpoikasalueita. Kunnostuskohteelle tuotiin seuloittua luonnonsoraa noin 40 t. Puretusta suisteesta seuloittiin kunnostuksissa hyödytettyä kiviainesta noin 350 t.

Soikonkari, Lappalaisenkoski, Maitokallionvirta, Mikkolankari.

Hankkeessa laaditusta kunnostussuunnitelmassa katsottiin jokijakson Soikonkari – Lappalaisenkoski - Maitokallionvirta - Mikkolankari - Saukkokoski muodostavan yhtenäisen virta-alueen. Kunnostussuunnitelmassa poiketen virta-alueen alin koskialue eli Saukkokoski jätettiin tässä hankkeessa kunnostamatta. Ko. koski toimi elinympäristömallinnuksen verrokkialueena ja sitä ei haluttu sen vuoksi muuttaa. Virta-alueen kokonaispituus on noin 4 km ja pinta-ala noin 30 ha. Koskijakson putouskorkeus on 11,3 m (Vesihallitus 1980), joten koskijakson kaltevuus on 0,25 %. Kunnostuksia tehtiin noin 3 km matkalla, jossa virta-alueiden pinta-ala oli noin 22 ha.

Soikonkari sijaitsee noin 500 m Tammakoskesta alavirtaan. Kosken niskalle kunnostettiin laaja lohien kutualue koko uoman leveydelle. Niskalla oli kutualueiden kunnostamiseen soveltuvaa soraa, joka oli osittain hiekan sekaista. Ko. soraa seulottiin puhtaaksi kaivinkoneen seulakauhalla. Em. lisäksi Soikonkarin niskalle tuotiin seulottua luonnonsoraa. Kutualueesta alavirtaan sen välittömään läheisyyteen kunnostettiin lohien pienpoikasaluet uoman reunoille sekä keskijuomaan. Uomasta poistettua kiviainesta oli näkyvissä uomassa oikealla reunalla ja sitä hyödynnettiin kohteen kunnostuksissa mm. kynnyksissä ja virranohjaimina.

Soikonkarilla kunnostettiin kutu- ja poikasaluita yhteensä 1,6 ha. Kunnostuskohteelle tuotiin seulottua luonnonsoraa yhteensä 90 t.

Lappalaisenkoski sijaitsee noin 450 m Soikonkarista alavirtaan. Kosken niska-alueelle kunnostettiin lohelle kutualueita seulomalla esiin soraa ja ”möhentämällä” uoman iskostunutta pohjaa. Em. lisäksi Lappalaisenkoskelle tuotiin seulottua luonnonsoraa. Kunnostetulta kutualueelta sen välittömään läheisyyteen alavirranpuolelle kunnostettiin pienpoikasaluet uoman keskikohdan tuntumaan. Kosken yläosalla uoman oikealla puolella oli noin 180 m pitkä osittain purettu suiste ja vasemmalla puolen uomaa oli perkausmassoista muodostuneita saarimaisia rakenteita. Em. perkausmassoista saatua kiviainesta käytettiin mm. kutualuekunnostuksissa ja virranohjaimina.

Lappalaisenkoskella kunnostettiin lohien kutu- ja poikasaluita noin 1,5 ha. Kunnostuskohteelle tuotiin seulottua luonnonsoraa 120 t.

Maitokallionvirta sijaitsee noin 220 m Lappalaisenkoskelta alavirtaan. Kosken niskalta ylävirtaan oli uomassa keskikohdalla näkyvissä noin 200 m pitkä ja noin 10 m leveä osittain purkamaton suiste. Kosken niska-alueella olevaa kynnystä vahvistettiin suisteesta saadulla kiviaineksella. Em. kynnykseltä, jatkumona ylävirtaan kunnostettiin uomassa poikki menevä kutualue niin että, kutupaikkoja tuli erisyvyysiksi ja virranopeuksiksi. Uomassa vasemman reunan virtaama lisättiin virranohjaimin. Kaikki Maitokalliovirran kunnostuksissa tarvittava kiviaines löytyi kunnostuskohteella olleista suisteista.

Maitokalliovirrassa kunnostettiin kutu- ja poikasaluita noin 8000 m². Puretusta suiste - rakennelmasta seulottiin kunnostuksissa hyödynnettyä kiviainesta noin 700 t.



Kuva 5. Kiviaineksen seulontaa suisteen purun yhteydessä Maitokallionvirralla.

Mikkolankari sijaitsee noin 120 m Maitokalliolta alavirtaan. Rannoilla ja uoman reunoilla oli näkyvästi runsaasti uomasta poistettuja lohkareita ja muuta kiviainesta. Mikkolankarilla olevia kynnysrakennelmia vahvistettiin uoman reunoille siirretyistä lohkareista. Kynnysten välittömään yhteyteen ylävirran puolelle kunnostettiin kutualueet uoman pohjasta seulotulla soralla. Kutualueista alavirtaan olevien kynnysten yhteyteen kunnostettiin lohien pienpoikasalueet. Kutu- ja pienpoikasalueet muotoiltiin siten, että soveliaista kutu- ja pienpoikasaluetta on tarjolla eri virtaama tilanteissa.

Mikkolankarilla kunnostettiin yhteensä noin 3,8 ha lohien kutu- ja poikasalueita. Mikkolankarilta seulottiin kunnostuksissa hyödynnettyä kutusoraa ja poikaskiveä yhteensä 400 t.

Kattilakoski, Harskukoski, Kuolemankoski, Hamarinkoski

Kosket muodostavat yhtenäisen virta-alueen. Virta-alueen ylin koski, **Kattilakoski** sijaitsee noin 15 km jokisuusta ylävirtaan kohdassa, jossa Martimojoki yhtyy Simojokeen. Koski on noin 350 m pitkä ja sen pinta-ala on noin 1,8 ha. Kosken putouskorkeus on 1,4 m (Lavy 1970), joten kosken kaltevuus on 0,40 %. Kattilakosken putouskorkeus on keskittynyt paljolti 270 m:n pituiseen kosken keskiosaan, jonka kaltevuus on yli 0,50 %. Koskialue muodostuu kolmesta eri jaksosta, joista kaksi ylintä ovat lyhyitä ja kynnysmäisiä. Kattilakosken pohja on koko matkalta kallioinen ja louhikkoinen. Kosken yläosalla on kolme pientä saarta.

Kattilakosken niskalle kunnostettiin lohien kutualue ja kutualueen välittömään läheisyyteen pienpoikasalueet koskessa olevista saarista alavirtaan. Kalliokosken keski- ja alaosan kohdalla oikealla rannalla oli näkyvissä uomasta poistettuja isoja lohikareita, jotka palautettiin takaisin uomaan. Kalliokoskessa virtaama keskittyi uoman vasemmalle reunalle ja virranohjaimina toimivilla uomaan palautetuilla lohikareilla saatiin virtaama uomassa vaihtelevaksi ja polveilevaksi.

Kattilakoskella kunnostettiin lohien kutu- ja poikasalueita yhteensä 3000 m². Seulottua luonnonsoraa tuotiin kunnostuskohteelle 5 t.

Harskukoski sijaitsee noin 200 m Kalliokoskesta alavirtaan. Koski on 900 m pitkä ja kosken pinta-ala noin 6,3 ha. Putouskorkeutta koskessa on noin 6,0 m (Lavy 1970), joten sen kaltevuus on 0,67 %. Harskukoskea on osittain perattu räjäyttämällä.

Kosken niska-alueella oli osittain purettu suiste, jonka jäänteet olivat näkyvissä saarimaisina muodostelmina. Kosken keski- ja alaosalla oli myös näkyvissä suisteen jäänteitä, jotka alajouksulla olivat saarimaisina muodostumina. Uoman reunoilla oli uomasta poistettua kiviainesta lähes koko kosken pituudelta. Suisteista seulottiin soraa kutualuekunnostuksia varten ja uomasta poistettua kiviainesta käytettiin mm. kynnysten vahvistamisissa, virranohjaimina ja kutualueitten tuennoissa.

Harskukoskelle kunnostettiin yhteensä seitsemän (7) erillistä kutualueita. Kutualueet sijoitettiin koskessa olevien kynnysrakennelmien tuntumaan ylävirranpuolelle. Kutualueitten välittömään läheisyyteen alavirtaan kunnostettiin pienpoikasalueet. Uoman tehdyillä kynnysrakennelmilla pyrittiin vesittämään uomaa koko leveydeltä ja saada uoman virtaamaan vaihtelua sekä polveilua.



Kuva 6. Kutusoran kuljetus kunnostuskohteelle Harskukoskella 2017.

Harskukoskella kunnostettiin lohien kutu- ja poikasalueita yhteensä noin 1,5 ha. Harskukoskelle tuotiin seulottua luonnonsoraa 340 t. Suisteista seulottiin kunnostuksissa hyödynnettyä soraa ja muuta kiviainesta noin 800 t.



Kuva 7. Kunnostetun lohien kutualueen tarkastus Harskukoskella 2017.

Kuolemankoski ja Hamarinkoski muodostaa lähes yhtenäisen koskialueen. Koskijakson pituus on 1 600 m ja pinta-ala noin 10,5 ha. Koskijakson putouskorkeus on noin 7 m (Lavy 1970), joten kosken kaltevuus on 0,44 %.

Kunnostussuunnitelmasta poiketen, jätettiin Hamarinkoski kokonaan kunnostamatta ja Kuolemankoskella kunnostettiin ainoastaan lohien kutu- ja poikasalueet kosken niska-alueelle. Em. päädyttiin kun yksi kiinteistönomistaja vastusti omistamansa kiinteistönkohdalla uomaan suunniteltuja kunnostuksia.

Kuoleman- ja Hamarinkoskia on perattu koko niiden pituudelta. Suisteita sekä uomasta poistettua kiviainesta on näkyvissä koko koskialueella.

Kuolemankosken niskalla olleet suiste-saarekkeet purettiin ja saatu kiviaines hyödynnettiin koskenniskalla olleen kynnyksen vahvistamisessa, virranohjaimina sekä kutu- ja pienpoikasalueiden kunnostuksissa. Kuolemankoskella kunnostettiin kutualueet eri syvyys- ja virranopeuksiin koskenniskalle. Kutualueen välittömään läheisyyteen alavirtaan kunnostettiin pienpoikasalueet. Kutu- ja pienpoikasalueet muotoiltiin siten, että soveliaasta virtaama olisi tarjolla kaikkina vuodenaikoina sekä virtaamatilanteissa.

Kuolemakosken niskalle kunnostettiin kutu- ja poikasalueita yhteensä 5 500m. Kosken niskalla olleista suisteista seulottiin soraa- ja muuta kiviainesta noin 1 200 t. Em. sora ja kiviaines hyödynnettiin mm. kutu ja pienpoikasalueitten kunnostuksissa. Kuolemakosken niskalle tuotiin seulottua luonnonsoraa 160 t.



Kuva 8. Kutusora valmiina kutualuekunnostuksia varten Kuolemakosken niskalla.

Kunnostustyö päätettiin Mötyskoskelle 8.8.2017. Mötyskoskella jouduttiin täydentämään kesän 2016 kunnostuksia, jolloin suuri virtaama oli haitannut kunnostuksia. Em. täydennyskunnostuksia tehtiin 2 päivän ajan kosken keski- ja alaosalla.

Yhteenveto kunnostuksista

Vuosina 2016-2017 kunnostettiin Simojoella yhteensä 11.6 ha lohen kutu- ja poikasalueita. Kutualuekunnostuksia varten tuotiin seulottua luonnonsoraa Ø 20-100 mm yhteensä 1721 t ja poikasaluekunnostuksia varten kiviainesta Ø 100-500 mm yhteensä 570 t. Jokiuomasta seulottiin kunnostuksissa käytettyä soraa ja muuta kiviainesta yhteensä 3450 t. Mökkiteiden korjauksia tehtiin yhteensä 2 100m (työkoneiden aiheuttamat vahingot). Mursketta teiden korjauksiin käytettiin 550 t ja muuta maa-ainesta 195 t.

Kunnostustyössä käytetty kalusto:

v. 2016: Telakaivinkone Doosan DX 256 LC varustus: kynsikauha, liuskakauha, kauhanpyörittäjä (roto) ja Maataloustraktori New Holland T7 200 varustus etukauha ja 16 t peräkärri.

v. 2017: Telakaivinkone Samsung SE 240 LC-3 varustus kynsikauha välpällä (välppäkauha) ja kuormatraktori (ajokone) Ponsse Wisent 8 W varustettuna erillisellä sorankuljetuslavalla.

Huomioita kunnostuksissa käytetyn kaluston toimivuudesta: Vuonna 2016 kunnostuksissa käytetyn kaivinkoneen ongelmana oli telojen katkeaminen (noin 1 kerta/viikko). Johtuuko se telojen laadusta tai niiden käyttäjästä, sitä on vaikea arvioida. Lisävarusteista liuskakauha ja pyörittäjä (roto) yhdistelmä toimi erinomaisesti kutu- ja poikasalueitten kunnostuksessa, jossa sora levitettiin ja asennettiin kunnostuskohteelle. Yksinkertaisella kynsikauhalla kivien asettelu uomassa oli puolestaan hyvin hankala verrattuna vastaavaan työhön välpällisellä kynsikauhalla (välppäkauha). Välppäkauhalla kiven pystyi asentaa hyvin tarkasti halutussa asennossa ja haluttuun paikkaan. Myös suisteitten purussa välppäkauhalla oli selkeästi omat etunsa. Em. kauhalla voi seuloa erikokoinen kiviaines erilleen, jolloin eritellyn kiviaineksen voi paremmin hyödyntää kunnostuskohteilla eri käyttötarkoituksiin. Maataloustraktori toimi soran kuljettamiseen, kun uoman pohja on tasainen. Kun vesisyvyys kasvaa yli 0,8m syvyyseksi ja pohjanmuoto muuttuu epätasaiseksi / kiviseksi niin maataloustraktorin kulku uomassa hankaloituu huomattavasti. Kuormatraktori (ajokone) varustettuna soralavalla toimii erinomaisesti kutusoran kuljetukseen jokiuomassa. Epätasainen pohja ei juurikaan estä liikkumista ja kone liikkuu kohtalaisen hyvin jopa 1m syvyisessä vedessä.

HANKEEN KOORDINOINTI

Lapin elinkeino, liikenne ja ympäristökeskuksen (ELY) tehtävä hankkeessa oli ohjata ja koordinoida hankkeen etenemistä aikataulun ja budjetin mukaisesti sekä laatia kansalliset vastinraahakemukset Suomessa. Yhteydenpito muihin suomalaisiin hankeorganisaatioihin sekä rahoittajiin (INTERREG ja Lapin Liitto) tapahtui pääsääntöisesti sähköpostitse, mutta tarvittaessa oltiin yhteydessä myös puhelimitse. Suomalaisilla hankepartnereilla oli ELY-keskuksen kilpailuttama yhteinen FLC- hanketarkastaja (KPMG / Leif-Erik Forsberg), joka tarkasti jokaisen organisaation ”hanke-kirjanpidon”. Lapin ELY-keskus laati kansalliset vastinraahakemukset Lapin Liittoon hyväksytyjen kulujen (FLC-todistusten) mukaisesti. Vastinraahakemuksia lapin Liittoon tehtiin yhteensä kuusi (6) kpl.

Lapin ELY-keskuksen tehtävä oli myös järjestää suomessa pidettävä hanke- ja ohjausryhmäkokous. Em. kokous pidettiin 30.11-1.12.2016 paikkana Simojoen-Lohiranta Simossa.

Hankkeen koordinointi suomessa oli hyvin sujuvaa ja helppoa. Em. tehtävää helpotti suuresti organisaatioiden hankehenkilöstön, mutta myös heidän tukena olevan talous- ja hallintohenkilöstön pitkä kokemus hanketyöstä ja siihen liittyvistä raportoineista. Lapin Liitosta ja Länsstyrelsen i Norrbottenilta (INTERREG-rahoittajat) saatiin nopeasti ja mutkattomasti neuvoja sekä ohjeistuksia mm. raportointia varten.

TIEDOTUS

Yksi tärkeä osa hankkeessa on tiedottaminen. Jokainen hanke-organisaatio vastasi omalta osaltaan, että esitelmissä ja muussa tiedottamisessa toimittiin rahoittajan ohjastusten mukaisesti esim. logojen suhteen. Lapin ELY-keskuksen laatimissa esitelmissä on ollut rahoittajien ja hanke-

organisaatioiden logot sekä niissä esitelty, miten hanke-rahoitus/budjetti on rakentunut. Lapin ELY-keskus on esitellyt hanketta mm. Simojoen lohiseminaarissa v. 2015, 2016 ja 2017. Kunnostuksiin liittyvissä kylätilaisuuksissa 2016 ja 2017, Tornionjoen vesi-parlamentissa 2015, Virtavesikunnostus seminaarissa 2016 Lappeenrannassa ja 2018 Oulussa, Valtiosihteerin (Risto Artjoki) vierailulla Simossa 2017 sekä hankkeen tiedotus ja verkostoitumismatkalla Italiassa 2018. Hankkeen kunnostustöistä on uutisoitu mm. Lapin Kansassa, Pohjolan Sanomissa, Ylen: Lapin Radio, Radio Perämeri ja Pohjois- Suomen uutisissa. Hankkeen kotisivu löytyy osoitteesta: https://www.ely-keskus.fi/web/ely/peramereen_laskevat_joet_kunnostus;jsessionid=11C8383ADCDA6EC99AE7008E2ACA070E?p_p_id=122_INSTANCE_aluevalinta&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_r_p_564233524_resetCur=true&p_r_p_564233524_categoryId=14253. Google-haku: Perämereen laskevia vesistöjä menetelmien kehittäminen.

Happamat sulfaattimaat rannikon vesistöjen valuma-alueilla

Marina Becher^a, Gustav Sohlenius^a, Christian Öhrling^a, Anton Boman^b, Sarah Josefsson^a, Stefan Mattbäck^b, Carola Lindström^c, Fredrik Nordblad^d, Carolina Olid^e, Pauliina Liwata-Kenttälä^b

elokuu 2018

a) Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), sähköposti: etunimi.sukunimi@sgu.se

b) Geologian tutkimuskeskus (GTK), sähköposti: etunimi.sukunimi@gtk.fi

c) Uppsala Universitet, sähköposti: ca.lindstroem@hotmail.com

d) Länsstyrelsen i Norrbottens län, sähköposti: fredrik.nordblad@lansstyrelsen.se

e) Umeå Universitet, sähköposti: carolina.olid@umu.se



SISÄLLYS

Sisällys.....	2
Johdanto.....	6
Happamat sulfaattimaat.....	7
Alueen kuvaus.....	11
Fysiografia.....	11
Geologia.....	12
Koekentät, joilla on salaojitus.....	14
Menetelmä.....	15
valinta.....	15
Maanäytteiden ottaminen.....	15
Maanäytteiden hapettuminen.....	17
Luokittelu.....	18
Maakemia.....	18
Sedimenttinäytteiden ottaminen.....	19
Käsin piirretyt kartat.....	22
Mallinnus.....	22
Esiintymiskartat.....	22
Tilavuuden lasku.....	23
Koekentät, joilla on salaojitus.....	24
Toimenpiteiden seuranta.....	24
Tulokset.....	28
Kenttähavainnot ja kemialliset analyysit.....	28
Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueet.....	28
Maakemia.....	30
Sedimenttinäytteiden ottaminen.....	35
Käsin piirretyt kartat.....	38
Pohjois-Pohjanmaa.....	38
Pohjois-Pohjanmaan happamien sulfaattimaiden pinta-alan laskenta.....	40
Simojoen valuma-alue.....	41
Mallinnus.....	43
Perämeri.....	43
Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alue.....	45
Simojoen valuma-alue.....	49
Metallikuormituksen laskenta Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueella.....	53
Salaojitettujen koekenttien perustaminen.....	54

Pohjavesitasojen mittaus	55
Vesikemiallisten parametrien mittaus	57
Linjamittaus avoimessa salaojassa	61
Aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välisen vaihtumisvyöhykkeen tarkistus	62
Keskustelu	63
Mallinnus.....	63
Geokemia	65
Johtopäätökset koekentän tuloksista	66
Viittaukset	69
Liite 1 – Happamien sulfaattimaiden luokittelu Suomessa ja Ruotsissa.....	73
Liite 2 – Lakaforsin koekentän salaojitussuunnitelma	81
Liite 3 – Lakaforsin koekenttä, osa-alueet ja paikat vaikutusten seuranta varten	83
Liite 4 – Bäverfältet ja maanäytteiden ottopaikat.....	85

JOHDANTO

Interreg-hanke ”*Perämereen laskevia vesistöjä – Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen. Rajat ylittävä suomalais-ruotsalainen yhteistyöhanke*” on toteutettu yhteistyöhankeena Norrbottenissa Ruotsissa, Pohjois-Pohjanmaalla ja osissa Suomen Lappia (Simojoen valuma-alueella). Yleistavoitteena on ollut lisätä tietoisuutta rannikon lähellä sijaitsevista pienvesistä ja virroista sekä niihin kohdistuvista uhista. Sekä Norrbottenin, Pohjois-Pohjanmaan että Lapin rannikoilla on vesistöjä, joiden vedenlaatua happamat sulfaattimaat heikentävät. Näille vesistöille ovat tyypillisiä ajoittain matala pH-arvo sekä suuret alumiinin ja useiden muiden metallien pitoisuudet. Hankkeessa on tutkittu pääasiassa happamien sulfaattimaiden esiintymistä, niiden vaikutusta vedenlaatuun ja toimenpiteitä, joilla näiden maiden haittavaikutuksia voitaisiin vähentää. Tässä kuvatut tulokset kattavat *Rannikolle laskevat vesistöt* -hankkeen happamia sulfaattimaita koskevat osat. Tuloksiin käsittävät kartoitus- ja mallinnustulokset happamia sulfaattimaita käsittäviltä alueilta, näiden maiden vaikutuspiirissä olevien vesistöjen sedimenttitutkimukset ja toimenpiteet, joilla on pyritty vähentämään happamien sulfaattimaiden ympäristövaikutuksia.

Ruotsin geologisen tutkimuslaitoksen (SGUs) työ hankkeessa on erityisesti kartoittaa happamien sulfaattimaiden esiintymistä Rosån, Alterälvenin ja Alån valuma-alueilla, jotka sijaitsevat rannikolla Piteån ja Luulajan välillä Norrbottenissa. Aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että happamat sulfaattimaat vaikuttavat osin kielteisesti näiden valuma-alueiden veden laatuun (Filppa 2012). Suomen puolella Geologian tutkimuskeskus (GTK) on dokumentoinut happamien sulfaattimaiden esiintymistä yleisesti Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueella ja yksityiskohtaisesti Simojoen valuma-alueella. GTK on dokumentoinut happamien sulfaattimaiden esiintymistä Suomessa jo monta vuotta, joten hankkeessa on ollut myös tärkeää varmistaa, että dokumentointi on tehty samalla tavalla kummassakin valtiossa, jotta tulokset ovat vertailukelpoisia. Koska aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta liukenee ympäristölle haitallisia aineita, on SGU tutkinut, mitkä näistä aineista mobilisoituvat. Kenttätyön yhteydessä otettiin näytteitä, joista analysoitiin useita kemiallisia parametreja. SGU on tutkinut yhdessä Uppsalan yliopiston kanssa myös sitä, ovatko sulfaattimaat vaikuttaneet Rosån valuma-alueelle kerääntyneeseen sedimenttiin.

Työn toisena tärkeänä tavoitteena on ollut laatia karttoja, joista ilmenee happamien sulfaattimaiden esiintyminen tutkituilla valuma-alueilla ja Pohjanlahden rannikkoalueella kokonaisuutena. Tärkeänä osana työtä on ollut testata sitä, onko happamia sulfaattimaita koskevia havaintotietoja mahdollista käyttää mallinnuksessa ja laatia niiden avulla karttoja, joista ilmenee, missä osissa valuma-aluetta hapanta sulfaattimaata todennäköisesti esiintyy. Aiemmin on mallinnettu happamien sulfaattimaiden esiintymiä osissa Suomen rannikkoalueita (esimerkiksi Becher ja muut 2014). Ajatuksena on ollut, että mallinnuksen avulla saadaan yleistä tietoa happamien sulfaattimaiden esiintymisen kannalta ratkaisevista maisemakuva-parametreista. Näitä tietoja voidaan sitten hyödyntää mallinnettaessa happaman sulfaattimaan levinneisyyttä myös muilla alueilla. Yhteenvetokartta, josta ilmenee, missäpäin pohjoisen Pohjanlahden rannikkoa hapanta sulfaattimaata todennäköisesti esiintyy, on laadittu yhteistyössä Interreg Botnia-Atlantica -hankkeen kanssa (VIMLA – Vatten och människan i landskapet).

Muut viranomaiset voivat käyttää hankkeen yhteydessä tuotettuja karttoja ja tietoja suunnittelun pohjana. Tarkoituksena on, että tietojen avulla voitaisiin välttää aktiiviseen happaman sulfaattimaan muodostumiseen johtava maankäyttö sekä tunnistaa alueet, joilla kannattaa toteuttaa toimenpiteitä aktiivisen happaman sulfaattimaan ympäristövaikutusten vähentämiseksi.

Happamat sulfaattimaat

Kun mannerjäätikkö vetäytyi Pohjanlahdelta noin 10 000 vuotta sitten, nykyisten rannikkoalueiden alavat osat jäivät Itämeren peittoon. Meren pohjaan kerääntyi ajoittain sedimenttiä, joka sisälsi suhteellisen paljon orgaanista materiaalia. Kun orgaaninen materiaali hapettui, se kulutti sedimentissä olevaa happea. Tällöin raudan ja rikin määrä vähentyi, ja ne reagoivat keskenään muodostaen rautasulfideja. Pohjaan kerääntyneitä sulfidipitoista maata, jonka savi- ja silttipitoisuus on yleensä suuri, kutsutaan tavallisesti sulfidipitoiseksi sedimentiksi. Maannousun myötä sulfidipitoisia sedimenttejä käsittävät alueet ovat nousseet merenpinnan yläpuolelle. Jos nämä sulfidipitoiset maat altistuvat ilman hapelle ja hapettuvat, muodostuu rikkihappoa, jolloin pH laskee usein huomattavasti ja muodostuu hapanta sulfaattimaata. Tästä maasta voi liueta paljon metalleja, jotka heikentävät läheisten vesistöjen tilaa. Sulfidipitoiset sedimentit voivat tuottaa aktiivista hapanta sulfaattimaata, joten niitä kutsutaan tässä raportissa myös potentiaalisiksi happamiksi sulfaattimaiksi, ja happamilla sulfaattimailla tarkoitetaan yhteisesti aktiivista hapanta ja potentiaalisesti hapanta sulfaattimaata (katso liite 1).

Potentiaalisen happaman sulfaattimaan hapettumisesta johtuvat ympäristön haittavaikutukset ovat usein seurausta ojituksesta ja pohjaveden pinnan laskemisesta maaperässä jonka tarkoituksena on mahdollistaa metsän- tai maanviljely (Boman ja muut 2010). Tällöin maa kuivuu, ja maan rautasulfidit hapettuvat, jolloin pH-arvo laskee usein yli 7:stä noin 3,5–4:ään. Samanaikaisesti happamat olosuhteet voimistavat kemiallista rapautumista, jolloin happamasta maasta voi vapautua tiettyjä aineita. Tämä on osoitettu useissa aktiivista hapanta sulfaattimaata koskevissa tutkimuksissa sekä Suomessa että Ruotsissa. (esimerkiksi Sohlenius ja muut 2015, Sohlenius ja Öborn 2004, Österholm & Åström 2002). Tällöin alueilla, joilla on paljon aktiivista hapanta sulfaattimaata, voidaan vesistöt toisinaan tunnistaa matalasta pH-arvosta ja suurista metallipitoisuuksista, esimerkiksi alumiinipitoisuudesta (Åström ja Björklund 1995, Åström 2001a). Laskelmat osoittavat, että aktiiviset happamat sulfaattimaat lisää tiettyjen metallien määrää Itämeressä enemmän kuin koko Suomen teollisuus (Sundström ja muut 2002). Ruotsissa happamien sulfaattimaiden negatiivinen vaikutus vesiympäristöön on huomattu erityisesti Västerbottenin ja Norrbottenin rannikkoalueiden (Åberg 2017) valuma-alueilla, joilla aktiivisen happaman sulfaattimaan osuus on suuri (Filppa 2012). On kuitenkin tiedossa, että happamia sulfaattimaita esiintyy monilla alueilla eteläisemmässä Ruotsissa, esimerkiksi Mälaren-järven ympärillä (Sohlenius ja Öborn 2004).

Matala pH ja suuret metallipitoisuudet vaikuttavat moniin organismeihin negatiivisesti ja voivat aiheuttaa tietyissä tilanteissa kalakuolemia. Taimen ja särki ovat esimerkkejä veden matalalle pH-arvolle herkistä kalalajeista. Suuret metallipitoisuudet kuormittavat vesieliöitä entisestään. Sekä Ruotsissa että Suomessa on esimerkkejä siitä, että aktiivisen happaman sulfaattimaan vuoksi kalastus on loppunut vesistöissä lyhyessä ajassa. (Wickström 1939, 1940, Byrsten ja Sandberg 2005). Maanviljelyalueilla maa on lisäksi kalkittava matalan pH-arvon vuoksi, jotta viljely onnistuu. Suuret tiettyjen metallien pitoisuudet vesistöissä ovat johtaneet myös näiden metallien suuriin määriin purojen kasvillisuudessa (Lax 2005). Aktiivisten sulfaattimaa-alueiden läheisten merenlahtien sedimenteissä voi myös olla suuria määriä metalleja (Nordmyr ja muut 2008). Lisäksi eräät tutkimukset osoittavat, että aktiivisen happaman sulfaattimaan viljelykasveissa on joillakin alueilla suuria metallipitoisuuksia (Palko 1986, Fältmarsch ja muut 2008). Ei ole kuitenkaan todisteita siitä, että tästä olisi haittaa ihmisten terveydelle, vaikka sitä ei voida myöskään sulkea pois.

Potentiaalisia happamia sulfaattimaita esiintyy lähinnä maaston matalimmissa osissa, joissa pohjaveden pinta on luonnostaan lähellä maanpintaa. Jos tällaisilla alueilla ei ole ojitusta tai muuta maankäyttöä, niistä muodostuu kosteikkoja, joissa potentiaalinen hapan sulfaattipitoinen sedimentti peittyy ajan mittaan turvekerroksen alle (Boman ja muut, 2010). Savi- ja silttimaat soveltuvat maanviljelyyn, joten potentiaalinen hapan sulfaattimaa on kuitenkin ojitettu monilla alueilla, minkä jälkeen on muodostunut aktiivista hapanta sulfaattimaata.

Nykyään uusien maankuivatusalueiden perustaminen on Ruotsissa epätavallista, mutta salaojitus, ojanperkaus ja suoajotus voivat altistaa sulfidipitoiset maat hapelle. Ojituksen jälkeen turvekerros painuu hitaasti kasaan ja hajoaa ajan mittaan kokonaan pois, jolloin ojaa täytyy syventää, ja alla oleva potentiaalinen happaman sulfaattimaa altistuu ilmalle. Tällöin uutta aktiivista hapanta sulfaattimaata voi muodostua myös alueille, jotka ovat olleet ojitettuina pidemmän aikaa. Lisäksi potentiaalinen hapan sulfaattimaa voi altistua hapettumiselle rakennustyömaiden ja väylien ruoppauksen yhteydessä. Liejumassat voivat sisältää suhteellisen suuria ympäristölle haitallisia metallipitoisuuksia, ja tämän vuoksi on erityisen tärkeää huolehtia siitä, etteivät massat altistu hapelle. Kun halutaan välttää maankäyttöä, jonka seurauksena potentiaalinen hapan sulfaattimaa altistuu ilmalle, on tärkeää käyttää suunnittelupohjaa, josta ilmenevät aktiivisen happaman sulfaattimaan ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan esiintymispaikat maastossa.

Usein aktiivinen hapan ja potentiaalinen hapan sulfaattimaa pystytään tunnistamaan suoraan kentällä (Sohlenius ja muut, 2015) (liite 1).

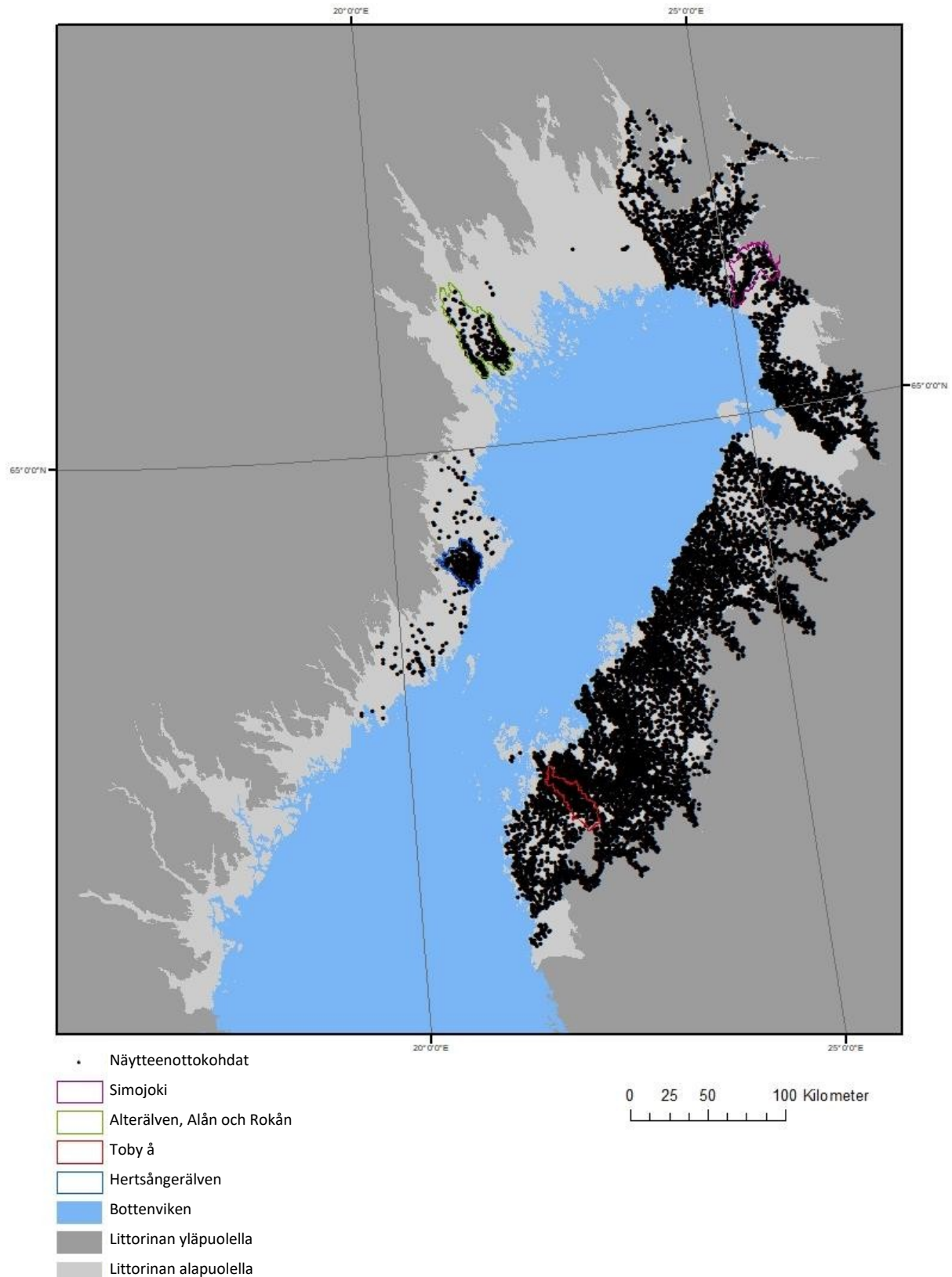


Kuva 1. Ylhäällä vasemmalla Sulfidipitoista, potentiaalista hapanta sulfaattimaata, jonka väri on tyypillisen musta. Kun tällainen maa altistuu ilmalle muutaman tunnin ajan, se muuttuu harmaaksi. Kuva: Gustav Sohlenius, SGU. Ylhäällä oikealla ja alhaalla vasemmalla Aktiivisessa happamassa sulfaattimaassa on usein ruosteen peittämiä rakoja (ruostevärisiä saostumia) ja jarosiittia (vaaleankeltaisia saostumia). Kuva: Nelly Aroka ja Christian Öhring, SGU. Alhaalla oik. Hapanta sulfaattimaata, joka on paljastunut äskettäin ojassa alueella, jolla Lääninhallitus kokeilee toimenpiteitä rajoittaakseen aktiivisen happaman sulfaattimaan ympäristövaikutuksia. Kuva: Christian Öhring, SGU.

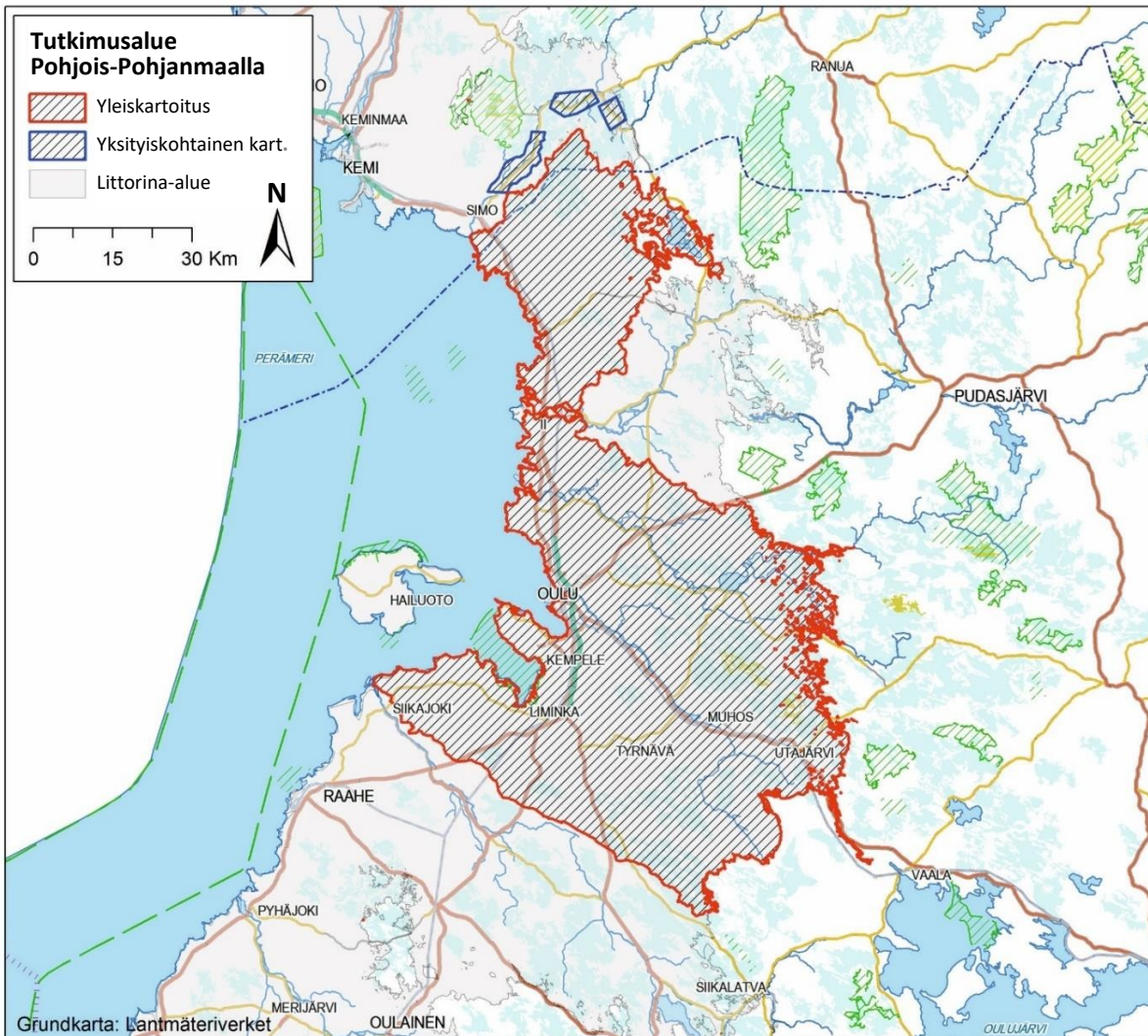
Sulfidipitoinen potentiaalinen hapan sulfaattimaata on usein mustaa tai tummanharmaata (kuva 1, ylinnä oikealla). Toisinaan esiintyy kuitenkin mustalaikullista matalan rikkipitoisuuden maata, joka ei happamoidu hapettumisen seurauksena, eikä sitä näin ollen luokitella potentiaalisen happamaksi. Lisäksi on sulfidipitoista potentiaalista hapanta sulfaattimaata, joka ei ole väriltään mustaa tai tummanharmaata. Tietyissä Suomen hiekkamaissa voi muodostua potentiaalista hapanta sulfaattimaata (Mattbäck ja muut 2017), ja vastaavia maita esiintyy hyvin todennäköisesti myös Ruotsissa. Potentiaalinen hapan hiekkamaa voi olla vaikea tunnistaa suoraan kentällä. Kauempina etelässä, esimerkiksi Uppsalan seudulla, on kalkki- ja sulfidipitoista maata, jonka pH ei laske maan hapettumisen yhteydessä (Lax ja Sohlenius 2006). Happaman sulfaattimaan tunnistaa usein runsaista ruostesaostumista ja halkeilusta (kuva 1, ylhäällä vasemmalla ja alhaalla oikealla ja vasemmalla). Toisinaan sedimentissä on vaaleankeltaista sulfaattimineraalia jarosiittia, jota muodostuu vain matalien pH-arvojen yhteydessä (kuva 1, alhaalla vasemmalla).

Norrbotenin ja Västerbotenin alueilla esiintyy happamia sulfaattimaita lähinnä rannikolla. SGU:n maalajikartoissa ne koostuvat savesta ja siltistä, jotka ovat kuivuneet maannousun seurauksena viimeisten 5 000 vuoden kuluessa (Sohlenius ja muut 2015). Niin kutsuttu littorina-raja on usein määriteltä sulfidipitoisten sedimenttien esiintymisen ylärajaksi (Öborn 1994). Tämä raja vastaa korkeinta tasoa, jonka murto- tai merivesi on peittänyt viimeisimmän jääkauden jälkeen, ja se on muodostunut noin 8 500 vuotta sitten (Andrén ja muut 2011). Sohleniuksen ja muiden (2015) mukaan happamia sulfaattimaita ei havaittu alueilla, jotka ovat paljastuneet veden alta yli 6 500 vuotta sitten. happamien sulfaattimaiden esiintymistä Ei kuitenkaan voida sulkea pois näillä vanhemmilla alueilla paikallisesti. Suomessa GTK on muun muassa havainnut kartoitustensa yhteydessä hapanta sulfaattimaata littorina-rajaa asti ja myös sen yläpuolella. Tässä tutkimuksessa on suhteellisen vähän havaintoja lähimpänä kyseistä rajaa. Tässä hankkeessa (ja VIMLAssa) on dokumentoitu näiden korkeammalla sijaitsevien alueiden maat sen selvittämiseksi, esiintyykö niillä aktiivista ja potentiaalista hapanta sulfaattimaata.

Ruotsin puolella hapanta sulfaattimaata koskeva osaaminen perustuu pitkälti yksityiskohtaisiin kenttätutkimuksiin neljällä valuma-alueella, jotka ovat Hertsångerälven Västerbottenissa sekä Alån, Rosån ja Alterälven Norrbottenissa (kuva 2). Kolme viimeksi mainittua ovat yhteydessä toisiinsa, ja ne on yhdistetty tutkimuksessa samaan alueeseen, jota on tutkittu hankkeessa *Rannikolle laskevat vesistöt*. Lisäksi Västerbottenissa ja Norrbottenin rannikkoalueilla sijaitsevia happamia sulfaattimaita on tutkittu aiemmin vuosina 2012 ja 2013 (Sohlenius ja muut 2015), mutta järjestelmällinen näytteenotto mainituilla valuma-alueilla on suoritettu vuosina 2016 ja 2017. Suomen puolella on tutkittu happaman sulfaattimaan esiintymistä huomattavasti useammissa paikoissa (kuva 2). GTK kartoitti vuosina 2012 - 2014 happamia sulfaattimaita Suomen Lapissa. Raportti ja yhteenvetokartta on julkaistu nimellä Hannukkala ja muut (2015). GTK on kartoittanut happamia sulfaattimaita yleisesti jo aiemmin joillakin Pohjois-Pohjanmaan valuma-alueilla. Tässä hankkeessa on painotettu alueita, joita ei ole kartoitettu aiemmin. GTK on suorittanut vuosina 2015 - 2018 happamien sulfaattimaiden kattavaa yleiskartoitusta (ja yksityiskohtaista kartoitusta Simojoen valuma-alueella) useimmilla valuma-alueilla.



Kuva 2. Pohjanlahden kartta, joka kuvaa potentiaalisten ja aktiivisten happamien sulfaattimaiden esiintymistä. Alån, Rosån ja Alterälvenin valuma-alueet on merkitty vihreällä ja Simojoen violetilla. Punaisella ja sinisellä merkittyjä Toby-joen ja Hertsångerälvenin valuma-alueita on tutkittu Interreg Botnia-Atlantica -hankkeessa. Mustat pisteet esittävät kaikkia näytteenottoaikoja, jotka on sisällytetty malliin happamien sulfaattimaiden esiintymisestä pohjoisen Pohjanlahden rannikkoalueilla.



Kuva 3. Pohjois-Pohjanmaan tutkimusalueet.

Alueen kuvaus

Rannikolle laskevat vesistöt -hankkeessa on käytetty erilaisia mittakaavoja ja esitystapoja. Tätä hanketta varten on tehty kenttähavaintoja Ruotsissa Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueilla (kuva 2) vuosina 2015–2017 sekä Pohjois-Pohjanmaalla Siikajoen valuma-alueiden välisillä alueilla Oulun eteläpuolella ja Simojoen valuma-alueella (Lapissa) Kemin eteläpuolella (kuva Y). Kartoitetut valuma-alueet kattavat Oulunjoen, Temmesjoen, Kiiminkijoen, Olhavanjoen ja Kuivajoen sekä niiden väliset rannikkoalueet (*Perämeren rannikkoalueen*) vuosina 2015–2018. GTK:n yleiskartoituksen lisäksi happamat sulfaattimaat onkartoitettu yksityiskohtaisesti kolmella Simojoen priorisoidulla osavaluma-alueella, keskittyen erityisesti alueisiin, joilla hankekumppanit ovat ennallistaneet koskia (kuva 3).

Fysiografia

Tutkimusalue viettää topografisesti Pohjanlahteen päin, ja sen halki kulkee kallistussuunnassa useita jokilaaksoja. Koko tutkimusalue sijaitsee ylimmän rannikkolinjan alapuolella. Tämä tarkoittaa sitä, että koko alue oli mannerjäätikön sulamisen jälkeen Itämeren vesien peittämä. Kun jää vetäytyi pois alueelta, Itämeri oli makeavetinen järvi. Suhteellisen pian siihen tunkeutui merivettä ja syntyi niin kutsuttu littorina-raja.

Viimeisten 8 000 vuoden aikana Pohjanlahden rannikkoalueet ovat kohonneet kuivalle maalle maannousun vuoksi. Sillä tarkoitetaan maankuoren tasapainon elastista palautumista mannerjäätikön painon poistuttua alueelta. Tutkimusalue on topografialtaan vaihtelevaa, maisemakuvan ollessayleisesti tasaisempi Suomen puolella.

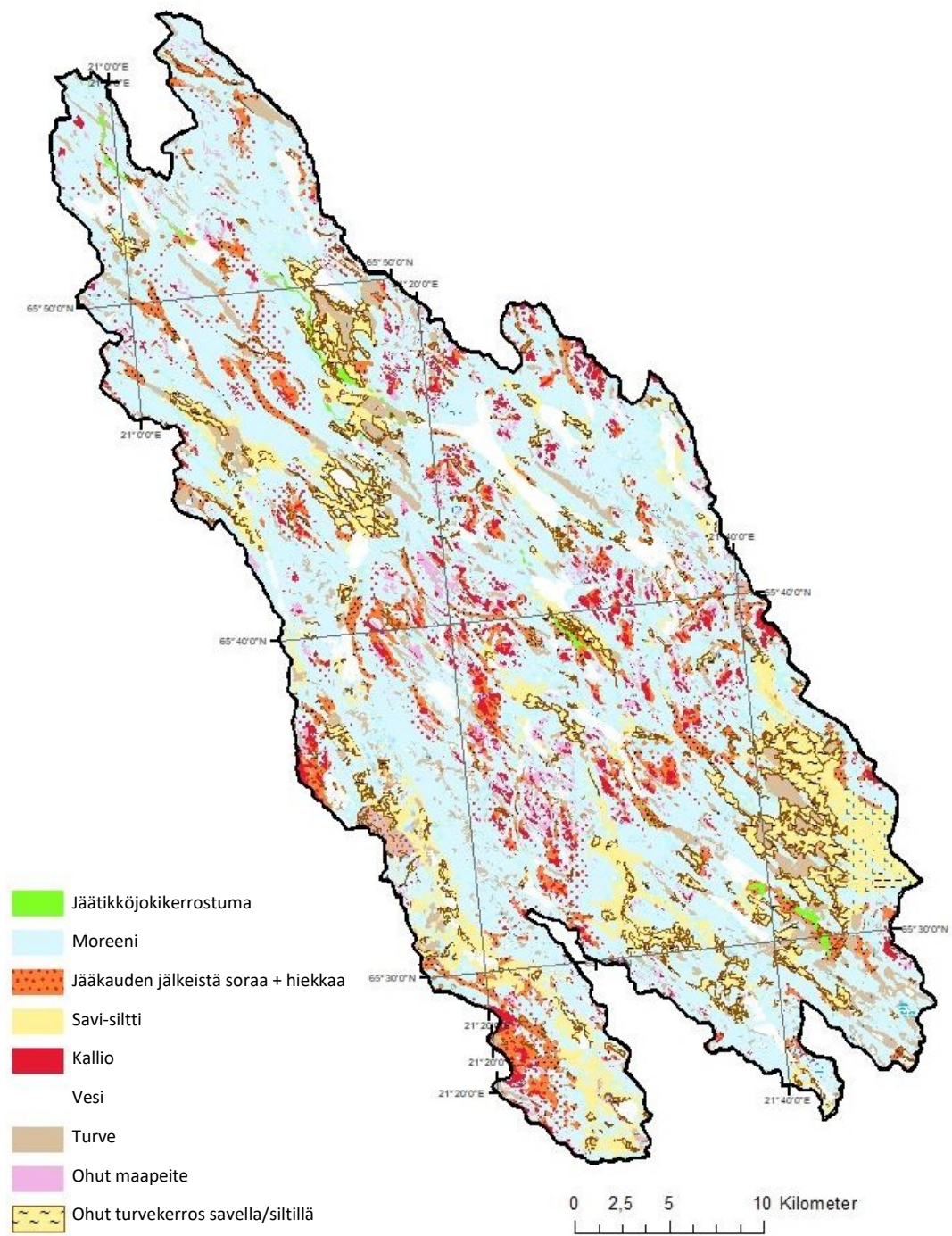
Ruotsissa on suhteellisen suuria jokia, joiden valuma-alueet ulottuvat aina tunturiketjuun asti. Ne eivät siis kata pelkästään ylimmän rantaviivan alapuolella olevia alueita. Suomessa puolestaan suurin osa valuma-alueista on ylimmän rantaviivan alapuolella. Myös Ruotsissa on kuitenkin rannikon läheisiä pienempiä valuma-alueita, jotka sijaitsevat kokonaan tai suurimmaksi osaksi ylimmän rantaviivan alapuolella, jolloin alueilla voi olla paljon happamia sulfaattimaita.

Geologia

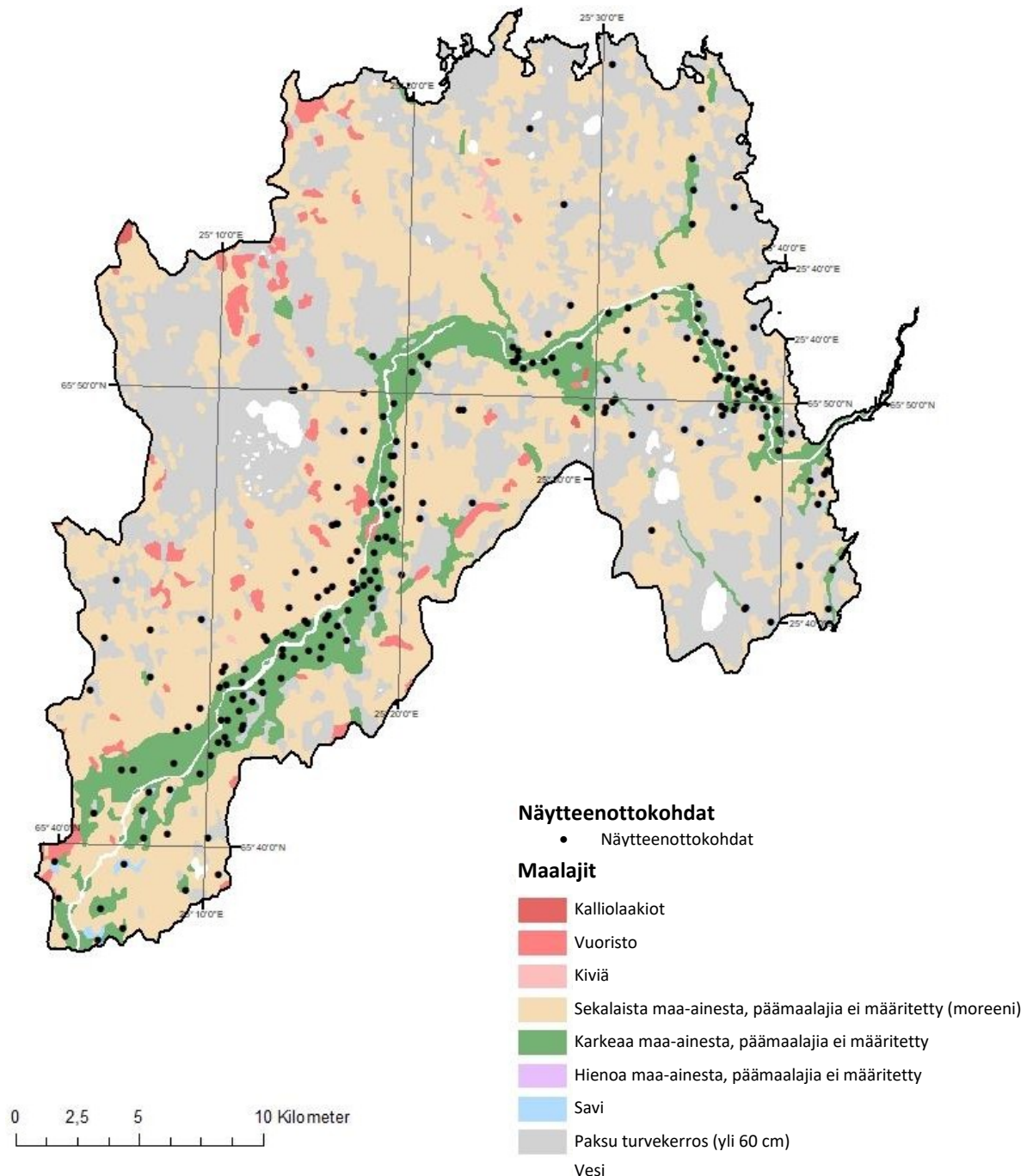
Pohjanlahden allas kattaa periaatteessa koko tutkimusalueen. Tähän altaaseen liittyviä kivilajeja ovat muuntunut savinen kalkkikivi, liuske, kvartsiitti ja arkoosi. Koko alueella on nuorempia intrusiivisia graniittilajeja.

Tärkeimmät maalajit ovat moreeni ja turve (kuvat 4 ja 5). Monet turvemaat ovat kuitenkin kutistuneet viljelyn ja turpeentuotannon seurauksena niin paljon, että pohjalla oleva hienosedimentti on paljastunut. Hienosedimentti koostuu siltistä, savesta ja liejusavesta, jotka voivat yhdistyä koheesiomaaksi geoteknisten ominaisuuksiensa vuoksi. Moreenissa sekoittuu vaihtelevassa suhteessa eri maalajeja, kuten savea ja kivenlohkareita. Se syntyi ja kerrostuisuoraan jäätiköstä. Jokilaaksojen uomien sivuilla on harjuja, pengermiä ja suistoja, jotka koostuvat toisesta jääkauden maalajista, jäätikköjokisedimentistä. Se sisältää jäätikön sulamisveden erottelemaa hiekkaa ja soraa, ja on kerrostunut vetäytyvän mannerjäätikön alla tai reunalla. Aaltovoimille altistuneilla rinteillä ja niiden alapuolella mannerjäätikön kerrostamista maalajeista on usein muodostunut hiekkaisia tai soraisia rantavalleja/-kerrostumia. Glasiaali-sedimenttejä peittävät osittain nuoremmat glasiaaliset ja postglasiaaliset koheesiomaat, jotka ovat kerrostuneet veteen. Ylivoimaisesti suurin osa happamista sulfaattimaista koostuu postglasiaalisesta koheesiomaasta. Hyvin alavassa maastossa, joka on tyypillistä suurimmassa osassa Suomen aluetta, on suhteellisen paljon postglasiaalista hienosedimenttiä. Sen osuus on pienempi Ruotsin yleisesti kumpuilevammassa maastossa. Tämä tarkoittaa sitä, että happaman sulfaattimaan osuus on yleisesti suurempi Suomen kuin Ruotsin puolella.

Maankäyttö vaihtelee tutkimusalueella yleisesti sen mukaan, miten kaukana Pohjanlahti on. Rannikkoalueilla on enemmän postglasiaalista hienosedimenttiä, jota käytetään paljolti viljelysmaana. Kauempana sisämaassa ovat vallitsevina metsänhoitoalueet, joilla on moreenia ja kivikkoa, sekä suota. Suomessa on kuitenkin viljeltyä hienosedimenttiä kauempana rannikosta, koska maasto on tasaista. Kaukana rannikolta sijaitsevat alueet ovat siis olleet veden peitossa, jolloin tämä sedimentti on päässyt kerrostumaan.



Kuva 4. SGU:n maalajijaon mukainen maalajikartta Alån, Rosån ja Alterälvenin valuma-alueista ja näytteenottokohtista.



Kuva 5. GTK:n maalajijaon mukainen maalajikartta Simojoen valuma-alueesta littorina-ajan alapuolella sekä näytteenottokohdista.

Koekentät, joilla on salaojitus

Happamoittavien aineiden ja metallien valunsa salaojitetusta viljelymaasta voitaisiin mahdollisesti vähentää asentamalla säädettäviä kaivoja salaojituksen yhteydessä. Sen sijaan, että poistoveden annettaisiin valua avoimeen ojaan, salaojaputki liitetään poistoliitäntään, joka johtaa säätökaivoon. Säätömahdollisuuden ansiosta maanalainen pohjavesitaso voidaan pitää suuren osan vuodesta mahdollisimman korkeana happaman sulfaattimaan vaikutusten lieventämiseksi. Tasoa voidaan myös laskea tilapäisesti niinä vuodenaikoina, kun maata käytetään, jotta maa kestää raskaita viljelykoneita paremmin. Tämän vuoksi viljelykausi pitenee, jolloin maanviljelyn edellytykset parantuvat. Osa kentästä on mukautettu pohjavesikastelua varten, mikä voi parantaa edellytyksiä entisestään viljeltävän kasvin mukaan. On myös eduksi pitää pohjavesitaso korkeampana kuin salaojaputki, koska rautasaostumat huuhtoutuvat putkesta pois veden mukana.

Muussa tapauksessa voi ilmetä ongelmia, koska salaojaputki viljelymaassa, jossa on hapanta sulfaattimaata, voi usein tukkeutua saostuneesta rautaoksidista. Toimenpiteiden yleisenä tavoitteena on kuitenkin parantaa lähistöllä sijaitsevien järvien ja virtojen vedenlaatua. Hankkeessa on perustettu koekenttä menetelmän testausta varten.

Koekenttä sijaitsee noin 10 kilometrin päässä Pohjanlahden rannikosta, lähellä Norrfjärdeniä Norrbottenin läänissä. Koekentän alueella on noin 3 ha Porsnäs-kiinteistön viljelysmaata, ja siitä käytetään nimitystä ”Bäverfältet”. Bäverfältetillä on noin 0,4 metriä ruokamultaa ja sen alla aktiivista hapanta sulfaattimaata 1,5–2,0 metrin syvyyteen asti. Noin 2 metrin syvyydessä on jälleen potentiaalista hapanta sulfaattimaata eli hapettumatonta sulfidisedimenttiä. Alueen arvioitiin soveltuvan koekentäksi, koska siellä oli hyvin kehittynyttä aktiivista hapanta sulfaattimaata sekä suhteellisen selkeä vaihettumisvyöhyke aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välillä. Tarkoituksena on mahdollistaa vaihettumisvyöhyke mahdollisten muutosten seuranta ja sen selvittäminen, altistuvatko maat hapettumiselle vähemmän toimenpiteen seurauksena.

MENETELMÄ

Näytteenotto kohtien valinta

Kokemukset aiemmista tutkimuksista Suomessa (Beucher ja muut 2014) ja Ruotsissa (Fromm 1965, Öborn, 1994; Sohlenius ja muut 2015) ovat osoittaneet, että aktiivinen hapan sulfaattimaa (ja potentiaalinen hapan sulfaattimaa) on ongelmana pääasiassa littorina-ajan alapuolella. Kiinnostavia maalajeja ovat erityisesti hienorakeiset postglasiaaliset sedimentit, mutta hapanta sulfaattimaata voi muodostua myös muihin maalajeihin, kuten hiekkaan (kuvat 4 ja 5). Näiden kahden edellytyksen pohjalta näytteenotto kohdat Västerbottenissa ja Norrbottenissa on sijoitettu manuaalisesti käyttäen kansallista korkeusmallia (Lantmäteriet 2017a), maalajikarttaa (SGU:n tietokanta), maanpeitetietoja (Naturvårdsverket 2014), ortokuvia (Lantmäteriet 2017b) ja kiinteistökarttaa (Lantmäteriet 2017c). Tarkkojen tietojen saamiseksi pisteet sijoitettiin noin kilometrin etäisyydelle toisistaan lukuun ottamatta tilanteita, joissa topografiset profiilit edellyttivät tiheämpiä mittauspisteitä. Pisteet jakautuivat eri korkeuksille merenpinnan yläpuolella, eri asteisiin rinteisiin, eri maalajeihin ja erilaisiin maankäyttötyyppeihin. Kiinteistökartan avulla priorisoitiin ajokelpoisen autotien lähellä sijaitsevat alueet. Muutamassa tapauksessa jouduttiin vaeltamaan jopa 2 km halutun sijainnin saavuttamiseksi. Alle 20 metrin päässä ojista tai kanavista sijaitsevia paikkoja on vältetty mahdollisuuksien mukaan.

Myös Suomessa näytteenotto paikat valittiin käytettävissä olevien tietojen perusteella (maalajikartat, peruskartat, LiDAR, aerogeofysiikka ja vastaavat), ja näytteenottoa varten laadittiin suunnitelma, jossa kohdat sijoitettiin tiheydelle 0,5–1 neliökilometriä kohti. Näytteenottosuunnitelma oli vain suuntaa-antava, ja näytteenotto kohtia siirrettiin tai poistettiin kentällä tarpeen mukaan. Loppupäässä näytteenottotiheys nousi lähes 0,4 näytteeseen neliökilometriä kohti. Happamien sulfaattimaiden näytteenotossa ja luokittelussa on noudatettu pääpiirteittäin ohjeita, jotka on kuvattu liitteessä 1 ”Happamien sulfaattimaiden luokittelu Suomessa ja Ruotsissa”. Näytteenotto kohdat jaettiin pikanäytteenotto kohtiin ja *tyyppiprofiileihin*.

Maaperänäytteiden ottaminen

Suomen pikanäytteenotto kohdissa käytettiin kevyempää näytteenotto laitteistoa (kuva 6) ja tyyppiprofiileissa raskaampaa kalustoa (kuva 7), joka mahdollisti suurempien näytemäärien ottamisen. Pikanäytteenotto kohdista (noin 95 % kohdista) otettiin maanäytteitä enintään 2–3 metrin syvyydestä tai matalammalta, jos vastaan tuli kovaa maata (esimerkiksi moreenia) tai kalliota/kiveä. Kunkin pikanäytteenotto kohdan yhteydessä kuvattiin maalajit, rakenne, koostumus, väri, hapettumissyvyys ja syvyys pelkistyneeseen materiaaliin.

Lisäksi mitattiin pH sekä hapettuneesta että pelkistyneestä materiaalista. Vähintään yksi näyte pelkistyneestä materiaalista (tai hapettuneesta materiaalista, jos pelkistyneestä materiaalia ei löytynyt) kussakin pikanäytteenottokohdasta kerättiin analysoitavaksi edelleen (lähinnä pH-inkubointi) laboratoriossa. Pikanäytteenottokehtien määrä nousi 2 353 kappaleeseen.



Kuva 6. Pikanäytteenotossa käytettävä laitteisto. Kierrekairan halkaisija on 18 mm, ja sillä voidaan ottaa enintään 1 metrin pituisia näytteitä. Syvemmältä otetaan näytteitä käyttämällä pidennysputkea. Iskuporakoneella hakataan näytteitä maasta. Kuva: Moa Sunabacka, GTK.

Suuremmilta yhtenäisiltä alueilta, joilla on samankaltaisia maalajeja, otettiin myös niin kutsuttuja tyyppiprofiileja (noin 5 % kohdista) 3 metrin syvyyteen asti. Tyyppiprofiilit kuvattiin samalla tavalla kuin pikanäytteenottokohdat, mutta näytteitä otettiin 20 cm:n välein (huomioiden maalajit), ja pH mitattiin kustakin 20 cm:n näytteestä. Tyyppiprofiilien määrä nousi 32 kappaleeseen. Pikanäytteenottokohdista ja tyyppiprofiileista kerätyt näytteet vietiin GTK:n laboratorioon pH-inkubointia varten (kaikki kerätyt näytteet).



Kuva 7. Tyyppiprofiileissa käytettävä näytteenottolaitteisto. Kierrekairan halkaisija on 32 mm, ja sillä voidaan ottaa enintään 1 metrin pituisia näytteitä. Syvemmältä otetaan näytteitä käyttämällä pidennysputkea. Kierrekaira lyödään alas niin kutsutulla Cobralla. Kuva: Krister Dalhem, GTK.

Kustakin tyyppi-profiilista ja noin joka kymmenennestä näytteenotokohdasta lähetettiin valikoituja näytteitä kaupalliseen laboratorioon (Labtium) Suomeen analysoitaviksi rikin ja 30 muun elementin osalta kuningasvedellä ja ICP-OES:llä. Muutamasta näytteestä analysoitiin myös rakeisuus ja hehikutushäviö.

Ruotsissa maaprofiilit porattiin pidennettävällä Edelman-poralla ja muutamassa tapauksessa pistokairalla. Edelman-poralla saadaan halkaisijaltaan noin 5 cm:n kokoisia näytteitä, noin 20 cm pitkissä osissa Pistokairalla saadaan näytteitä, joiden halkaisija on noin 3 cm ja pituus enintään yksi metri. Pistokairan näyte asetettiin maahan mitta-asteikon viereen. Sitten suoritettiin pH-mittaus WTW-pH-/johtavuusmittarilla (kuva 8; wtw.com) 10 cm:n välein. pH-arvo kirjattiin yhdessä näytteen maalajin ja värin kanssa, ja muun muassa rautasaostumat, jarosiitti tai sulfidisaostumat merkittiin muistiin. Muistiin merkittiin myös päivämäärä, koordinaatit ja paikan kuvaus sekä tarvittavat maankäyttöä koskevat tiedot. Lisäksi otettiin kuvat kaikista sijainneista ja maanäytteistä. Maat, joiden pH oli kentällä alle 4, luokiteltiin useimmiten aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi (katso lisätietoja luokittelua koskevasta osiosta ja liitteestä 1). Valituista sijainneista otettiin joukko näytteitä maakemiallisia analyyseja varten. Niistä analysoitiin rikki, hiili, typpi ja eräitä muita alkuaineita (katso alla). Kustakin sijainnista kerättiin lisäksi vähintään yksi maanäyte pH-mittausta varten hapettumisen jälkeen, katso seuraava osio.



Kuva 8. pH-arvo mitataan suoraan maanäytteestä. Kuva: Gustav Sohlenius, SGU.

Maaperänäytteiden hapettuminen

Hapettavia maanäytteitä otettiin pääasiassa alimpana maaprofiilissa olevasta materiaalista, joka on pelkistynyt ja jonka pH-arvoksi mitattiin yli 6. Näytteitä säilytettiin "chip tray:ssä", johon mahtuu 20 näytettä. pH mitattiin samalla laitteella uudelleen yhdeksän viikon kuluttua. Tarkoituksena oli tutkia, laskiko pH-arvo näytteiden hapettumisen yhteydessä, eli oliko näyte potentiaalista hapanta sulfaattimaata. Jos pH-arvo laskee alle 4:ään, pelkistynyt näyte sisältää sulfidimineraaleja, joka on hapettuessaan muodostanut happamat olosuhteet. Jos pH-arvo laskee alle 4:ään yhdeksän viikon inkubointiaikana, analyysia pidetään suoritettuna. Jos pH-arvo laskee huomattavasti, muttei riittävästi, inkubointiaikaa pidennetään 10 viikolla tai kunnes pH-arvo on vakiintunut.

Luokittelu

Maastonäytteenoton ja laboratoriossa tehtyjen pH-mittausten jälkeen, kaikki kunkin näytteenottosijainnin maakerrokset jaettiin viiteen luokkaan pH-kriteerien perusteella (taulukko 1). Kukin sijainti luokiteltiin sitten yhteen kolmesta sijaintiluokasta sen mukaan, mitä kerrosluokkia sijainnin maaprofiilissa on (taulukko 2). Katso lisätietoja liitteestä 1.

Taulukko 1. Kerrosluokat ja kuvaukset.

Tunnus	Kerrosluokka	Kuvaus
0	Ei määritetty	
1	Ei hapan sulfaattimaa	A- tai B-horisontti pH >4
2	Ei sulfidimaa	C-horisontti., kun pH inkuboinnin jälkeen >4
3	Hapan sulfaattimaa	A- tai B-horisontti., kun pH <4 tai <4,5, kun horisontin alapuolella on sulfidimaata
4	Vaihtumisvyöhyke	B:n ja C:n välinen horisontti, kun kentän pH on arvojen 4,5 ja 6 välissä ja inkubointi <4.
5	Sulfidimaa / sulfidipitoinen sedimentti	C-horisontti, kun pH inkuboinnin jälkeen <4 ja kentän pH > 6.

Taulukko 2. Sijaintiluokat ja niihin sisältyvät kerrosluokat.

Sijaintiluokka	Mallinnusluokka	Kerrosluokka
Ei hapan sulfaattimaa	Ei sulfaatti eikä sulfidi	ei 3 eikä 5
Aktiivinen ja potentiaalinen hapan sulfaattimaa	Sulfaatti ja sulfidi	3 ja 5
Potentiaalinen hapan sulfaattimaa	Sulfidi	5

Maakemia

SGU tutki tiettyjen alkuaineiden mobilisointumista aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta analysoimalla näytteitä noin 20 kohteesta Ruotsissa induktiivisesti kytketyllä plasma-massaspektrometrillä (ICP-MS). Yhteensä noin 90 näytteestä analysoitiin 52 alkuainetta: alumiini (Al), arsenikki (As), barium (Ba), boori (B), beryllium (Be), lyijy (Pb), cerium (Ce), dysprosium (Dy), erbiium (Er), europium (Eu), fosfori (P), gadolinium (Gd), germanium (Ge), holmium (Ho), rauta (Fe), kadmium (Cd), kalsium (Ca), kalium (K), koboltti (Co), kupari (Cu), kromi (Cr), lantaani (La), litium (Li), lutetium (Lu), magnesium (Mg), mangaani (Mn), molybdeeni (Mo), natrium (Na), neodyymi (Nd), nikkeli (Ni), niobi (Nb), praseodyymi (Pr), rubidium (Rb), samarium (Sm), seleeni (Se), hopea (Ag), skandium (Sc), strontium (Sr), tallium (Tl), tina (Sn), terbium (Tb), titaani (Ti), torium (Th), tulium (Tm), scheeliitti (W), vanadiini (V), vismutti (Bi), ytterbium (Yb), yttrium (Y), uraani (U), sinkki (Zn) ja zirkonium (Zr). Kukin näyte koostui 2 grammasta painotettua materiaalia fraktiolla <math><63 \mu\text{m}</math>, ja se saostettiin typpihappoliuoksen kanssa (15 ml lisättyä laimennettua typpihappoa, 7 M HNO₃, 50 minuuttia kuumennuslevyllä). Menetelmässä extrahoidaan osa liukenevista alkuaineista. Kyseessä ei ole analyysi alkuaineiden kokonaispitoisuuksista näytteissä (ei sulamista, joka myös vapauttaa alkuaineita vaikeasti rapautuvista mineraaleista).

Myös rikki analysoitiin SGU:n toimesta ICP:n avulla, mutta käyttäen havaintomenetelmänä optista spektrometriaa (OES). Rikkianalyysien tarkoituksena oli selvittää, sisältävätkö pelkistyneet maat sulfidimineraalia, josta suuret rikkipitoisuudet ovat osoituksena.

Hiilen ja typen kokonaispitoisuudet analysoitiin Ruotsin maatalousyliopistossa (SLU) mittaamalla niiden kaasujen väkevyys, joita syntyy poltettaessa näytteitä 1 250 °C:ssä (LECO:n instrumentti CN 2000). Tietyistä näytteistä analysoitiin orgaaninen hiili mittaamalla pitoisuus niissä kaasuissa, joita syntyy poltettaessa näytteitä 550 °C:ssä. Karbonaattimineraaliin sitoutuneen hiilen pitoisuus voidaan tämän jälkeen laskea erotuksena hiilen kokonaispitoisuuden ja orgaanisen hiilen pitoisuuden välillä. Orgaanisen hiilen pitoisuus analysoitiin, jotta maat pystyttiin kuvaamaan paremmin, ja jotta orgaanisen materiaalin sisältöä ja sulfidimineraalin esiintymistä pystyttiin vertaamaan.

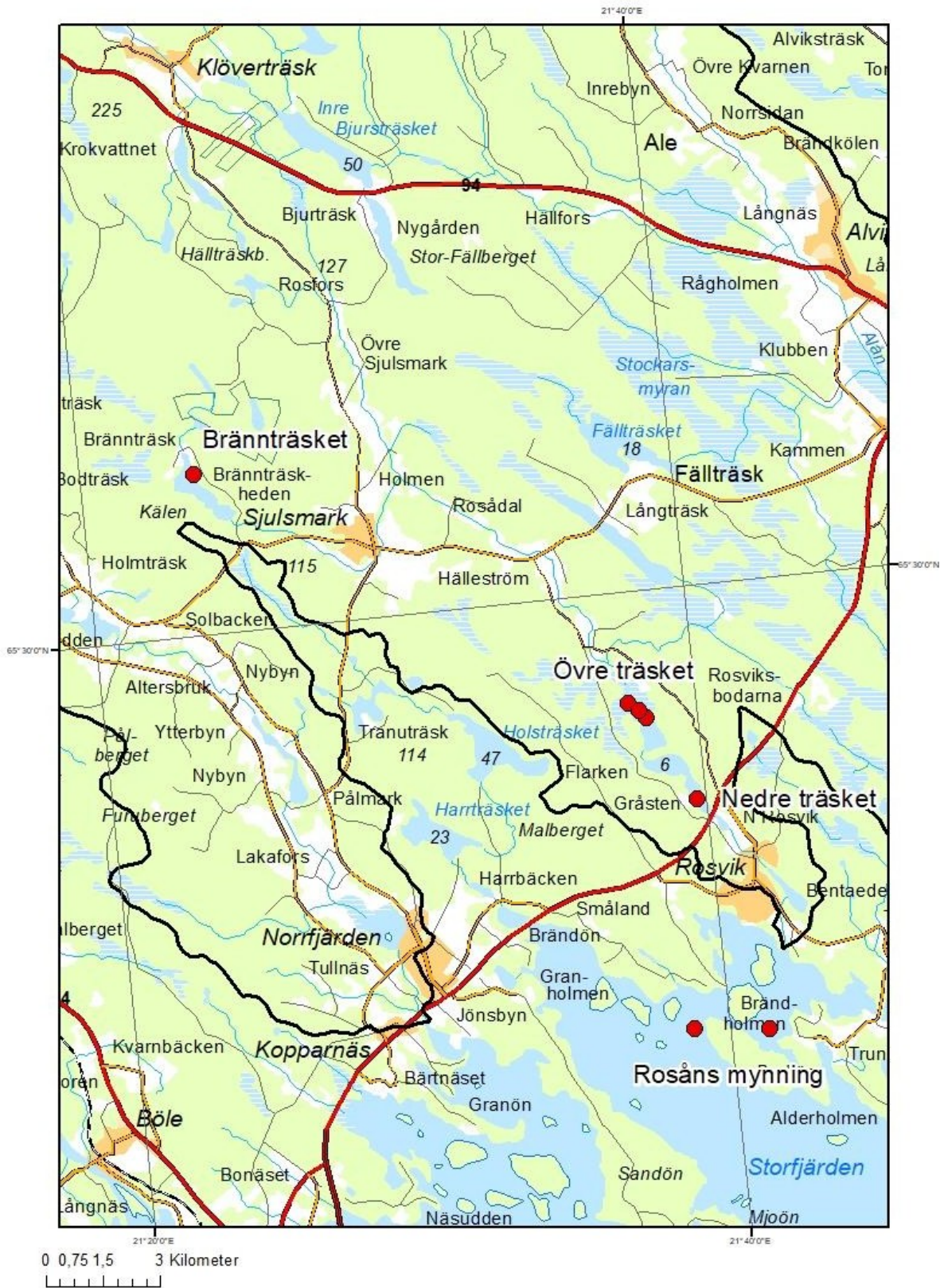
Titaani (Ti) on liikkumaton aine (Österholm ja Åström 2002), jonka ei voida odottaa liikkuvan aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta. Pitoisuudet voivat kuitenkin vaihdella, koska hienorakeiset maat vapauttavat enemmän titaania kuin karkearakeiset maat ekstraktoitaessa typpihapolla. Tämä raekoon vaikutus koskee muilta osin kaikkia analysoituja alkuaineita. Tämä tarkoittaa sitä, että karkearakeisissa maissa on yleisesti pienempiä hivenaine-/metallipitoisuuksia kuin hienorakeisissa. Jos raekoko vaihtelee samassa maaprofiilissa, tuloksena voi olla virheellisiä johtopäätöksiä siitä, mitä aineita voi irrota aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta. Käyttämällä kiintiöitä alkuaineen ja titaanin välillä saadaan kuitenkin käsitys siitä, onko alkuainetta irronnut maaprofiilista. Tietyissä tapauksissa aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta irronneet aineet voivat kerääntyä alemmaksi maaprofiiliin niin kutsutulle vaihettumisvyöhykkeelle. Myös ne voidaan määrittää jakamalla pitoisuudet titaanilla.

Sedimenttinäytteiden ottaminen

Talvella 2017 otettiin sedimenttinäytteitä Rosån suulta ja Rosån valuma-alueella sijaitsevista järvistä. Työ tehtiin Carola Lindströmin Uppsalan yliopistossa tekemän tutkimuksen puitteissa ("Sura sulfatjordar och ackumulation av metaller i sediment från Rosåns avrinningsområde, norra Sverige"; Lindström 2017). Työtä ohjasi Ian Snowball samasta yliopistosta. Työn yhtenä tavoitteena oli selvittää, keräytyvätkö happamista sulfaattimaista suotautuvat metallit ja muut alkuaineet sedimentteihin kyseisten vesistöjen läheisyydessä. Toisena tavoitteena oli tutkia sitä, oliko metalleja kertynyt enemmän, kun kattava maankuivatus sai aikaan happamia sulfaattimaita. Pintanäytteet otettiin Willner-tyypin pintanäytteenottimella (kuva 9). Näiden pintasedimenttien vesipitoisuus on suuri, joten koko näytesydäntä ei voi kuljettaa ehjänä laboratorioon. Näyte pilkottiin tämän vuoksi paikan päällä kahden senttimetrin osanäytteisiin. Näytteitä otettiin syvemmistä sedimenttikerroksista maakairan avulla sen varmistamiseksi, että ennen maan kuivatusta kerrostunutta sedimenttiä tuli näytteisiin. Näytteet otettiin jään päältä, jolloin saatiin suhteellisen häiriintymättömiä näytteitä vakaalta alustalta. Näytteitä otettiin kahdesta järvestä, joissa on ylävirran puolella paljon happamia sulfaattimaita (Övre ja Nedre träsket, kuva 10). Lisäksi otettiin näytteitä järvestä, jonka valuma-alueella ei tutkimustemme mukaan ole happamia sulfaattimaita (Brännträsket, kuva 10). Lopuksi otettiin näytteitä merestä Rosån suistosta (kuva 10). Metallipitoisuudet määritettiin samoilla menetelmillä kuin analysoitaessa maalta otettuja näytteitä (katso edellinen osio). Pintasedimentti ajoitettiin Uumajan yliopistossa lyijy-210 menetelmällä. Luonnollista radionuklidia lyijy-210:aa käytettiin ajoitettaessa näytteenoton kohteina olevia sedimenttikerroksia eli määritettäessä, milloin viimeisten 150 vuoden aikana sedimentti on muodostunut. Lyijy-210:n aktiivisuus määritettiin mittaamalla sen tytäraine polonium-210:n (²¹⁰Po) aktiivisuus. Sedimenttinäytteet erotettiin täydellisesti mikroaaltoliitännällä ja saostettiin sitten hopealevyillä (Sanchez-Cabeza ja muut, 1998) käyttäen ²⁰⁹Po:ta hivenaineena. Po-aktiivisuus mitattiin sitten Ortec ULTRA-AS Ion-Implanted-Silicon Charged-Particle Detectors (Model U-020-450-AS) -laitteilla. Sedimenttiprofiilin iän ja syvyyden välinen suhde määritettiin soveltamalla Constant Rate of Supply (CRS) -mallia (Appleby ja Oldfield, 1978), ja päiväys ²¹⁰Pb:llä vahvistettiin keinotekoisien radionukleidin cesium-137:n (Appleby 2001) esiintymisellä.



Kuva 9. Vas. Pinta­näyt­teet otettiin Willner-tyypin pinta­näyt­teenot­timella. Ydin pilkottiin tämän vuoksi paikan päällä kahden senttimetrin välein. Oik. Syvem­mällä sijaitsevista sedimen­teistä otettiin näyt­teitä maakairalla. Valokuva: Gustav Sohlenius, SGU.



Kuva 10. Sedimenttinäytteiden ottopaikat. Kaksi eteläisintä sijaintia ovat rannikkoalueella Rosån suiston ulkopuolella. Övre ja Nedre träsketin ylävirralla Sjulsmarkia ympäröivällä alueella on paljon aktiivista hapanta sulfaattimaata.

Käsin piirretyt kartat

Alue, jolla Pohjois-Pohjanmaan yleiskartoitus suoritettiin, on kooltaan noin 5464 km², ja siellä tehtiin yhteensä 2 324 havaintoa. Kaikkien kerättyjen havaintojen pohjalta tehtiin käsin piirrettyjä karttoja mittakaavassa 1:250 000 happamien sulfaattimaiden esiintymisen laajuudesta alueella. Käsin piirretyt esiintymiskartat laati asiantuntija, jolla on hyvät tiedot happamista sulfaattimaista ja kvartaarigeologiasta. Lyhyesti yleiskarttojen piirroksessa käytetään kerättyjä tietoja (kenttähavaintoja ja analyyseja) sekä olemassa olevien tietoja, kuten maalajikarttoja, aerogeofysiikan aineistoja ja LiDAR-karttoja (tarkkoja topografisia karttoja). Tähän mennessä on laadittu yleiskartta noin 3 106 km²:n kokoisesta alueesta (56,8 % koko tutkimusalueesta, kuva 23), joka perustuu 1 054 näytteenotokohdasta kerättyihin kenttätietoihin vuosina 2015 – 2017.. Syksyllä 2018 laadittiin kartat jäljellä olevista alueista. GTK:n laatimat todennäköisyyskartat julkaistaan GTK:n karttapalvelussa (<http://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>), ja ne ovat kaikkien saatavilla.

Mallinnus

Mallinnuksen avulla on laadittu karttoja, joista ilmenee, millä alueilla aktiivista ja potentiaalista hapanta sulfaattimaata todennäköisesti esiintyy. Osaksi on laadittu yleiskartta pohjoisen Pohjanlahden rannikkoalueista ja osaksi kaksi yksityiskohtaista karttaa, yksi Simojoen valuma-alueesta (89 km²) ja yksi Alterälvenin (458 km²), Alån (592 km²) ja Rosån (196 km²) valuma-alueista. Mallit perustuvat osittain tässä Interreg-hankkeessa (*Kustmynnande vattendrag*) ja Interreg-hankkeessa VIMLA tehtyihin havaintoihin ja osittain muihin käytettävissä oleviin tietoihin, esimerkiksi maalajikarttoihin. Kaikkia hankkeessa tehtyjä havaintoja ei ole sisällytetty mallinnukseen, koska niitä ei ollut tuolloin tallennettu tietokantaan. Lisäksi on laadittu aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuuslaskenta Norrbottenin kolmella valuma-alueella.

Esiintymiskartat

Happamien sulfaattimaiden esiintymiskarttoja laadinnassa käytettiin laajaa numeerista mallinnusta. Vastemuuttujan (happamien sulfaattimaiden esiintyminen tietyssä paikassa) ja ympäristömuuttujien (esimerkiksi kansalliset korkeusmallit ja maalajikartta) välistä yhteyttä on käytetty ennustettaessa tutkimattomien paikkojen todennäköisyysluokkaa. Tässä hankkeessa on käytetty mallinnusmenetelmää Random Forest sekä työkalua randomForest tilasto-ohjelmassa R (R Core Team 2014). Random Forest on luokitusalgoritmi (Breiman, 2001), joka perustuu suureen määrään luokituspuita, jotka yhdistetään lopputuloksen aikaansaamiseksi. Mallien vahvistusta varten vastemuuttujan havainnot jaettiin kahteen osaan niin, että 70 % havainnoista käytettiin mallin testaamiseen ja 30 % mallin validointiin.

Todennäköisyyskartta happamista sulfaattimaista pohjoisen Pohjanlahden rannikkoalueella (kuva 2) kattaa sekä SGU:n että GTK:n havainnot. GTK:n Suomessa viimeisten 9 vuoden aikana suorittama happamien sulfaattimaiden kartoitus käsittää yli 10 000 havaintoa, jotka on jaettu kahteen luokkaan: "ei happamaan sulfaattimaahan" ja "happamaan sulfaattimaahan". SGU on dokumentoinut viime vuosina huomattavasti harvempia paikkoja (hieman yli 1 000 havaintoa) ja käyttänyt tuolloin kolmea luokkaa: "ei hapanta sulfaattimaata tai sulfidimaata", "hapanta sulfaattimaata sulfidimaalla" ja "sulfidimaata". Ruotsin havainnot on tämän vuoksi jaettu uudelleen kahteen luokkaan pohjoisen Pohjanlahden karttaa varten. Pienten valuma-alueiden (kuva 2) karttaa varten Suomen havainnot Simojoelta on jaettu uudelleen kolmeen Ruotsissa käytettyyn luokkaan.

Ympäristömuuttujina käytettiin kansallista 20 m pikselin korkeusmallia (näytteitä otettu 2 m:stä) ja sen parametreja (taulukot 3 ja 4). Korkeusmallin parametrit lasketaan SAGA GIS:ssä (Conrad ja muut 2015) kahdesta kirjastosta, jotka ovat *ta_morphometry* (taulukko 3) ja *ta_hydrology* (taulukko 4). Kahden pienen valuma-alueen osalta käytettiin lisäympäristömuuttujana maalajikarttaa.

Mallin varmuutta pyrittiin parantamaan käyttämällä 1 215 pistettä, joissa pääteltiin maalajikartan perusteella, ettei kohteella voinut esiintyä hapanta sulfaattimaata. Nämä pisteet valittiin alueilta, joilla oli vuoria, ohut maapeite tai moreenia maalajikartassa. Ruotsin puolella käytettiin maalajikarttoja, joiden mittakaava oli parhaimmillaan 1:25 000 ja huonoimmillaan enintään 1:250 000. Kolmen valitun luokan monikulmiot yhdistettiin ja puskuroitiin negatiivisesti 200 metriä kartoitusrajojen virhemarginaalien minimoimiseksi. Sitten pisteet satunnaistettiin.

Mallinnuksen esityksessä käytettiin kokonaistarkkuutta ja kappa. Kokonaistarkkuus lasketaan jakamalla oikein luokiteltujen havaintojen määrä havaintojen kokonaismäärällä. Kappa kertoo, miten paljon parempi tai huonompi luokitus on verrattuna sattumanvaraiseen mahdollisuuteen.

Taulukko 3. Kirjaston ta_morphometry parametrit.

Parametri	Kuvaus
Slope (slope)	Maanpinnan kaltevuus
Multiresolution Index of valley bottom flatness (mrvbf)	Laakson ja pohjan tasaisuus
Relative Heights (valdepth)	Laakson syvyys
Slope position (midslope)	Sijainti rinteessä
Terrain surface convexity (TSC)	Tiettyjen konveksisten solujen ja muiden solujen välinen suhde
Terrain Ruggedness Index (TRI)	Maaston heterogeenisuus
Topographic Position Index (TPI)	Sijainti ympäristöä ylempänä tai alempana

Taulukko 4. Kirjaston ta_hydrology parametrit.

Parametri	Kuvaus
Flow accumulation (flowaccu)	Helpoin virtausreitti kullekin solulle
Slope length factor calculation (slfactor)	Rinteen pituus
Saga wetness index (sagawi)	Valuma-alueen ja rinteiden välinen suhde, kuvastaa virtauksen kertymistä

Luotavaa mallia käytetään yhdessä kaikkien ympäristömuuttujien kanssa ennustettaessa happamien sulfaattimaiden esiintymistä koko alueella. Kustakin paikasta noudetaan kunkin ympäristömuuttujan arvo. Sen jälkeen lasketaan kunkin luokan todennäköisyys paikassa. Tuloksena on todennäköisyyskartta kullekin luokalle. Visualisointia varten laaditaan myös kartta, joka osoittaa, mikä luokka esiintyy todennäköisimmin kussakin paikassa. Simojoen valuma-alueen mallinnettua esiintymiskarttaa verrattiin GTK:n asiantuntijoiden käsin piirtämään esiintymiskarttaan, joka perustui samoihin näytteenottopisteisiin kuin mallinnus.

Tilavuuden lasku

Laskettaessa aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuutta tässä hankkeessa tutkituilla kolmella valuma-alueella Ruotsissa käytettiin toista luokitusalgoritmia (multiple linear regression, Venales ja Ripley, 2002), jonka avulla laadittiin aktiivisen happaman sulfaattimaan esiintymiskartta ja todennäköisyyskartat. Mallinnusmenetelmää on käytetty multinom-työkalun avulla tilasto-ohjelmassa R (R Core Team 2014). Multiple linear regression tarkoittaa lineaarista regressiota, jonka avulla selitetään suhdetta jatkuvasti itsenäisen muuttujan ja vähintään kahden epäitsenäisen muuttujan (ympäristömuuttujan) välillä. Aktiivisen happaman sulfaattimaan syvyys on laskettu käyttämällä luokitusalgoritmia Quantile Regression Forests (Meinshausen, 2006) mallinnusmenetelmällä quantregForest tilasto-ohjelmassa R (R Core Team 2014). Kunkin pikselin syvyys on laskettu koko alueella käyttäen pohjana mitattua aktiivisen happaman sulfaattimaan syvyyttä kentällä ja ympäristöparametreissa. Aktiivisen happaman sulfaattimaan syvyys lasketaan koko alueelta, joten multiple linear regression -mallin tuloksia käytettiin sulkemaan pois alueet, joilla ei ole aktiivista hapanta sulfaattimaata.

Kunkin pikselin mallinnettu syvyys kerrotaan tämän jälkeen todennäköisyydellä aktiivisen happaman sulfaattimaan esiintymiselle juuri kyseisen pikselin osalta. Näin lasketaan kunkin pikselin todennäköinen syvyys. Kaikkien pikseleiden todennäköisen syvyyden summa kerrotaan pikselitarkkuudella (20*20 m). Näin lasketaan aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuus Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueilla.

Tilavuuslaskennan tulosta käytetään sitten yhdessä maakemian tulosten kanssa laskettaessa alueelta irronneiden erilaisten metallien todennäköistä määrää.

Salaojitetut koekentät

Suomessa on perustettu vastaavia koekenttiä aikaisemmin (Uusi-Kämpä ja muut, 2013). Norrbottenin läänin lääninhallitus valtuutti Österbottens Svenska Lantbrukssällskapin (Pro Agria) suunnittelemaan ja johtamaan toimenpiteitä kentällä. Yhteisymmärryksessä lääninhallituksen kanssa laadittiin kentälle salaojitussuunnitelma, jonka tarkoituksena oli mukauttaa kokeilu todellisiin kenttäolosuhteisiin (liite 2).

Kentällä on noin 3 ha viljelymaata, jossa on pinnanmuodoltaan sekä tasaisempi ja jyrkempi osaalue. Tasaisempi alue sijaitsee kentän lounaisosassa ja soveltuu poistovirtauksen säätelyyn. Jyrkempi osa sijaitsee kentän koillisosassa ja soveltuu paremmin salaojitukseen ilman säätöä. Tasaisen eteläosan maa on ollut ennen koekentän perustamista hyvin märkää, eikä sitä ole voitu viljellä moneen vuoteen. Koekentän matalin osa koostuu kolmesta säädellystä alueesta (osa-alueet 1–3), jotka on erotettu toisistaan 1,5 m korkealla vahvistetulla muovikalvolla asennettuna 1,9 metrin keskisyvyyteen. Muovikalvo minimoi pohjaveden diffuusit vuodot kentältä ja pakottaa poistoveden kulkemaan kaivon kautta kullakin kentällä. Säätelämättömään korkeimpaan osaan (osa-alue 4) ei ole asennettu muovikalvoa. Koko kentän ylin kerros (noin 0,4 m) muodostaa noin 3 ha:n yhtenäisen viljelykelpoisen kentän. Asennetun muovikalvon kokonaispituus on 822 m.

Osa-alue 1 kattaa 0,72 ha, ja se on koekentän alimpana sijaitseva alue (liite 2). Alue on rajattu muovikalvolla (asennetaan edellä olevien ohjeiden mukaisesti), mutta sille ei ole järjestetty mahdollisuutta säädellä pohjavesitasoa. Osa-alue 2 kattaa 0,60 ha, joka on rajattu muovikalvolla ja varustettu säätökaivolla. Osa-alueet 1 ja 2 viettävät noin 0,2–0,3 m alaspäin koillisesta lounaaseen. Osa-alue 3 kattaa 0,54 ha ja muovikalvon, säätökaivon sekä vedenottoaivon, jolloin alueelle voidaan ohjata vettä läheisistä pintavesistä kuivina ajanjaksoina altakastelun avulla. Osa-alueella 3 rinne on jonkin verran jyrkempi verrattuna alueisiin 1 ja 2, noin 0,5–0,7 m. Osa-alue 4 kattaa 1,25 ha, jota ei ole rajattu muovikalvolla eikä varustettu säätökaivolla. Tämä alue on koekentän ylimmässä kohdassa, ja myös sen kaltevuus on suurin eli noin 2,5 m.

Salaojakourun pohjaan levitettiin sorakerros, jonka tarkoituksena oli estää maahiukkasten joutuminen poistoveteen. Osa-alueella 4 sora vaihdettiin puuhakkeeseen. Ajatuksena on, että hakkeen orgaaninen materiaali sitoo rautaa ja estää näin ollen rautajäämien kertymisen putkiin. Osa-alueella 4 ei ole säätelyä, joten pohjavesitaso on pitkälti alempana kuin salaojaputket. Ympäröivissä avoimissa ojissa suoritettiin ojanperkausta talvella 2016. Salaojitus ja kaivot rakennettiin kesällä ja syksyllä 2016.

Kaivojen säätösyvyydeksi on asetettu 70–80 cm. Säätö voidaan avata niin, että poistovesi virtaa suoraan kaivon läpi ulos avoimeen ojaverkkoon. Säätö voidaan avata lumen sulaessa koneellisen maanviljelyn mahdollistamiseksi keväällä ja sulkea sitten, jotta pohjavesitaso pysyy mahdollisimman korkeana minimoiden maan hapettumisen ja happaman sulfaattimaan muodostumisen.

Toimenpiteiden seuranta

Pohjavesitasojen mittaus

Pohjavesitasoja on mitattu jatkuvasti kullakin osa-alueella sen seuraamiseksi, miten salaojitus toimii erilaisissa hydrologisissa olosuhteissa (liite 3). Pohjavesiputkia on asennettu jokaiselle neljästä osa-alueesta (GR1, GR2, GR3 ja GR4), joiden pohjavesitaso on mitattu kiinteälle etäisyydelle maanpinnasta ripustetun painemittarin avulla. Myös ilmanpaine mitattiin laskettaessa paine-eroa pohjavesitasosta alas mittarin asennussyvyyteen asti.

$$p_x = p_h - p_a$$

(Jossa p_x = paine-ero välillä mittarin asennussyvyys – ilmakehä [kPa], p_h = absoluuttinen paine mittarin asennussyvydessä [kPa], p_a = absoluuttinen ilmanpaine [kPa])

Etäisyys pohjavesitasosta mittarin asennussyvyyteen on laskettu seuraavasti:

$$h = \frac{P_x}{\rho \cdot g}$$

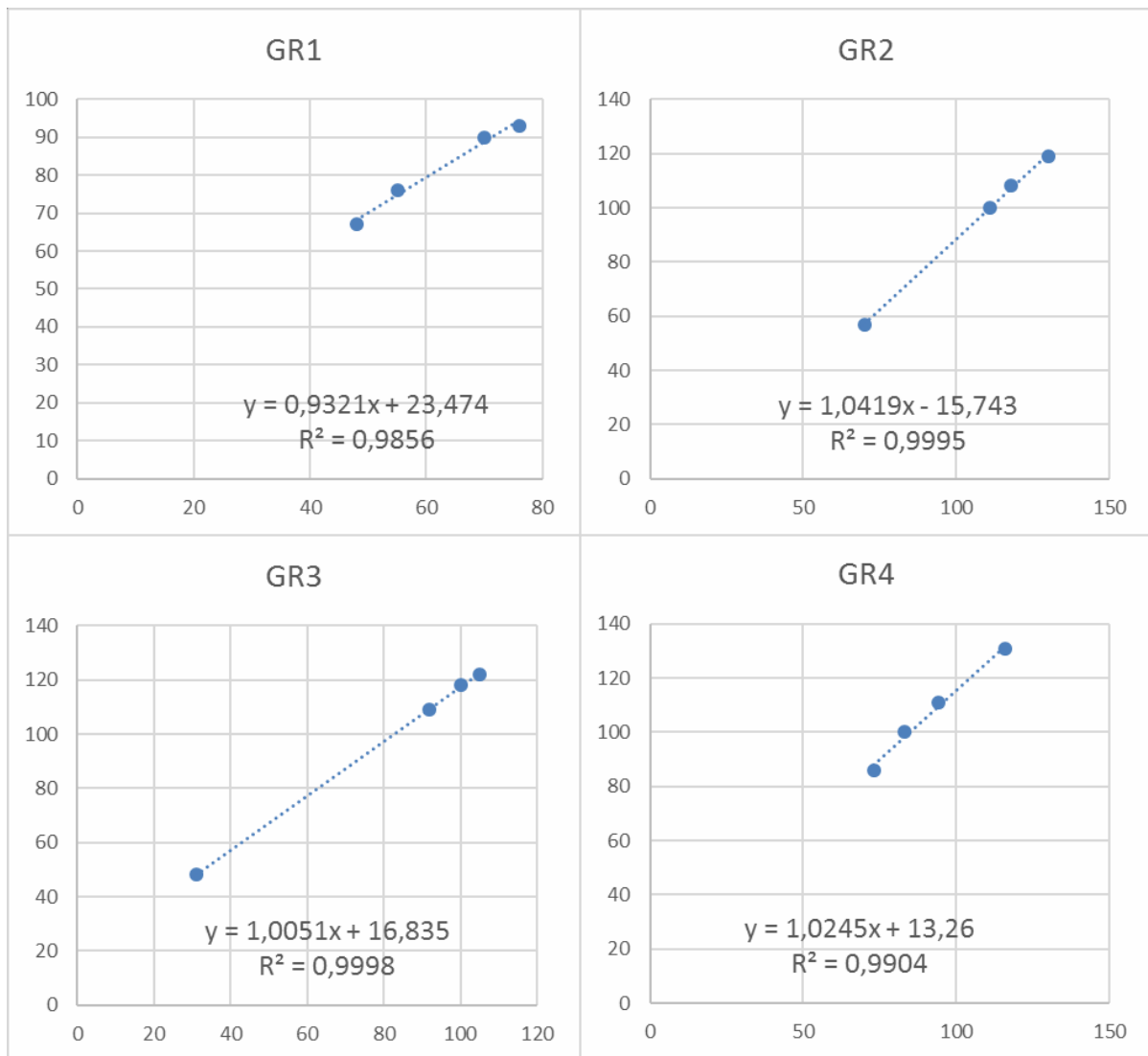
(Jossa h = etäisyys pohjavesitaso – mittarin asennussyvyys [m], ρ = pohjaveden densiteetti, g = painovoiman kiihtyvyys [m/s^2]). on asetettu laskelmassa arvoon $9,82 m/s^2$).

Lopuksi laskettiin etäisyys maanpinnasta alas pohjaveden pintaan vähentämällä h maanpinnan ja mittarin asennussyvyyden välisestä etäisyydestä:

$$h_{GVY} = h_i - h$$

(Jossa h_{GVY} = pohjavesitaso (m) ja h_i = etäisyys maanpinnan ja mittarin asennussyvyyden välillä).

Paine on kirjattu tunnin välein, ja tietojen pohjalta on sitten laskettu vuorokauden keskiarvo tietojen käsiteltävyyden parantamiseksi. Pohjavesitaso on myös mitattu kentällä syvyysluotaimen avulla neljä kertaa. Näitä tietoja on sitten verrattu kirjattuihin tietoihin (h_{GVY}) Excelin hajontadiagrammin avulla (kuva 11). Näiden diagrammien avulla on laskettu lineaariset regressioyhtälöt Excelin pohjalta kullekin valvotulle pohjavesiputkelle. Regressioyhtälöiden avulla on sen jälkeen kalibroitu kirjatut tiedot kentällä mitattuihin tietoihin. Lineaarinen yhteneväisyys verrattujen tietojoukkojen välillä oli hyvä, koska selitysaste (R^2) oli suurempi kuin 0,99 kaikissa neljässä pohjavesiputkessa. Kalibroitu pohjavesitaso laskettiin asettamalla arvo = h_{GVY} kuvan 1 yhtälöissä. Laskennan tulos y on kalibroitu pohjavesitaso metreinä maanpinnan alapuolella.



Kuva 11. Yksinkertainen lineaarinen regressioanalyysi mitatusta (y) ja kirjatusta (x) pohjavesitasosta neljässä pohjavesiputkessa. Regressioyhtälön avulla kalibroitiin kirjatut tasot mitattuihin tasoihin.

Virtaustiedot on noudettu SMHI:n vattenwebistä (2018), joka sisältää mallinnettuja tietoja koekentän sijainnista osavaluma-alueelta 41802.

Vesikemiallisten parametrien mittaus

Vesikemiallisia parametreja on mitattu pääasiassa pH-arvojen ja johtavuuden kenttämittauksilla sekä kirjaamalla johtavuus. Vesikemiaa on mitattu sekä ennen salaojituksen asennusta että sen jälkeen ja sekä pinta- että pohjavedestä. Veden johtavuutta (sähkönjohtokykyä) on pidetty tärkeimpänä mitattavana vesikemiallisena parametrina, koska johtavuuteen vaikuttaa voimakkaasti suurentunut sulfaattipitoisuus, joka on seurausta potentiaalisen happaman sulfaattimaan muuttumisesta aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi (Myrstener, 2012). Vesinäytteissä on eniten merkitystä alumiini- ja mineraalipitoisuuksilla, koska nämä aineet voivat olla suoraan tappavia (kiduksiin kertyvä alumiini voi aiheuttaa kalakuolemia) tai myrkyllisiä. Vesikemiallisen seurannan tarkoituksena on tutkia, väheneekö happamoittavien aineiden ja metallien liukeneminen ajan mittaan, kun toimenpiteitä on toteutettu. Luultavasti tällaisen seurannan aikajänne on pitempi kuin hankkeen kesto. Lääninhallituksen tavoitteena onkin jatkaa vesikemian seuranta hankkeen päätyttyä.

PH-arvojen ja johtavuuden kenttämittaus suoritettiin mittausyksiköllä Hach HQ 30d sekä johtavuusanturilla Hach CDC40105 ja pH-anturilla Hach PHC10105. Yksittäisiä mittauksia suoritettiin kenttäinstrumentilla Hanna HI991300, joka mittaa pH-arvon ja johtavuuden samalla anturilla. Kaikki mittaukset suoritettiin valmistajan ohjeiden mukaisesti kalibroimalla ratkaisuihin, joiden johtavuus- ja pH-arvot tunnetaan. Kaikki pH-kalibroinnit suoritettiin kaksipistekalibrointeina käyttäen kalibroitiliuoksia, joiden pH-arvot olivat 4 ja 7. Mittausprosessia pyrittiin tehostamaan kentällä noutamalla kustakin näytteenotokohdasta vettä näytesyliöissä. Johtavuus ja pH-arvo mitattiin sitten näytesyliöistä 1,5 tunnin kuluessa näytteenotosta. Pohjavesi noudettiin pohjavesiputkista kertakäyttöisellä muovinäytteenottimella. Alkuaineanalyysiä varten otettiin vesinäytteitä suoraan näytesyliöön pintavedestä ja kertakäyttöisillä näytteenottimilla pohjavesiputkista. Näytteet lähetettiin analysoitaviksi valtuutettuun laboratorioon näytteenottopäivänä.

Johtavuus on kirjattu pohjavesiputkista, jotka on asennettu ennen salaojituksen käyttöönottoa (GR0), ja kaikista kaivoista (BR1, BR2 ja BR3). Katso mittauspaikkojen sijainnit kentällä liitteestä 3. Parametreista kirjattiin johtavuus ja lämpötila. Kirjatun johtavuuden lämpötila korjattiin tiettyyn konduktanssiin lämpötilassa 25°C:essä käyttäen lähtökohtana kaavaa (valmistajan ohjeiden mukaan):

$$Y_e = C_s \cdot (1 - ((25 - T) * a/100))$$

(Jossa Y_e = kirjattu johtavuus [$\mu S/cm$], T = veden lämpötila [$^{\circ}C$], C_s = ominaiskonduktanssi 25°C:essä, a = lineaarinen lämpötilakerroin [$\%^{\circ}C$]).

a korvattiin arvolla, joka laskettiin edellä olevalla kaavalla tunnetuista arvoista, joiden konduktanssi oli mitattu kentällä ($\mu S/cm$), kirjatusta johtavuudesta ($\mu S/cm$) ja kirjatusta veden lämpötilasta (T [$^{\circ}C$]). Johtavuuden kirjauksessa GR0:ssa käytettiin 11 mittaustilanteen tietoja, jolloin saatiin keskiarvoksi 1,90 $\%^{\circ}C$ (taulukko 5). Se on lähellä arvoa 1,91, jota suositellaan amerikkalaisen vesitutkimusstandardin mukaisesti (*standard methods.org*, 2018). Sen jälkeen voitiin laskea tulos koko kirjatulle tietojoukolle käyttäen 22.3.2016 - 16.5.2018 mitattuja arvoja.

Taulukko 5. Selvitys lasketuista arvoista lineaariselle lämpötilakertoimelle a tiedoilla 11 pohjavesimittauksesta GR0:ssa sekä a :n laskettu keskiarvo, jota käytettiin lämpötilakorjatun määrätyn konduktanssin laskentaan.

Päivämäärä	T	Y_e	C_s	a
22.3.2016	1,90	505	907	1,92
20.4.2016	1,64	521	830	1,59
13.5.2016	3,52	495	653	1,12
14.6.2016	7,54	561	758	1,49
28.6.2016	9,14	580	813	1,80
10.8.2016	12,29	527	802	2,70
26.10.2016	7,81	516	804	2,08
21.11.2016	5,46	321	823	3,12
21.6.2017	5,28	939	1212	1,14
9.10.2017	8,88	636	872	1,68
25.10.2017	8,06	580	947	2,29
Keskiarvo, a :				1,90

Kaivojen johtavuuskirjauksesta tehtiin sama laskelma. Tiedonkeruulaitteen lukuvirheen takia BR3:ssa osa-alueen 3 tiedot puuttuvat 9.10.2017 edeltävältä ajalta. Käytetyt 9 mittauksen tiedot tuottivat keskiarvon 2,50 %/°C (taulukko 6), joka on suurempi kuin GR0:lle laskettu arvo.

Taulukko 6. Selvitys lasketuista arvoista lineaariselle lämpötilakertoimelle a tiedoilla 9 kaivovesimittauksesta BR1:ssä, BR2:ssa ja BR3:ssa sekä a:n laskettu keskiarvo, jota käytettiin lämpötilakorjatun määrätyn konduktanssin laskentaan.

Päivämäärä	Kaivo	T	Y _e	C _s	a
21.6.2017	BR1	5,26	661	1442	2,74
17.7.2017	BR1	7,34	705	1465	2,94
26.9.2017	BR1	9,08	669	1580	3,62
9.10.2017	BR1	8,59	696	1217	2,61
21.6.2017	BR2	7,33	760	1052	1,57
17.7.2017	BR2	11,01	644	1065	2,82
26.9.2017	BR2	9,32	622	927	2,10
9.10.2017	BR2	8,68	661	890	1,57
9.10.2017	BR3	8,74	645	1093	2,52
Keskiarvo, a:					2,50

Aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välisen vaihtumisvyöhykkeen tarkistus

Maaperäprofiilit on otettu ennen ja jälkeen toimenpiteen sen selvittämiseksi, onko aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välinen vaihtumisvyöhyke siirtynyt maakerroksissa. Jos pohjavesitaso on muuttunut kentällä salaojituksen seurauksena, myös edellytys hapon imeytymiselle maahan tulisi muuttua. Tämän vuoksi on odotettavissa tietty vaihtumisvyöhykkeen muutos aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välillä. Jokaisesta maaprofiilista mitataan pH 20 cm välein, ja osasta profiileista otetaan näytteet alkuaineanalyysiin aktiivisesta sulfaattimaakerroksesta, vaihtumisvyöhykkeestä ja potentiaalisesta sulfaattimaakerroksesta.

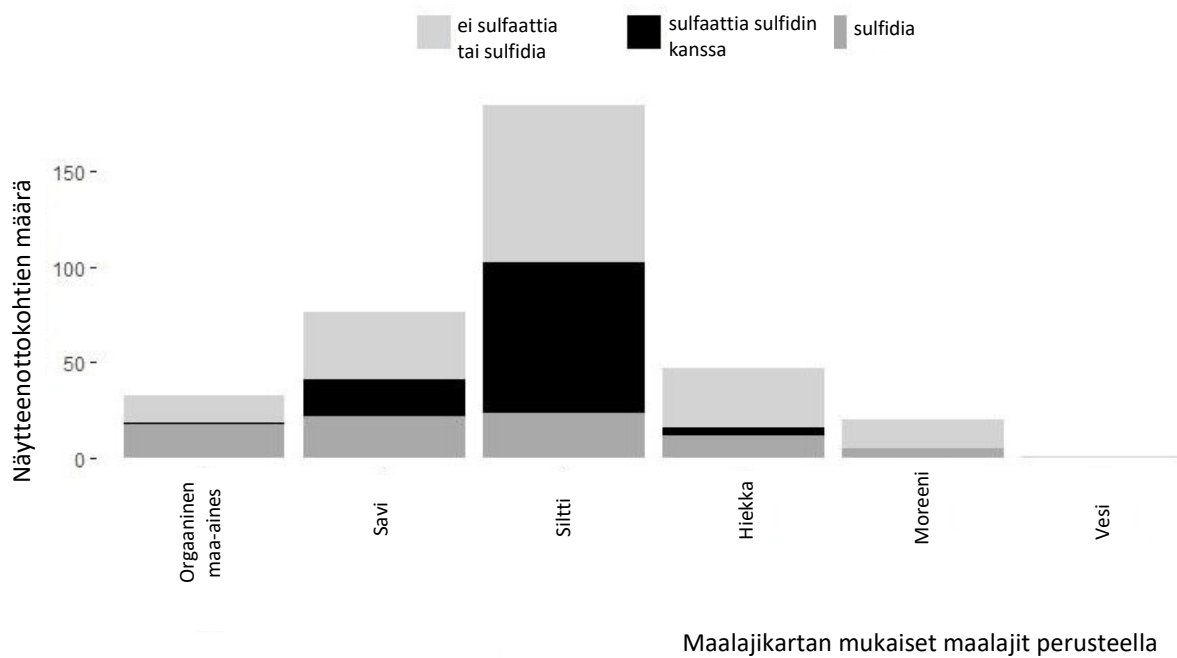
TULOKSET

Kenttähavainnot ja kemialliset analyysit

Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alue

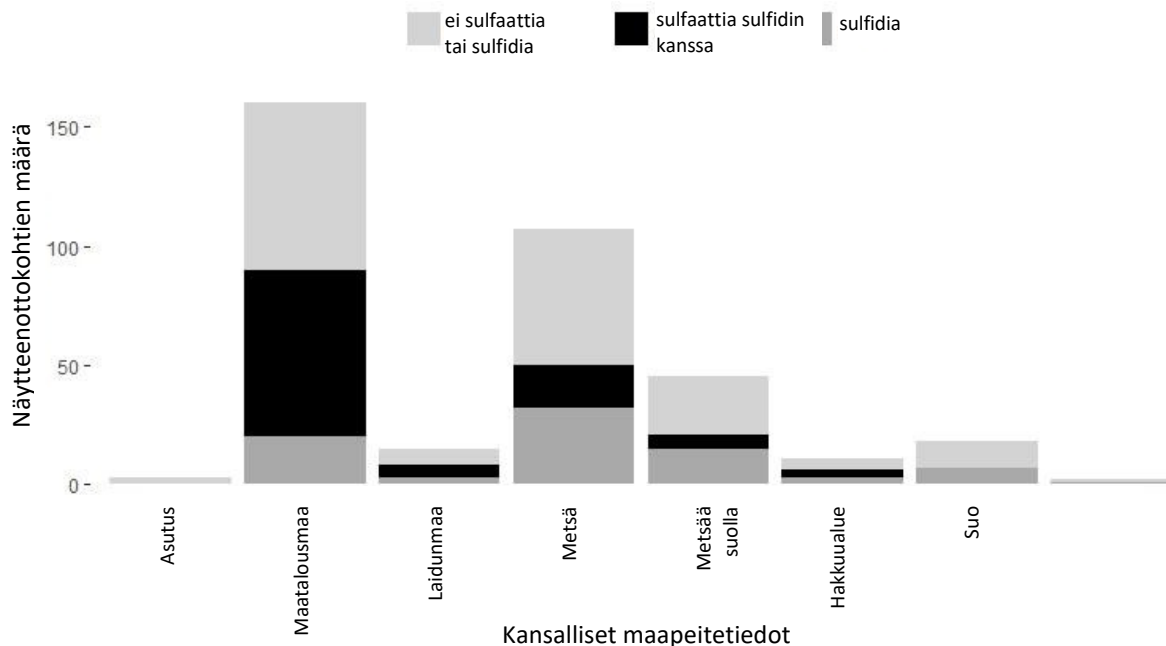
Vuosina 2016 ja 2017 otettiin näytteitä 361 paikasta Alån, Rosån ja Alterälvenin valuma-alueilta, 4 435 pH-mittausta suoritettiin kentällä ja 504 näytettä vietiin laboratorioon hapetettaviksi 10 - 19 viikon ajaksi. Laboratoriossa pH-arvo laski alle neljään 250 näytteessä. Muissa 254 näytteessä pH-arvo ei laskenut alle neljään. Kentällä ja laboratoriossa tehtyjen pH-mittausten avulla luokiteltiin kukin sijainti johonkin kolmesta mallinnusluokasta: "ei sulfaattimaata tai sulfidimaata", "sulfaattimaata sulfidimaalla" ja "sulfidimaata". Suuri osa kohdesijainneista (178) luokiteltiin "ei sulfaattimaaksi eikä sulfidimaaksi", 102 sijaintia luokiteltiin "sulfiittimaaksi sulfidimaalla" ja 81 sijaintia luokiteltiin "sulfidimaaksi".

Maalajikartan mukaan suurin osa savi- ja silttialueen näytteistä sijaitsi "sulfiittimaassa sulfidimaalla" ja "sulfidimaassa", kun sulfidisijainnit olivat pääasiassa turve-, savi- ja silttimaassa (kuva 12).

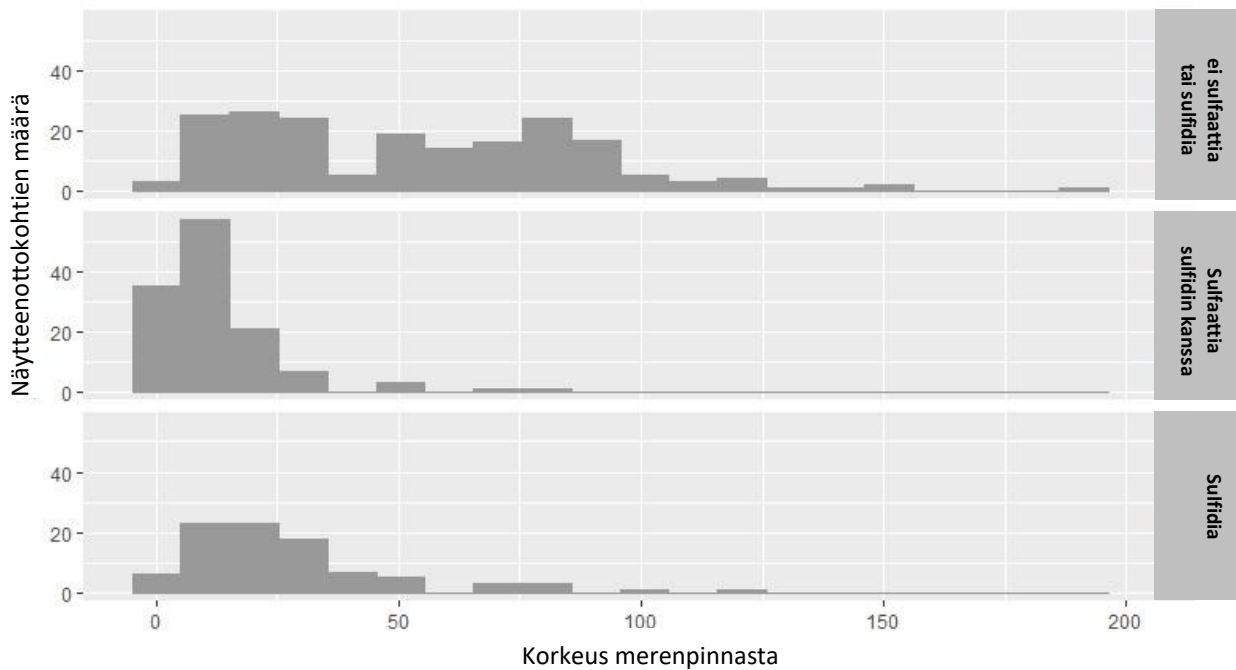


Kuva 12. Luokiteltujen näytesijaintien jakautuminen SGU:n maalajikartassa määriteltyihin maalajeihin.

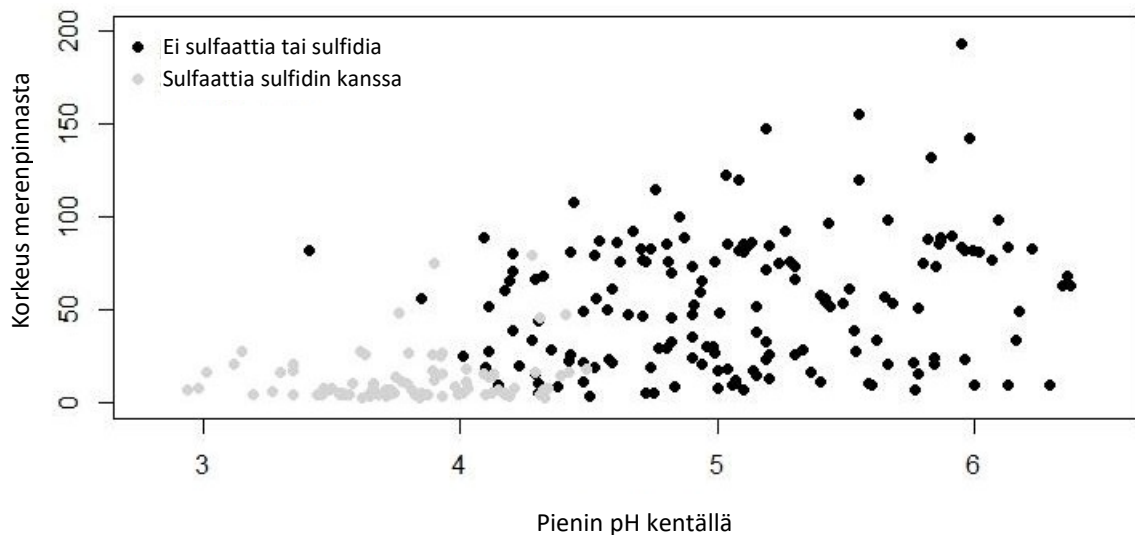
Suurin osa näytteenotuspisteistä sijaitsee maatalousmaalla, jolla luokka "sulfaattimaa sulfidimaalla" on dominoiva (kuva 13). Yhdenkään "sulfaattimaa sulfidimaalla" -luokituksen saaneen näytepisteen taso ei ole korkeampi kuin 90 m merenpinnan yläpuolella (kuvat 14 ja 15). Sitä vastoin muutamia harvoja sulfidisijainteja löytyi jopa 130 metrin korkeudelta merenpinnan yläpuolella (kuva 14). Littorina-raja sijaitsee alueella noin 160 m merenpinnan yläpuolella.



Kuva 13. Luokiteltujen näytteenotossijaintien jakautuminen kansallisten maapeitetietojen mukaan Ruotsissa.



Kuva 14. Luokiteltujen näytteenottosijaintien jakautuminen funktiona korkeudelle merenpinnasta.



Kuva 15. Kentän alin pH verrattuna etäisyyteen merenpinnasta kussakin näytteenottosijainnissa, jossa on hapettunut kerros.

Maakemia

Alla on esitetty joukko neljän kohteen tuloksia 46 tutkitusta kohteesta (Porsnäs 2, kuva 16, Sjulsmark 1, kuva 17, Farbrorsmyren, kuva 18 ja Kvarnmyranin pellot, kuva 19). Kohteet valittiin sen mukaan, että ne edustavat sekä aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi luokiteltuja maita (Porsnäs 2 ja Sjulsmark 1) että muita skohteita (Farbrorsmyren ja Kvarnmyranin pellot). Kaikki kohteet ovat kolmella tutkitulla valuma-alueella Ruotsissa. Farbrorsmyren on entinen peltoalue, joka on poistettu käytöstä melko äskettäin. Kolme muuta kohdetta ovat paikoissa, joita käytetään nykyään peltolina. Porsnäs 2 sijaitsee paikalla (Bäverfältet), jolla lääninhallitus on yrittänyt vähentää happaman sulfaattimaan vaikutusta salaojituksen avulla. Kaikki kohteet ovat paikoissa, jotka muodostuvat maalajikartan mukaan savesta ja siltistä. Porsnäs 2 on 4,5 m merenpinnan yläpuolella, Sjulsmark 1 16,8 m merenpinnan yläpuolella, Farbrorsmyren 86 m merenpinnan yläpuolella ja Kvarnmyran 26 m merenpinnan yläpuolella.

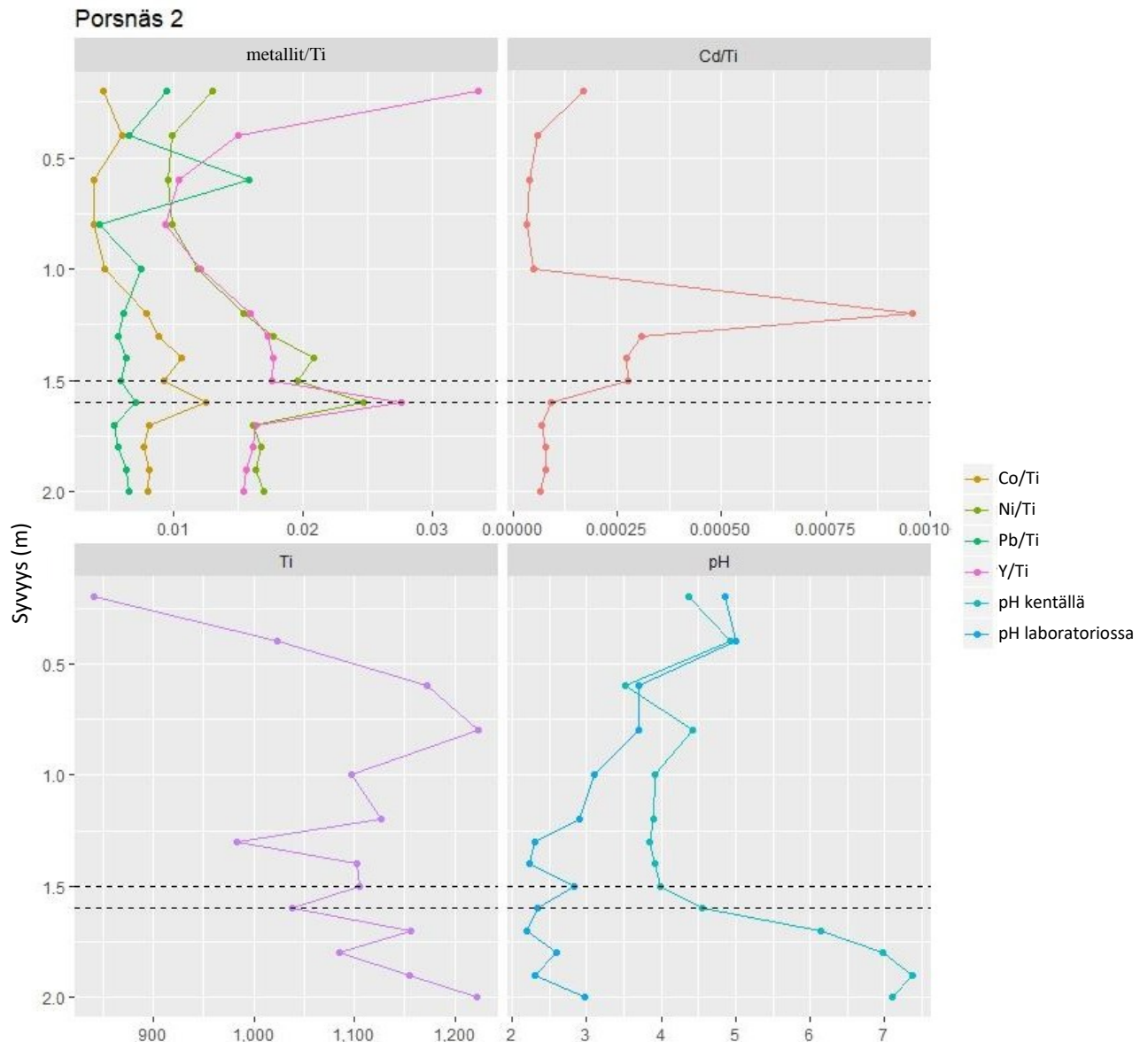
Analysoitujen metallien pitoisuudet on jaettu titaanipitoisuudella (Ti) kompensoimaan metallipitoisuuksien eroja, jotka johtuvat maaprofiilin hiukkaskokojakauman vaihteluista. Sijainnit Porsnäs 2 (kuva 16) ja Sjulsmark 1 (kuva 17) on luokiteltu aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi, jossa syvimmällä olevat näytteet koostuvat potentiaalisesta happamasta sulfaattimaasta (sulfidipitoisesta maasta). Näissä kahdessa kohteessa ylimpien maahorisonttien pH-arvo on alle 4 ja alimpien näytteiden yli 6. Kun nämä syvältä otetut näytteet hapetettiin laboratorioissa, pH-arvo laski kuitenkin alle 4:ään. Sijainneissa Farbrorsmyren (kuva 18) ja Kvarnmyranin pelto (kuva 19) on suuremmat pH-arvot, eikä niitä näin ollen ole luokiteltu aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi. Syvimmältä otetuissa Kvarnmyranin näytteissä on kuitenkin inkuboinnin jälkeen alle 3:n pH-arvo. Kohde on tämän vuoksi luokiteltu potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi. Myös alimpien Farbrorsmyrenin näytteiden pH-arvo on inkuboinnin jälkeen huomattavasti pienempi kuin kentällä. pH ei ole kuitenkaan niin matala, että kohde luokiteltaisiin potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi. Sijainneista Porsnäs 2 ja Sjulsmark 1 otettiin näytteitä myös aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta inkubointia varten. Tulokset osoittavat eroja inkuboinnin jälkeen. Useissa Porsnäs 2:n aktiivisen happaman maan näytteissä on huomattavasti alempi pH-arvo hapettamisen jälkeen. Aktiiviseen happamaan maahan on voinut jäädä sulfidimineraalia, joka on hapettunut inkuboitessa ja luonut näin vieläkin happamammat olosuhteet. Sjulsmarkin näytteissä on useissa tapauksissa korkeampi pH-arvo inkuboinnin jälkeen, mikä tarkoittaa sitä, että kentällä mitatut arvot ovat liian matalia. On syytä huomauttaa, että kentällä mitatut pH-arvot olivat huomattavasti alhaisempia kuin alueella esiintyvistä aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta yleensä mitatut arvot.

Ti-pitoisuuksien vaihtelut heijastavat hiukkaskoon todennäköisiä vaihteluita, koska matalat Ti-pitoisuudet johtuvat suhteellisen karkeajakoisesta materiaalista. Syvimmältä Farbrorsmyreniltä otetut näytteet esimerkiksi ovat hiekkaisempia kuin ylempänä sijaitsevat materiaalit. Alempi Ti pintakerroksessa on luultavasti seurausta karkeajakoisemmasta materiaalista. Useissa kohteissa ilmeni suhteellisen matalia Ti-pitoisuuksia analysoiduissa näytteissä, jotka olivat lähimpänä maanpintaa. Aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että Norrbottenin rannikkoalueiden savi- ja silttimaiden päällä on usein kerros, joka sisältää enemmän hienoa hiekkaa (Fromm 1965). Tämä voi selittää täällä mitatut alemmat Ti-pitoisuudet.

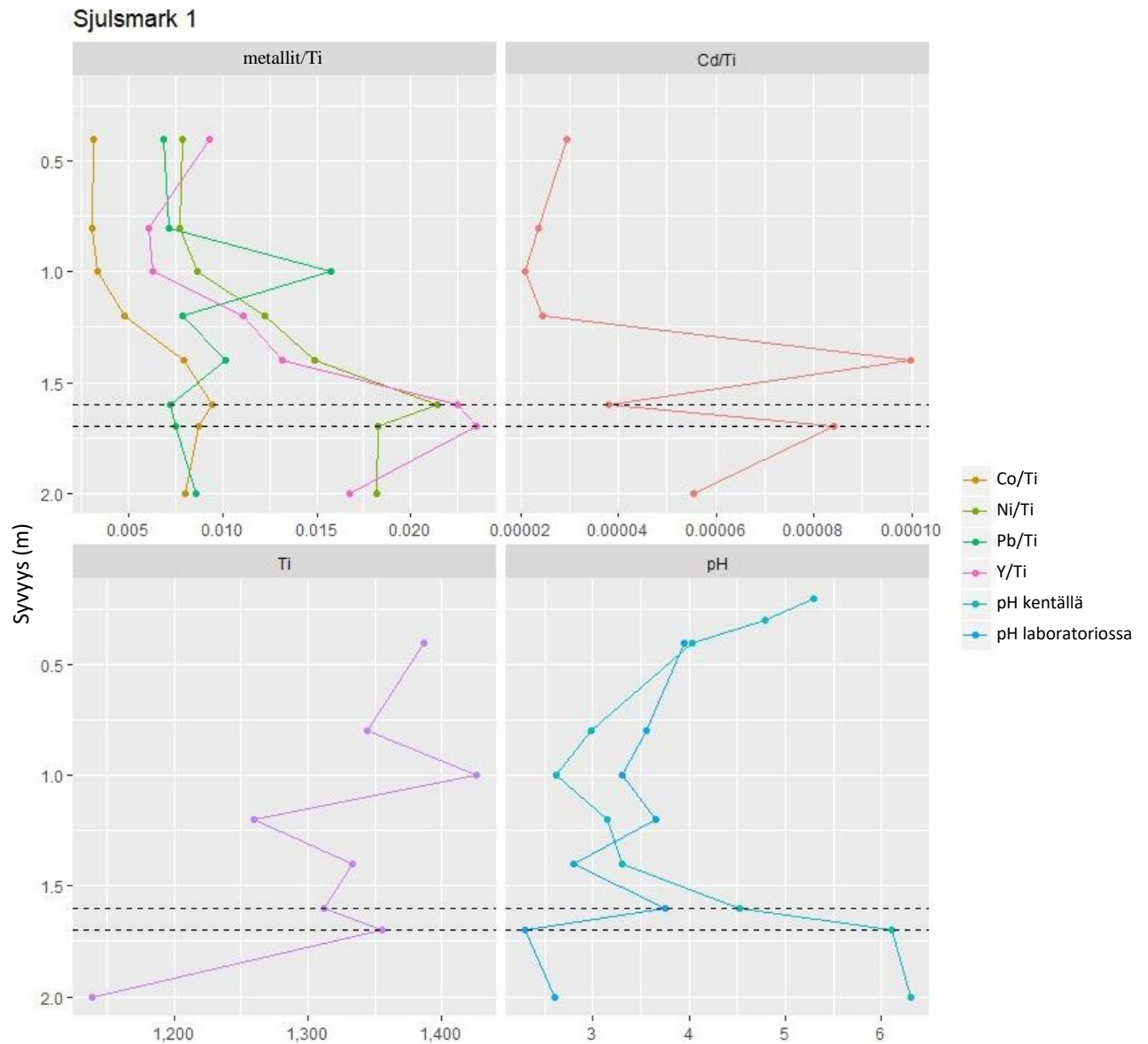
Muiden alkuaineiden osalta profiileissa on eroja kaikissa neljässä sijainnissa. Sjulsmark 1:n ja Porsnäs 2:n aktiiviselle happamalle sulfaattimaalle ovat kuitenkin tyypillisiä huomattavasti alemmat kiintiöt Co/Ti, Y/Ti, Cd/Ti ja Ni/Ti hapettuneessa maassa verrattuna kiintiöihin, jotka on mitattu alapuolisesta tiivistyneestä maasta. Tämä osoittaa, että nämä elementit ovat todennäköisesti irronneet kyseisistä aktiivisista happamista sulfaattimaista. Tämä on erityisen selvää Sjulsmark 1:ssä (kuva 17). Kahdessa sijainnissa, jotka käsittävät aktiivista hapanta sulfaattimaata, on suuria määriä edellä mainittuja elementtejä aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välisellä siirtymävyöhykkeellä. Pb/Ti-suhde osoittaa sen sijaan vain pieniä vaihteluita kahdella aktiivista hapanta sulfaattimaata käsittävällä alueella (kuvat 16 ja 17, Porsnäs 2 ja Sjulsmark 1). Tämä tarkoittaa sitä, ettei happamista maista ole irronnut lyijyä tai sitä on irronnut vain vähän.

Kvarnmyranissa (kuva 18) alin analysoitu maakerros koostuu potentiaalisesta happamasta sulfaattimaasta, joten paikassa on happamoitettavaa sulfidimineraalia. Tämän vuoksi voidaan ajatella, että hapettuneessa lähimpänä maanpintaa olevassa kerroksessa on ollut aiemmin matalampi pH-arvo, joka on voinut aiheuttaa tiettyjen elementtien liukenemisen. Ni/Ti- ja Cd/Ti-määrät ovat myös pienemmät hapettuneessa maassa verrattuna sen alla olevaan maahan Kvarnmyranissa. Tämä ei ole kuitenkaan yhtä selkeää kuin aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta koostuvissa kohteissa. Kvarnmyranissa ei ole myöskään suuria metallipitoisuuksia sisältävää vaihettumisvyöhykettä, toisin kuin kahdessa kohteessa, jotka koostuvat aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta. Myös Farbrorsmyrenissä on eroja Cd/Ti:ssä ja Y/Ti:ssä hapettuneen ja pelkistyneen alapuolisen maan välillä. Tässä kohteessa alin pelkistynyt kerros koostuu kuitenkin karkearakeisemmasta maa-aineksesta, joten erilaiset määrät voivat johtua mineralogisista eroista.

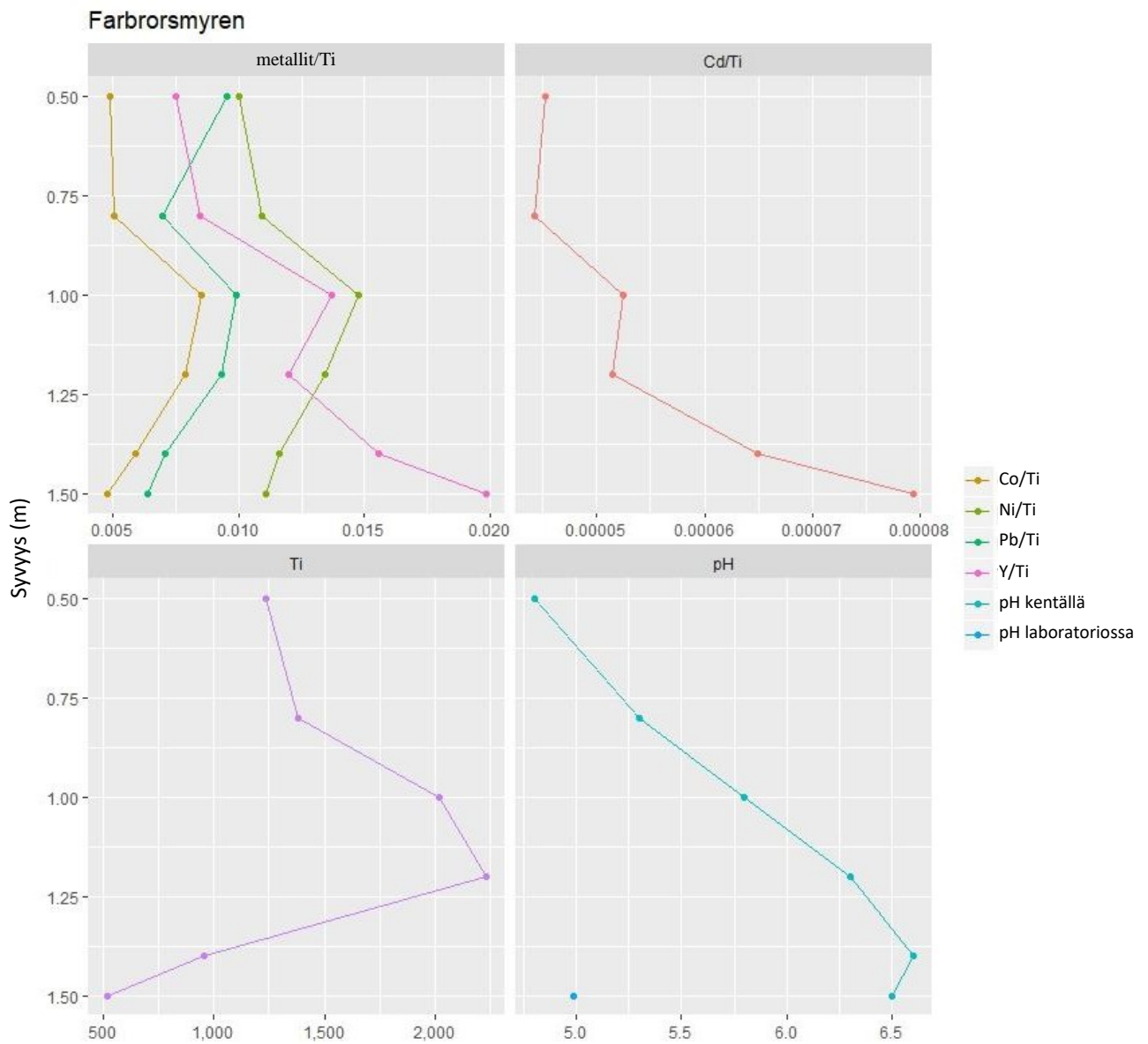
Useassa kohteessa analysoitiin rikkipitoisuuksia, ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan näytteissä on usein suhteellisen suuri rikkipitoisuus. Porsnäs 2:n näytteet esimerkiksi osoittavat, että pelkistyneen potentiaalisen happaman sulfaattimaan rikkipitoisuus on noin 2 %, eli maassa esiintyy sulfidimineraalia. Orgaanisen materiaalin osuus on noin 2 % Porsnäs 2:sta ja Sjulsmark 1:stä otetuissa näytteissä, mutta pienempi kahdessa muussa tässä kuvatussa kohteessa. Sulfidimineraalia muodostuu ympäristöissä, joissa orgaanisen materiaalin esiintyminen johtaa pelkistäviin olosuhteisiin. YTämän perusteella on odotettavissa, että orgaanista materiaalia sisältävän sedimentin ja happaman sulfaattimaan esiintymisen välillä on yhteys. Useissa kohteissa on analysoitu karbonaattihiilen pitoisuuksia. Tulokset osoittavat, että kyseiset hiilipitoisuudet ovat hyvin pieniä kaikissa näytteissä. Toisin sanoen niissä on hyvin vähän tai ei lainkaan karbonaatteja, jotka voisivat puskuroida sulfidimineraalin hapettumisen yhteydessä muodostuvaa happamuutta.



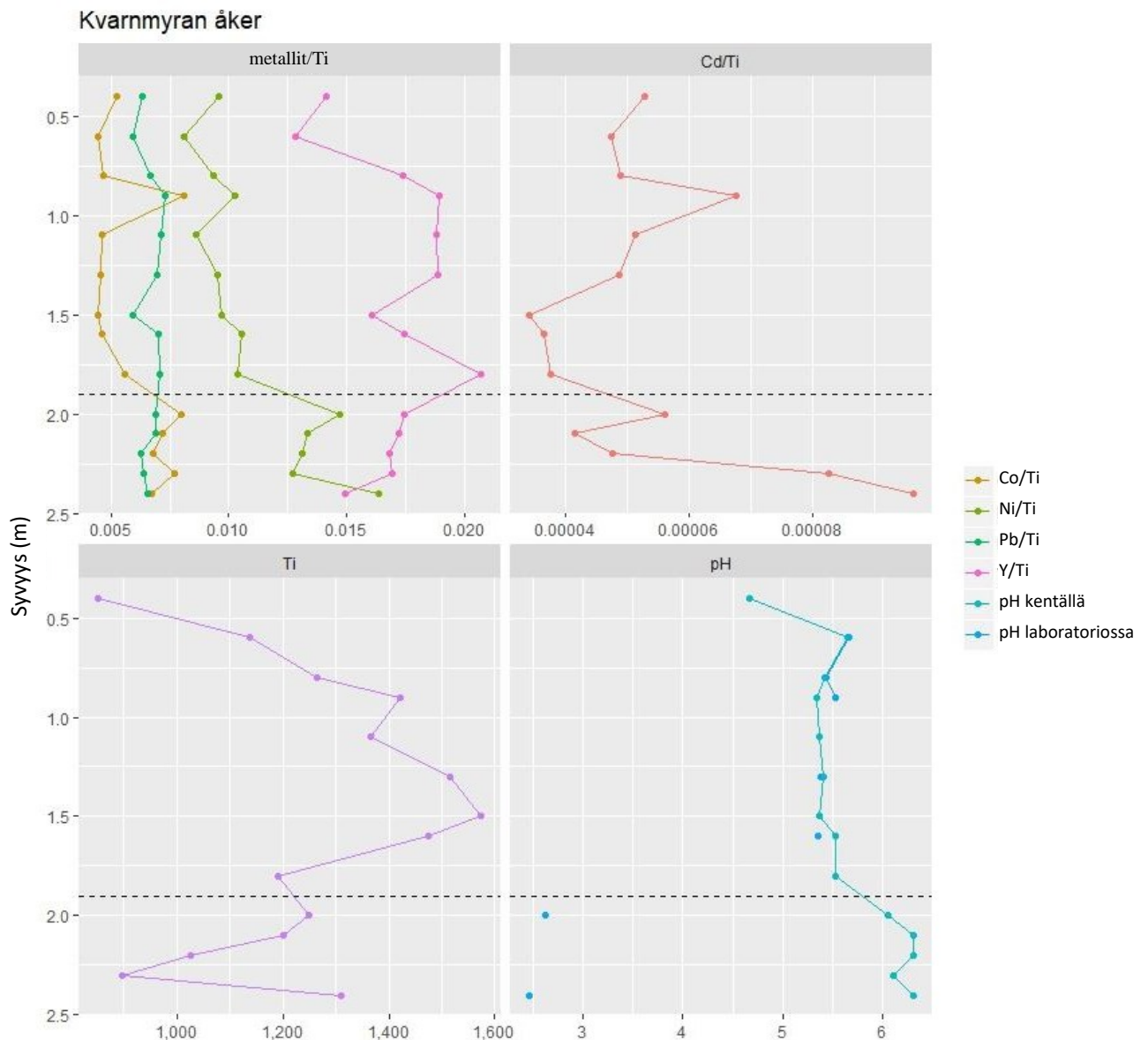
Kuva 16. Eräiden analysoitujen alkuaineiden jakautuminen ja pH-mittaukset kentällä Porsnäs 2:n maaprofiilista. Kohteessa on luokituksen mukaista aktiivista ja potentiaalista hapanta sulfaattimaata. Maaprofiilin ylempi osa on luokiteltu aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi (ylemmän viivan yläpuolella) ja alempi osa potentiaaliseksi happamaksi sulfidimaaksi (viivan alapuolella). Kahden viivan välinen kerros on luokiteltu vaihtumisvyöhykkeeksi. Maanpinnan alapuolelta on analysoitu näytteitä 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1, 1,2, 1,3, 1,4, 1,5, 1,6, 1,7, 1,8, 1,9 ja 2 metrin syvyyksiltä.



Kuva 17. Eräiden analysoitujen alkuaineiden jakautuminen ja pH-mittaukset kentällä Sjulsmark 1:n maaprofiilista. Kohteessa on luokituksen mukaista aktiivista ja potentiaalista hapanta sulfaattimaata. Maaprofiilin ylempi osa on luokiteltu aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi (ylemmän viivan yläpuolella) ja alempi osa potentiaalisesti happamaksi sulfidimaaksi (viivan alapuolella). Kahden viivan välinen kerros on luokitettu vaihtumisvyöhykkeeksi. Maanpinnan alapuolelta on analysoitu näytteitä 0,4, 0,8, 1, 1,2, 1,4, 1,6, 1,7 ja 2 metrin syvyyksistä.



Kuva 18. Eräiden analysoitujen alkuaineiden jakautuminen ja pH-mittaukset kentällä Farbrorsmyren 1:n maaprofiilista. Kohteessa ei ole luokiteltu aktiivista tai potentiaalista hapanta sulfaattimaata. Maanpinnan alapuolelta on analysoitu näytteitä 0,5, 0,8, 1, 1,2, 1,4 ja 1,5 metrin syvyyksistä.



Kuva 19. Eräiden analysoitujen alkuaineiden jakautuminen ja pH-mittaukset kentällä Kvarnmyranin peltojen maaprofiilista. Kohdeon luokiteltu potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi. Ylempi kerros on luokiteltu ei-happamaksi sulfaattimaaksi (viivan yläpuolella) ja potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi (viivan alapuolella). Maanpinnan alapuolelta on analysoitu näytteitä 0,4, 0,6, 0,8, 0,9, 1,1, 1,3, 1,5, 1,6, 1,8, 2, 2,1, 2,2, 2,3 ja 2,4 metrin syvyyksistä.

Sedimenttinäytteiden ottaminen

Ikämäärityksen tulokset (kuva 20) osoittavat, että ylimmät Willner-näytteenottimella otetut pintasedimenttinäytteet ovat kertyneet viimeisten noin sadan vuoden aikana. Tämä tarkoittaa sitä, että näytteet ovat peräisin alueilta, joille sedimenttiä on kertynyt ajalta, jolloin maata on kuivatettu laajalti. Syvemmät kerrokset, joista on otettu näytteitä maakairalla, ovat kerrostuneet aikaisemmin, ennen kuin valuma-alueella kuivatettiin maata laajalti.

Kuten edellä mainittiin, happamista sulfaattimaista irtoaa paljon alkuaineita (esimerkiksi harvinaisia maametalleja Ni, Cu, Zn, Cd ja Mn), joiden voidaan olettaa kertyvän sedimenttiin näiden maiden vaikutusalueella olevien vesistöjen sedimenttiin. Tämä tutkimus osoittaa, että monien metallien pitoisuudet ovat osittain hyvin suuria järvisedimenteissä, jotka ovat akkumuloituneet Övre ja Nedre träsketiin (joiden läpi Rosån virtaa) (kuva 21). Tämän on tulkittu johtuvan siitä, että happamista sulfaattimaista irronneet aineet ovat akkumuloituneet joka tapauksessa osittain järvien sedimenttiin.

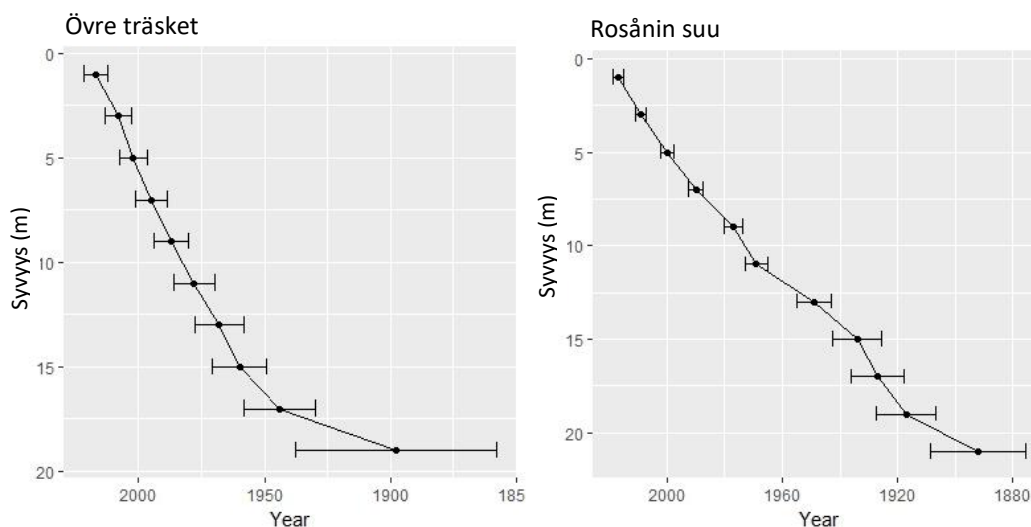
Sitä vastoin Rosån suiston lähelle kerääntyneistä sedimenteistä Pohjanlahdesta ei havaittu vastaavia suuria pitoisuuksia. Rannikkoalueilla analysoiduissa sijainneissa jotkin metallipitoisuudet ovat kuitenkin suurempia pintasedimentissä kuin syvemmällä olevassa sedimentissä.

Erityisesti Övre träsketin sedimentissä on osaksi suurina pitoisuuksina tiettyjä alkuaineita, jotka ovat irronneet happamista sulfaattimaista (Fe, Al, harvinaiset maametallit jne). Suurimmat pitoisuudet mitattiin yksittäisistä näytteistä, joissa oli myös paljon orgaanista materiaalia. Övre träsket sijaitsee lähimpänä Rosån suuta vesistössä, joka muodostuu Övre ja Nedre träsketistä. Ylävirtaan Sjulsmarkin lähellä (katso näytteenottoaikkujen karttaa) on paljon aktiivista hapanta sulfaattimaata. Alavirtaan sijaitsevilla paikoilla Nedre träsketin lähellä näiden aineiden pitoisuudet ovat pienempiä, ja Rosån suulta Itämerestä otetuissa näytteissä huomattavasti pienempiä. Tämä osoittaa, että nämä kaksi järveä keräävät tiettyjä aineita. Kun metallipitoisuudet jaetaan titaani-pitoisuudella (Ti), tämä vaikutus voimistuu entisestään, koska Ti esiintyy pääasiassa mineraaleissa, joihin aktiivisen happaman maan liukeneminen ei ole vaikuttanut. Suuria metallipitoisuuksia tuottavat näytteet sisältävät paljon orgaanista materiaalia, joten Ti-pitoisuus ja muiden sellaisten aineiden pitoisuudet, joita ei irtoa happamista sulfaattimaista, ovat matalia näissä näytteissä. Yksi suurimman metallipitoisuuden kohteista syntyi iänmäärityksen mukaan 1960-luvun puolivälissä. Muut näyttäisivät olevan peräisin 1800-luvun lopulta. Vanhimmiksi päivätyt sedimentit ovat kuitenkin suhteellisen epävarmoja (taulukko x). Syvemmällä sijaitsevat sedimentit, joista otettiin näytteet maakairalla, sisältävät huomattavasti vähemmän näitä aineita.

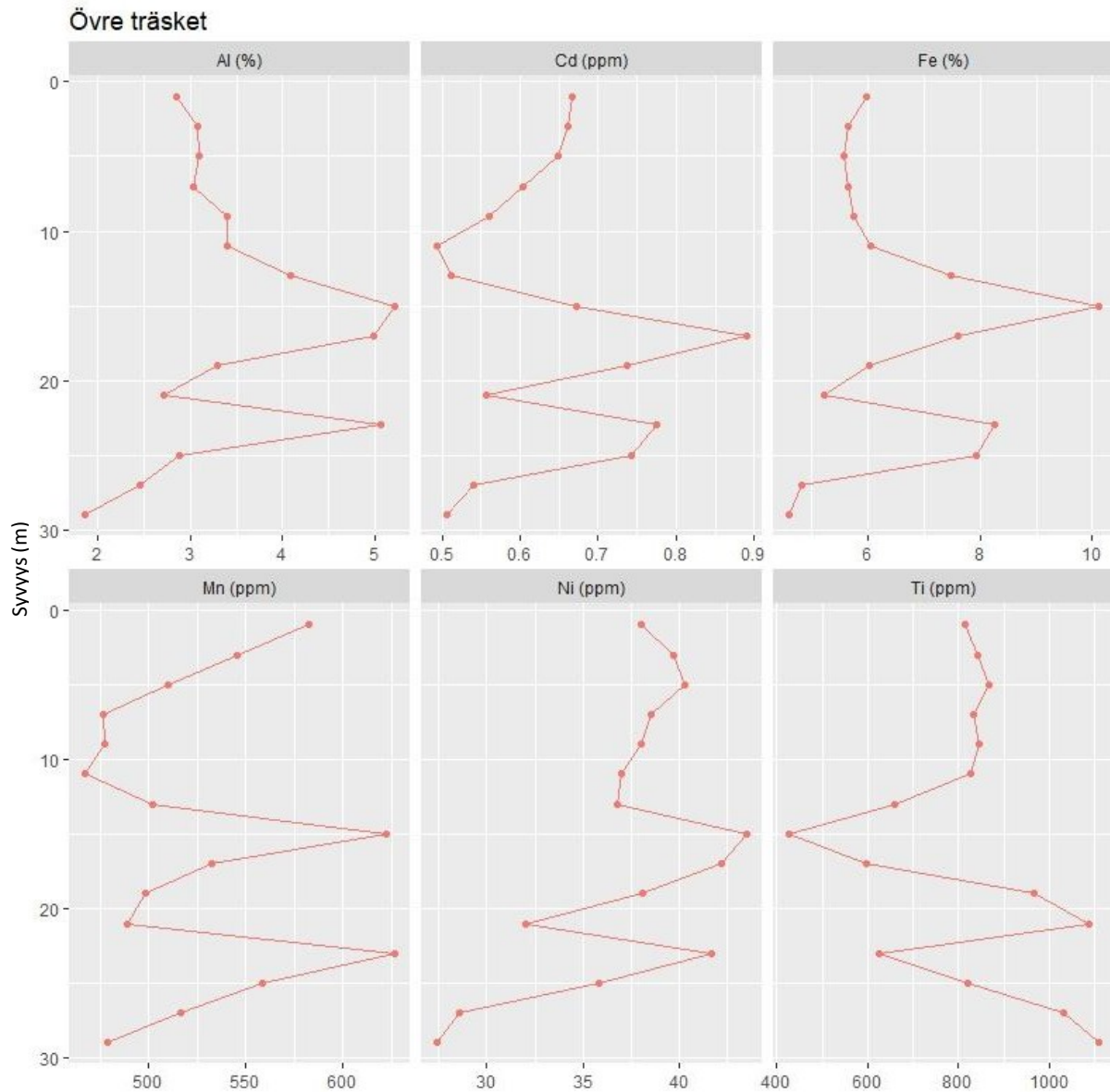
Suurimmat Co-, Ni- ja Zn-pitoisuudet havaittiin Nedre träsketissä ja Rosån suulla. Tämä osoittaa, että nämä aineet kulkeutuvat kauemmaksi ja kerääntyvät rannikkoalueille, mutta voidaan myös ajatella, että aineet kulkeutuvat vielä kauemmaksi Pohjanlahdelle. Myös Cd esiintyy suhteellisen suurina pitoisuuksina rannikolta Rosån suulta kerätyissä sedimentinäytteissä. Tämä osoittaa, että happamista sulfaattimaista irtoava Cd kerääntyy rannikkoalueille.

Suurimmat Mn-pitoisuudet havaittiin rannikolta otetuissa näytteissä. Tämä voi osoittaa, että kyseinen aine kulkeutuu Rosån mukana ja kerääntyy suhteellisen kauas joen suulta. Voi kuitenkin olla muita syitä siihen, että pinnallisten rannikkosedimenttien Mn-pitoisuudet ovat suhteellisen suuria. Mn-oksida ja irtoaa tiivistetyissä olosuhteissa, joten on ajateltavissa, että kyseinen aine on irronnut syvemmällä olevista tiivistyneistä sedimenteistä ja kerääntynyt oksideihin, jotka on havaittu pohjan lähellä otetuista näytteistä.

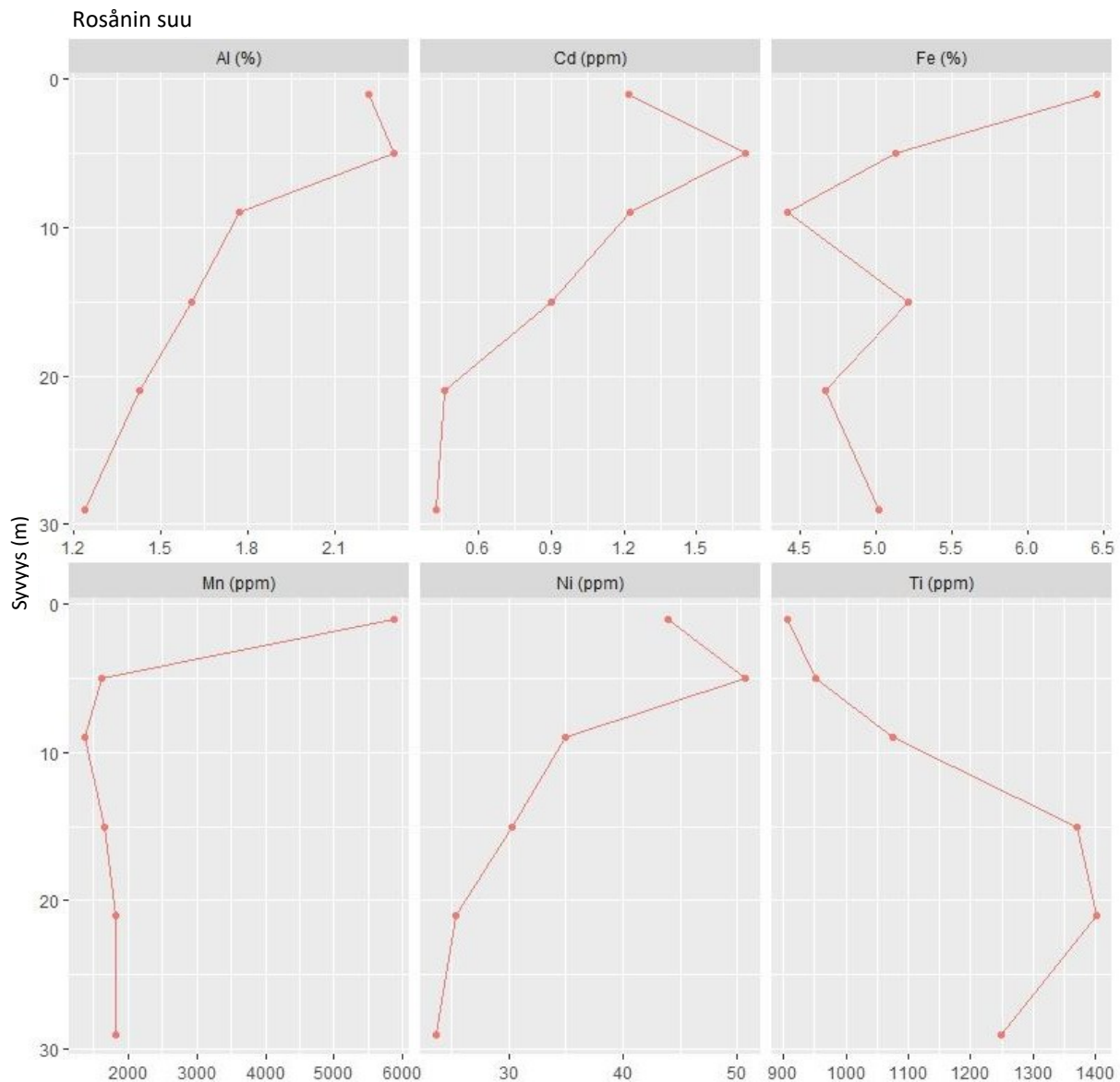
Bränträsket-järven pintasedimenteissä havaittiin joitakin alkuaineita, erityisesti Pb:tä, suurina pitoisuuksina. Lyijy ei irtoa happamista sulfaattimaista kovin laajalti, eikä tämän järven valuma-alueella ole havaittu happamia sulfaattimaita, joten Bränträsketin sedimentin suhteellisen korkeat pitoisuudet ovat luultavasti peräisin jostakin muusta lähteestä.



Kuva 20. Tulokset lyijy-210:n iänmäärityksestä, joka suoritettiin Övre träsketiin ja rannikolle aivan Rosån suulle kerääntyneille sedimenteille.



Kuva 21. Joidenkin metallien jakautuminen eri sedimenttisyvyyskiin Övre träsketissä. Raudan (Fe) ja alumiinin (Al) pitoisuudet ilmaistaan prosentteina kuivapainosta, kun muut pitoisuudet ilmaistaan ppm:nä eli muodossa mg/kg.

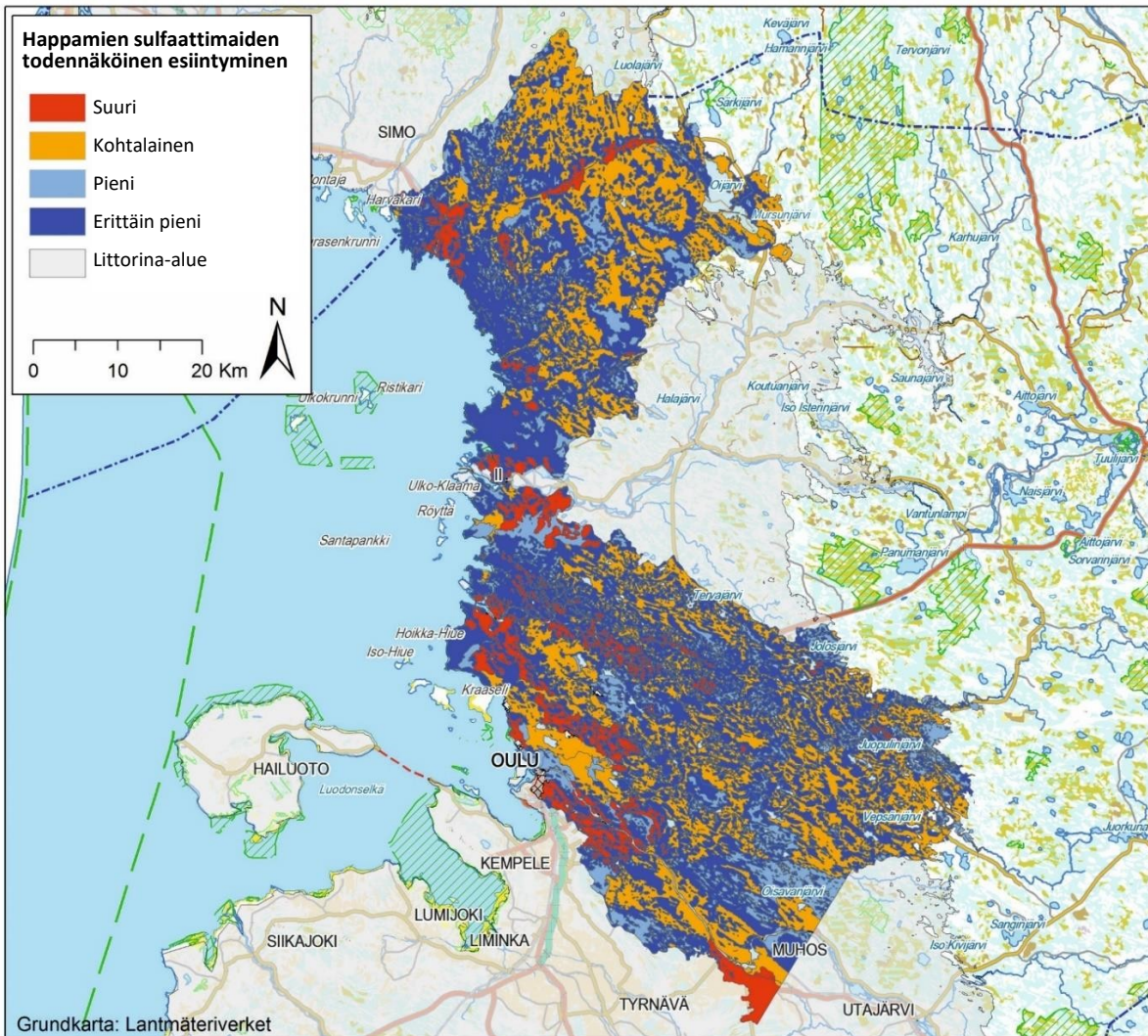


Kuva 22. Joidenkin metallien jakautuminen eri sedimenttisyvyvyksiin Rosånin suulla (KU_B). Raudan (Fe) ja alumiinin (Al) pitoisuudet ilmaistaan prosentteina kuivapainosta, kun muut pitoisuudet ilmaistaan ppm:nä eli muodossa mg/kg.

Käsin piirretyt kartat

Pohjois-Pohjanmaa

Pohjois-Pohjanmaan käsin piirretyssä esiintymiskartassa (kuva 23) käytettiin 1 054 näytepistettä, ja niistä noin puolet (539 kpl, 51,1 %) luokiteltiin happamaksi sulfaattimaaksi, kun alle puolet (515 kpl, 48,9 %) luokiteltiin ei happamaksi sulfaattimaaksi. Esiintymiskartat jaettiin neljään eri todennäköisyysluokkaan, jossa kukin luokka määrittää happamien sulfaattimaiden esiintymismahdollisuuden. Eri luokkien todennäköisyys vaihtelee jonkin verran kullakin valuma-alueella. Tämä johtuu siitä, että asiantuntijat tulkitsevat ja piirtävät karttoja, eikä luokiteltuja näytepisteitä ole alueella täsmälleen saman verran. Happamien sulfaattimaiden pinta-alan laskenta valuma-alueella edellyttää, että eri luokkien todennäköisyys tunnetaan juuri kyseisellä alueella. Taulukossa 7 on esitetty kunkin valuma-alueen todennäköisyysluokat Pohjois-Pohjanmaan kartoitetuilla alueilla.



Kuva 23. Happamien sulfaattimaiden leviämistodennäköisyys Pohjois-Pohjanmaalla.

Happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys kussakin todennäköisyysluokassa laskettiin "happamaksi sulfaattimaaksi" luokiteltujen näytepisteiden pohjalta verrattuna luokan näytepisteiden kokonaismäärään. Jos esimerkiksi alueen todennäköisyys on luokiteltu suureksi (punainen), 9 pistettä on luokiteltu happamaksi sulfaattimaaksi ja yksi piste muuksi kuin happamaksi sulfaattimaaksi, happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyys alueella on 90 %. Sovellettuina kuvassa 23 esitettyyn karttaan todennäköisyysluokat ovat seuraavat koko Pohjois-Pohjanmaalla:

Luokka 1: Suuri todennäköisyys: 93,4 % näytteenottopisteistä (227/243) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 2: Kohtalainen todennäköisyys: 54,9 % näytteenottopisteistä (299/545) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 3: Pieni todennäköisyys: 6,5 % näytteenottopisteistä (10/154) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 4: Erittäin pieni todennäköisyys: 2,7 % näytteenottopisteistä (3/112) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Taulukko 7. Happamien sulfaattimaiden todennäköisyysluokat Pohjois-Pohjanmaan tutkimusalueen valuma-alueilla. Suluisa oleva pinta-ala määrittää sen alueen koon, josta yleiskartta on laadittu.

Todennäköisyysluokka	Valuma-alue					
	Rannikkoalue (792 km ²)	Oulujoki (577 km ²)	Kiiminkijoki (886 km ²)	Olhavajoki (324 km ²)	Kuivajoki (527 km ²)	Koko alue (3106 km ²)
Luokka 1: Suuri todennäköisyys	95,4 %	94,0 %	88,5 %	100,0 %	100,0 %	93,4 %
Luokka 2: Kohtalainen todennäköisyys	51,2 %	62,8 %	52,6 %	57,4 %	47,8 %	54,9 %
Luokka 3: Pieni todennäköisyys	2,1 %	14,9 %	5,1 %	0,0 %	0,0 %	6,5 %
Luokka 4: Erittäin pieni todennäköisyys	6,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,7 %

Pohjois-Pohjanmaan happamien sulfaattimaiden pinta-alan laskenta

Koko yleiskartassa (3 106 km²; kuva 23) Pohjois-Pohjanmaan happamista sulfaattimaista luokka 1 (suuri todennäköisyys) 219 km², luokka 2 (kohtalainen todennäköisyys) 960 km², luokka 3 (pieni todennäköisyys) 305 km² ja luokka 4 (erittäin pieni todennäköisyys) kattoivat 1 615 km². Koko alueesta noin 6 km² oli järviä ja muita alueita (esimerkiksi taajamia), joita ei voitu luokitella.

Happamien sulfaattimaiden lasketun todennäköisyyden (luku 1.3) pohjalta kussakin luokassa laskettiin happamien sulfaattimaiden kokonaispinta-ala seuraavalla kaavalla:

$$[\text{pinta-ala, luokka 1}] \times [\text{happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyys luokassa 1}] + [\text{pinta-ala, luokka 2}] \times [\text{happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyys luokassa 2}] + [\text{pinta-ala, luokka 3}] \times [\text{happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyys luokassa 3}] + [\text{pinta-ala, luokka 4}] \times [\text{happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyys luokassa 4}] = \text{happamien sulfaattimaiden kokonaispinta-ala alueella}$$

Kunkin luokan todennäköisyys perustuu todellisiin havaintoihin eli happamaksi sulfaattimaaksi luokiteltujen pisteiden määrään jaettuna pisteiden kokonaismäärällä kyseisessä luokassa. Kunkin todennäköisyysluokan ja valuma-alueen tulokset ovat taulukossa 8.

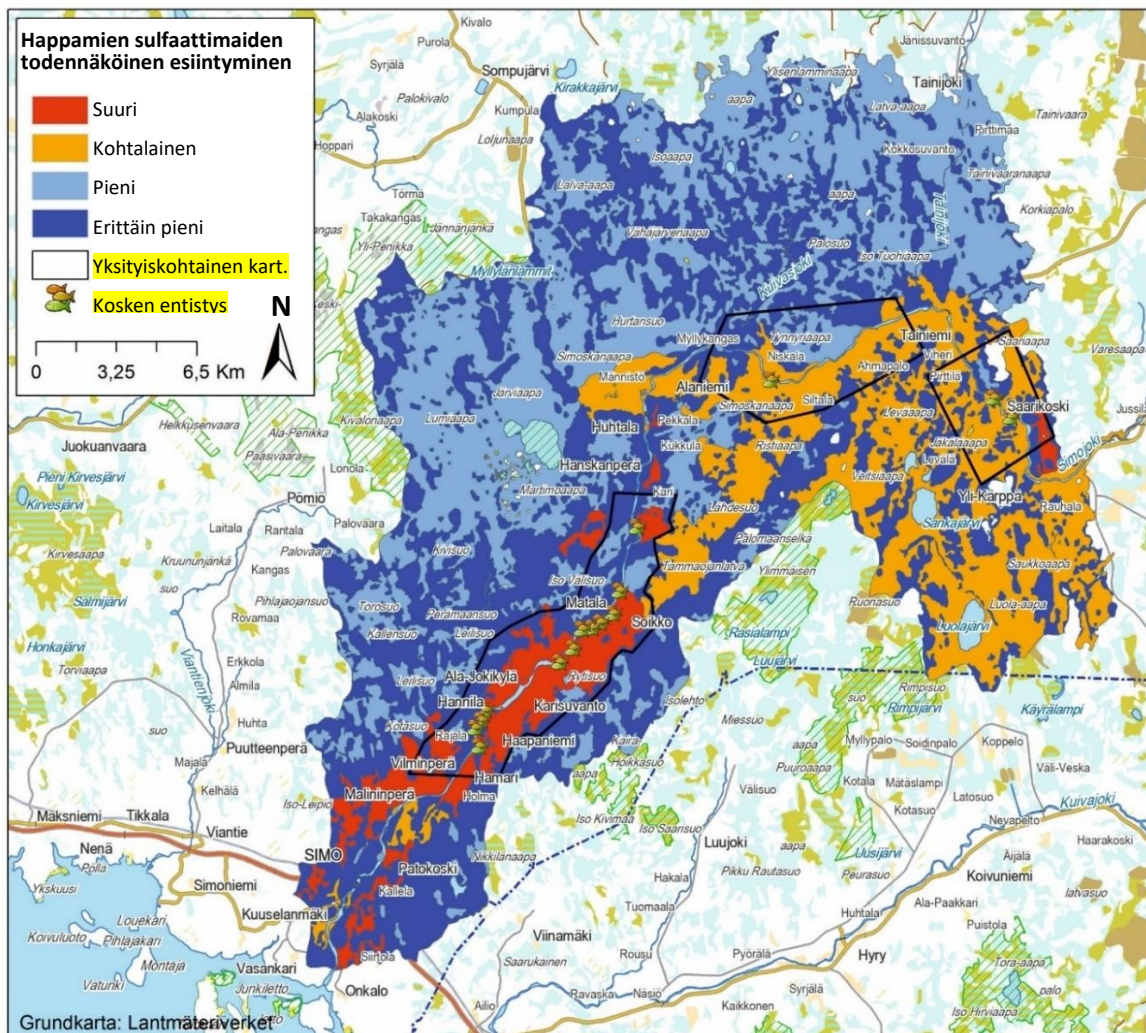
Taulukko 8. Happamien sulfaattimaiden laskettu pinta-ala (km²) kunkin todennäköisyysluokan ja valuma-alueen mukaan tutkimusalueella Pohjois-Pohjanmaalla. Kunkin valuma-alueen ja koko alueen kokonaispinta-ala on ilmoitettu sulkeissa.

Happamien sulfaattimaiden pinta-ala (km ²) todennäköisyysluokkaa kohti	Valuma-alue					
	Rannikkoalue (792 km ²)	Oulujoki (577 km ²)	Kiiminkijoki (886 km ²)	Olhavajoki (324 km ²)	Kuivajoki (527 km ²)	Koko alue (3106 km ²)
Luokka 1: Suuri todennäköisyys	99	57	30	0,3	21	207
Luokka 2: Kohtalainen todennäköisyys	79	98	155	67	114	513
Luokka 3: Pieni todennäköisyys	1,5	15	3,3	0	0	20
Luokka 4: Erittäin pieni todennäköisyys	29	0	0	0	0	29
Yhteensä	209	170	188	68	135	768

Kun jokainen valuma-alue lasketaan erikseen, happamien sulfaattimaiden kokonaispinta-ala Pohjois-Pohjanmaan tutkimusalueella (kuva 23) on 768 km² (76 800 ha). Jos samat laskelmat tehdään koko tutkimusalueesta (eli kaikista valuma-alueista yhteensä, taulukko 7), tulos on hieman korkeampi (795 km²). Eron aiheuttavat todennäköisyysluokkien prosentiosuuksien vaihtelut eri valuma-alueilla. Käytettävästä tuloksesta riippumatta noin neljäsosa kuvassa 23 esitetystä alueesta koostuu happamista sulfaattimaista.

Simojoen valuma-alue

Simojoen valuma-alue on yhteensä noin 3 157 km², josta noin 655 km² (20,7 %) sijaitsee littorinaraajan alapuolella. Simojoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden yleiskartoitus (1:250 000; kuva 24) oli tehty aiemmassa hankkeessa (jonka rahoittajina olivat Lapin ELY-keskus ja EAKR 2007 - 2013 -ohjelma; Hannukkala ja muut 2015). Tässä hankkeessa suoritettiin yksityiskohtainen kartoitus (1:20 000) kolmella prioriteettialueella, joiden yhteispinta-ala on 89 km² (kuva 3). Erityistä huomiota kiinnitettiin alueisiin, joilla hankekumppanit ovat entistäneet koskia. Vuosina 2012–2014 otettiin näytteitä 56 pisteestä yksityiskohtaisen kartoituksen kattamilla alueilla, ja tässä hankkeessa näytteenottokohtien määrää lisättiin 61:llä (yhteensä 116). Yksityiskohtaisen kartoituksen näytteenottoiheys oli noin kolme kertaa suurempi kuin Pohjois-Pohjanmaan yleiskartoituksessa, 1,3 näytettä / km². Yksityiskohtaisen kartoituksen tuloksia käytettiin yhdessä aiemman yleiskartoituksen tulosten kanssa laadittaessa todennäköisyyskarttoja happamista sulfaattimaista edellä olevan kuvauksen mukaisesti mittakaavassa 1:20 000 (kuva 25).



Kuva 24. Simojoen valuma-alueen osat, joilla suoritettiin yksityiskohtainen kartoitus. Yleiskartta Simojoen valuma-alueen happamista sulfaattimaista laadittiin vuosina 2012–2014.

Happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys kussakin todennäköisyysluokassa yksityiskohtaisesti kartoitetuilla alueilla laskettiin samalla tavalla kuin yleiskartoituksessa, ja tulokset olivat seuraavanlaiset:

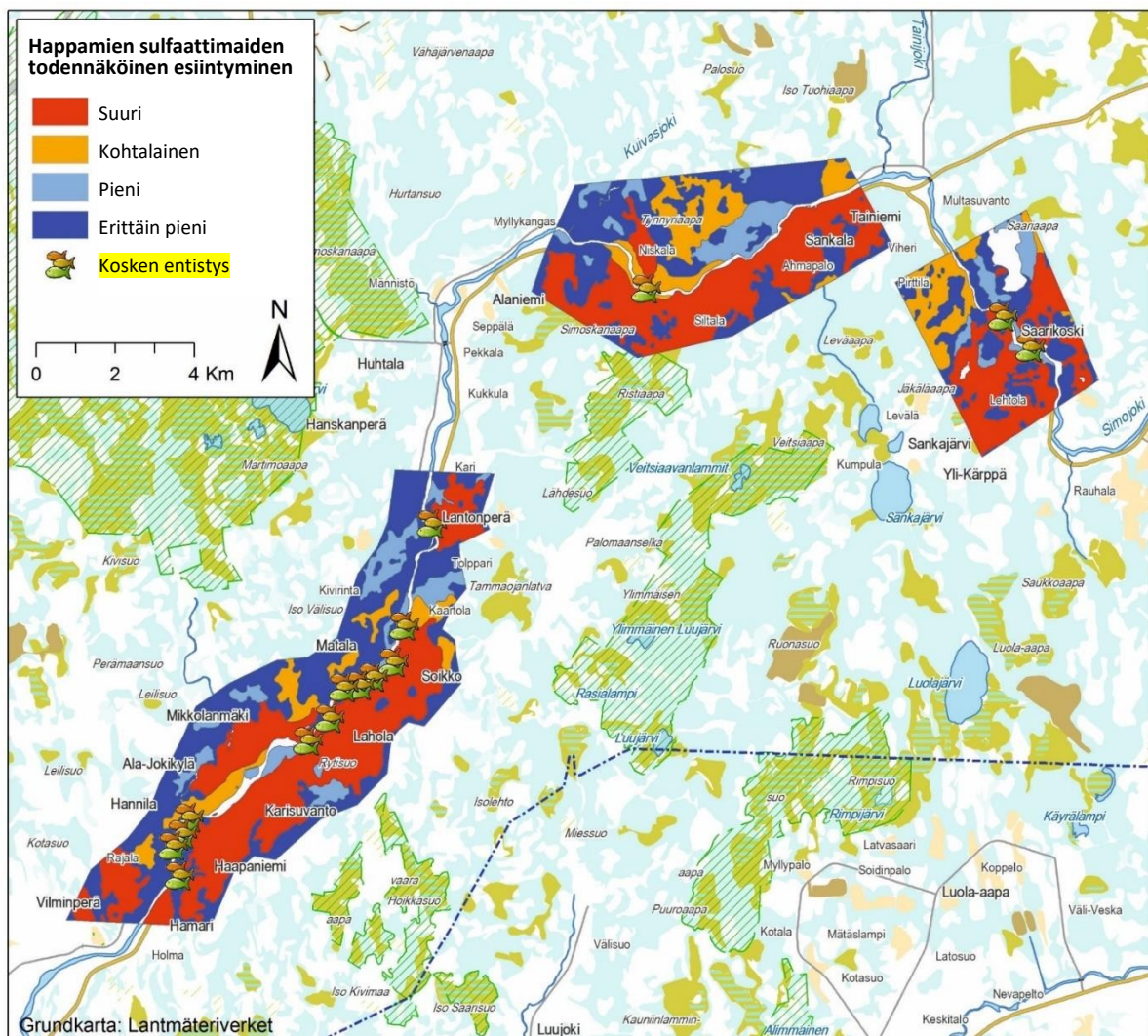
Luokka 1: Suuri todennäköisyys: 89,3 % näytteenottopisteistä (50/56) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 2: Kohtalainen todennäköisyys: 34,5 % näytteenottopisteistä (10/29) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 3: Pieni todennäköisyys: 11,1 % näytteenottopisteistä (2/18) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Luokka 4: Erittäin pieni todennäköisyys: 0 % näytteenottopisteistä (0/14) luokiteltiin happamiksi sulfaattimaiksi.

Happamien sulfaattimaiden pinta-ala yksityiskohtaisesti kartoitetuilla alueilla laskettiin sen jälkeen samalla tavalla kuin yleiskartoituksen yhteydessä. Pinta-alaksi tuli noin 37 km² (41,3 % alueesta). Happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys on ylimmissä kahdessa luokassa aavistuksen pienempi kuin Pohjois-Pohjanmaan yleiskartan vastaavissa luokissa (kuva 23). Yksityiskohtaisissa kartoissa on huomattava, että suuren todennäköisyyden luokituksen saaneiden alueiden osuus kasvoi huomattavasti, erityisesti pohjoisilla ja itäisillä alueilla, verrattuna vastaaviin alueisiin yleiskartassa (kuva 24). Tämä viittaa siihen, että Simojoen yleiskartassa (kuva 24) on aliarvioitu happamien sulfaattimaiden osuus alueella.



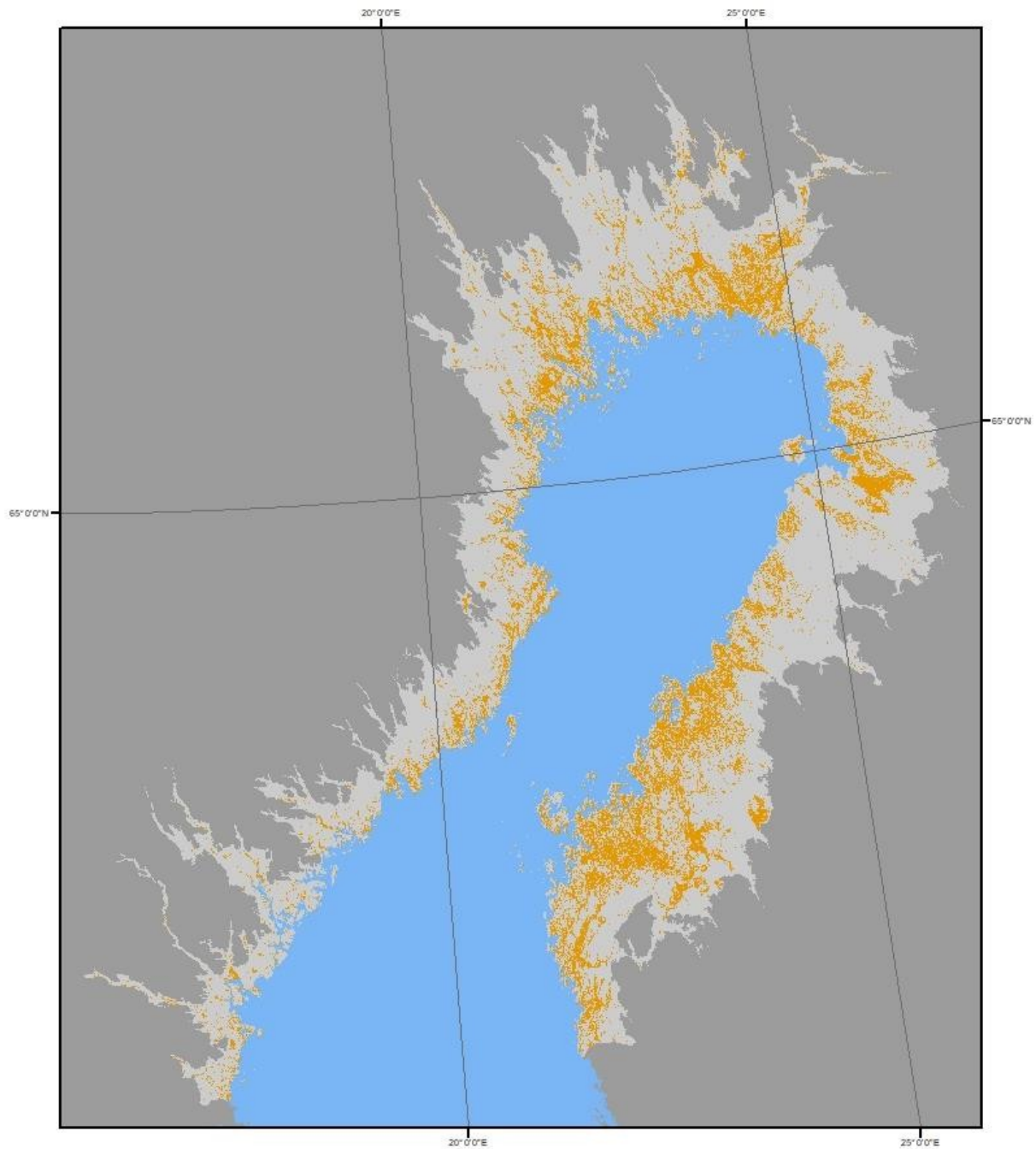
Kuva 25. Happamien sulfaattimaiden todennäköinen levinneisyys kolmella yksityiskohtaisesti kartoitetulla alueella Simojoen valuma-alueella.

Mallinnus


Perämeri

Pohjoisen Pohjanlahden mallin kokonaistarkkuus on 75 % ja kappa 0,47. Malli ennustaa "ei sulfaattia tai sulfidia" oikein noin 80 prosentissa tapauksista ja "sulfidi" oikein noin 65 prosentissa tapauksista. Etäisyys merenpinnasta (DEM), sijainti ympäristöä ylempänä tai alempana (TPI) sekä laakson ja pohjan tasaisuus (mrvbf) ovat ne kolme ympäristömuuttujaa, joilla on eniten vaikutusta malliin (Mean Decrease Gini 1374, 690 ja 615).


Pohjoisen Pohjanlahden ympärillä sulfaatti sulfidilla tai sulfidi on todennäköisin luokitus 25 prosentille alueesta Littorina-meren laajuudessa. Sitä esiintyy pääasiassa rannikoilla ja alavassa maastossa erityisesti Suomen puolella ja pohjoisella Pohjanlahdella (kuva 26).




Random forest

 Sulfaatti ja sulfidi tai sulfidi

 Perämeri

 Littorina-ajan yläpuolella

 Littorina-ajan alapuolella

0 25 50 100 Kilometer



Kuva 26. Happamien sulfaattimaiden esiintymiskartta pohjoisen Pohjanlahden ympärillä. Kukin littorina-ajan alapuolisten maa-alueiden piste/paikka on liitetty luokkaan, joka paikalla todennäköisimmin on numeerisen mallinnuksen perusteella.

Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alue

Esiintymiskartat

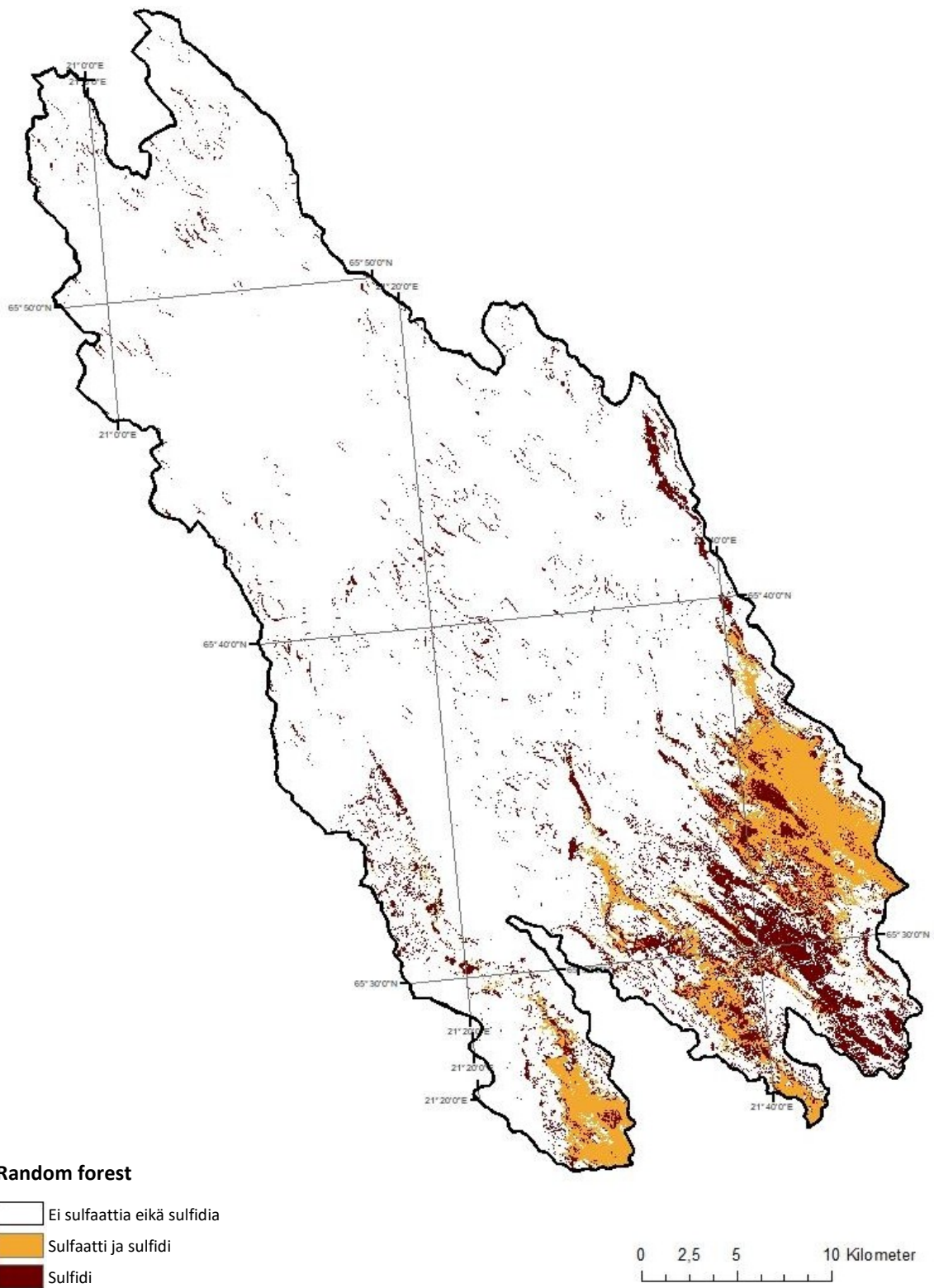
Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueilla käytetyn mallin tarkkuus oli 60 % ja kappi 0,33. Mallissa ennustettiin luokat "ei sulfaatti eikä sulfidi" ja "sulfaatti sulfidilla" oikein noin 70–75 prosentissa tapauksista, mutta luokka "sulfidi" ennustettiin oikein vain 15 prosentissa tapauksista. Etäisyys merenpinnasta (DEM), laakson syvyys (valdepth) sekä laakson ja pohjan tasaisuus (mrvbf) olivat ne kolme ympäristömuuttujaa, joilla oli eniten vaikutusta malliin (Mean Decrease Gini 58, 19 ja 15).

Sulfaattia sulfidilla esiintyy mallin mukaan enimmäkseen laaksoissa (kuva 27) ja matalilla alueilla (kuva 28). Sulfaatti sulfidilla ei esiinny korkeammalla kuin 40 m merenpinnan yläpuolella, kun taas sulfidi esiintyy jopa 50 metrin korkeudella merenpinnasta (kuva 28). Sulfaatti sulfidilla esiintyy pääasiassa savessa (39 %), siltissä (26 %) ja moreenissa (25 %) (kuva 29), kun taas sulfidi esiintyy moreenissa (42 %), turpeessa (17 %) ja savessa (15 %) (kuva 29).

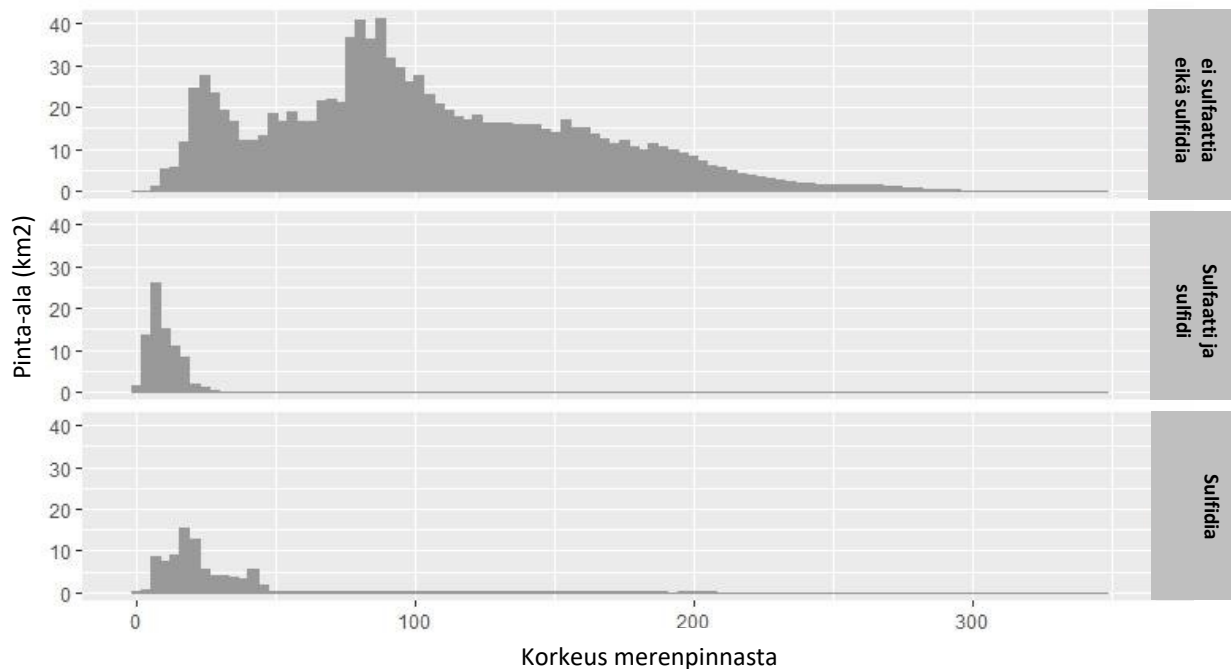
Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueilla on noin 38 km² peltomaata Jordbruksverketin viljelylohkon 2011 mukaan. Tästä noin 9,5 km² on sulfaattia sulfidilla ja 2 km² sulfidia (kuva 30).

Tilavuuden laskenta

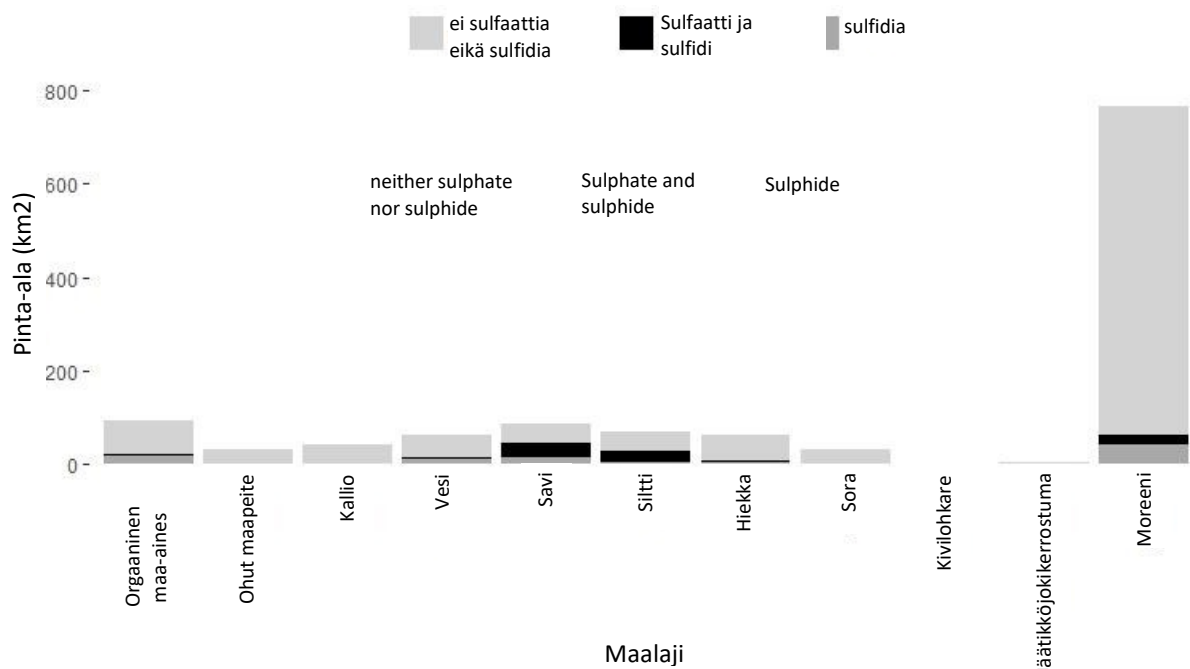
Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueilla aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuuden laskentaan käytetyn mallin tarkkuus oli 90% ja kappi 0,63. Mallinnetun todennäköisyyden keskisyvyys oli 0,7 m, ja enimmäissyvyys 1,79 m. Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueilla on noin 0,065 km³ aktiivista hapanta sulfaattimaan (kuva 31).



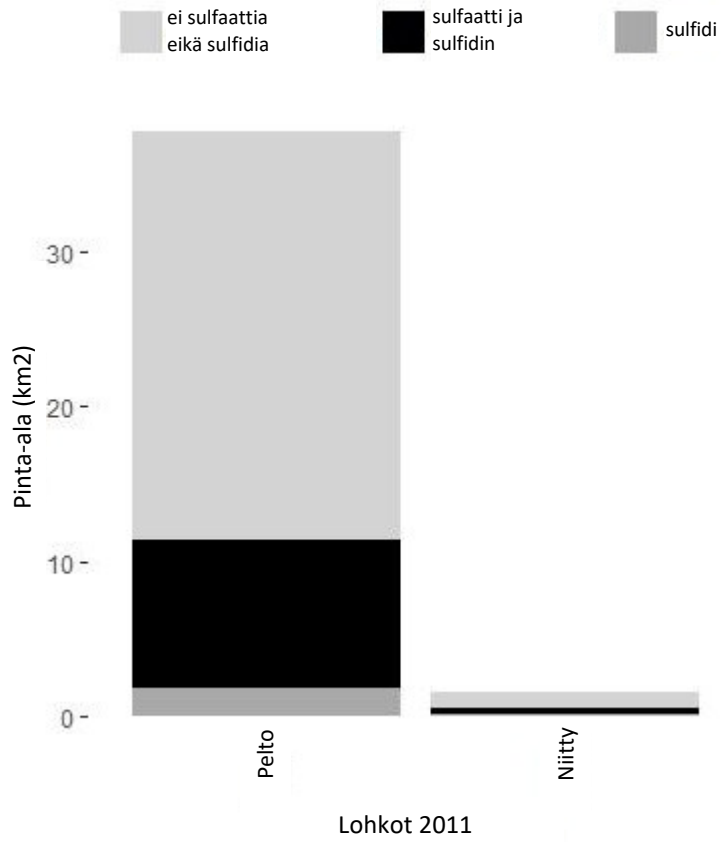
Kuva 27. Kartta happamien sulfaattimaiden esiintymisestä Alterälvenin, Alän ja Rosån valuma-alueella. Kukin 20 metrin piste/paikka on liitetty luokkaan, joka paikalla todennäköisimmin on numeerisen mallinnuksen perusteella.



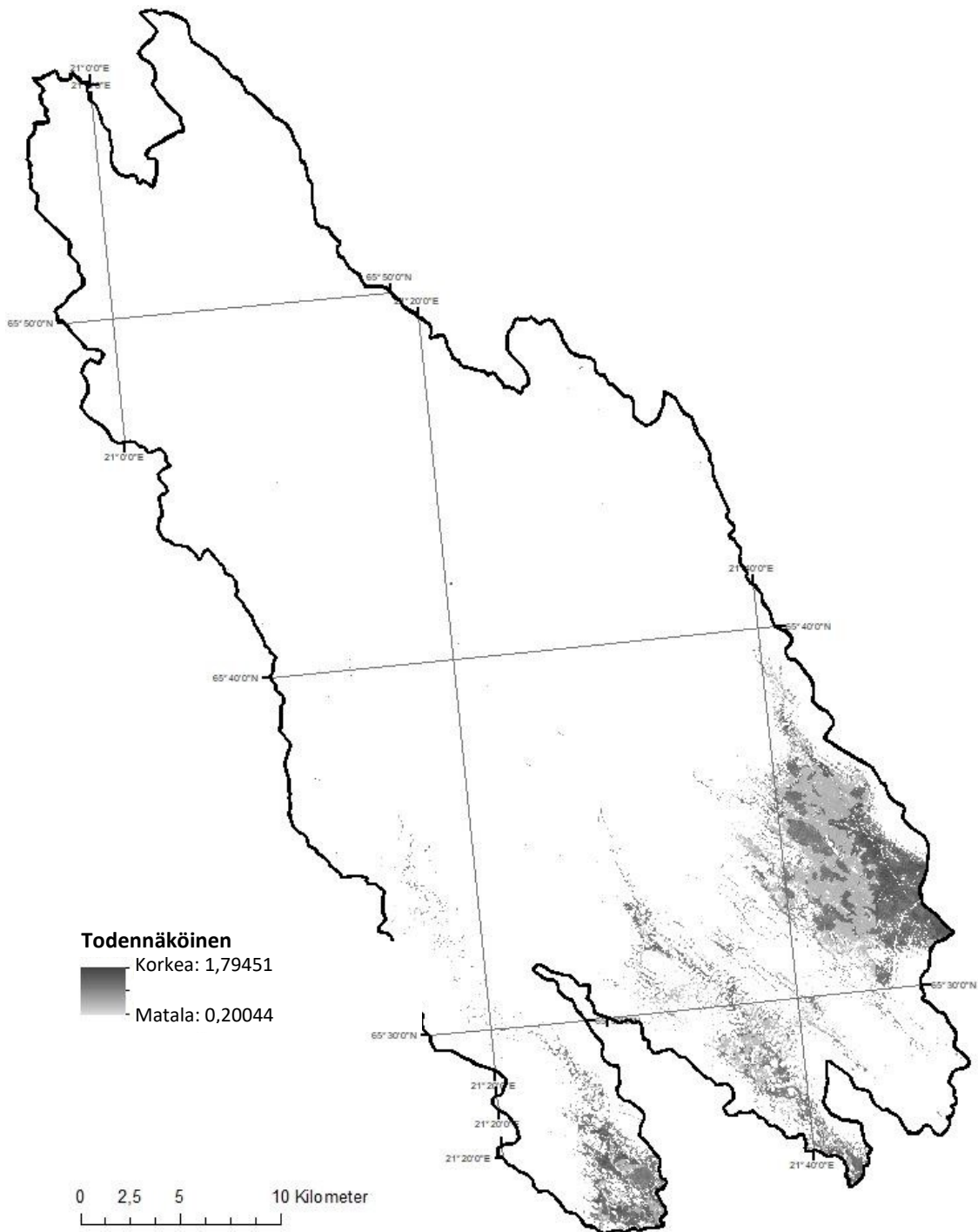
Kuva 28. Pisteiden määrän jakautuminen kolmeen luokkaan merenpinnan yläpuolisen korkeuden mukaan valuma-alueella, joka kattaa Alterälvenin, Alån ja Rosån.



Kuva 29. Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueiden pinta-alat, jotka on luokiteltu ei sulfaatiksi tai sulfidiksi, sulfaatiksi sulfidilla ja sulfidiksi kussakin maalajissa (SGU:n maalajikartan mukaan).



Kuva 30. Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueiden pelto- ja laidunpinta-alat, jotka on luokiteltu ei sulfaatiksi tai sulfidiksi, sulfaatiksi sulfidilla ja sulfidiksi.



Kuva 31. Kartta aktiivisten happamien sulfaattimaiden todennäköisestä syvyydestä Alterälvenin, Alån ja Rosån valuma-alueilla.

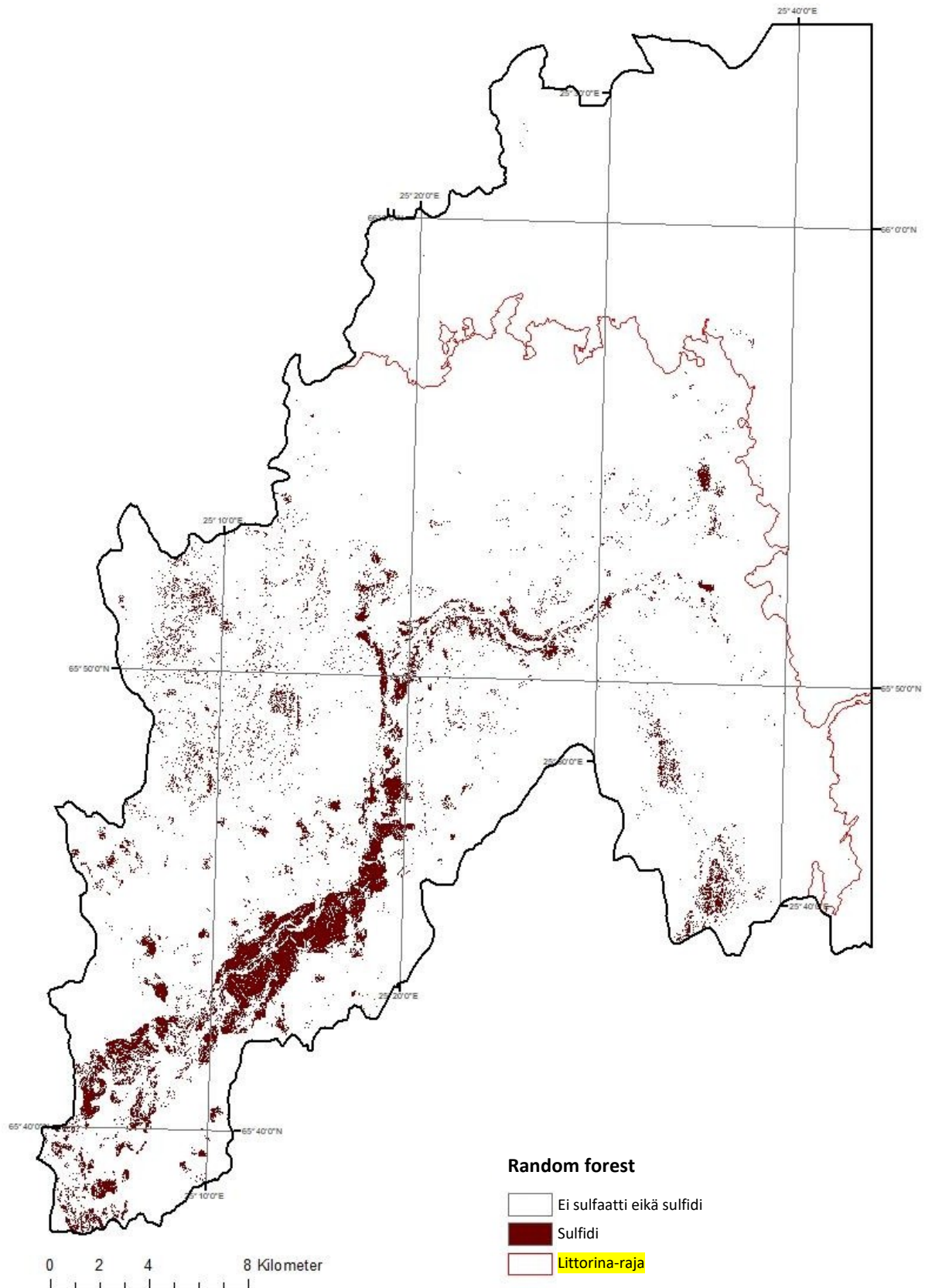
Simojoen valuma-alue

Simojoen valuma-aluemallin kokonaistarkkuus oli 85 % ja kappi 0,58. Malli ennustaa luokat "ei sulfaatti tai sulfidi" ja "sulfidi" oikein noin 70–85 prosentissa tapauksista. Yhdessäkään näytteenotuspisteessä ei havaittu luokkaa "sulfaatti sulfidilla", joten kyseistä luokkaa ei ole mallinnettu.

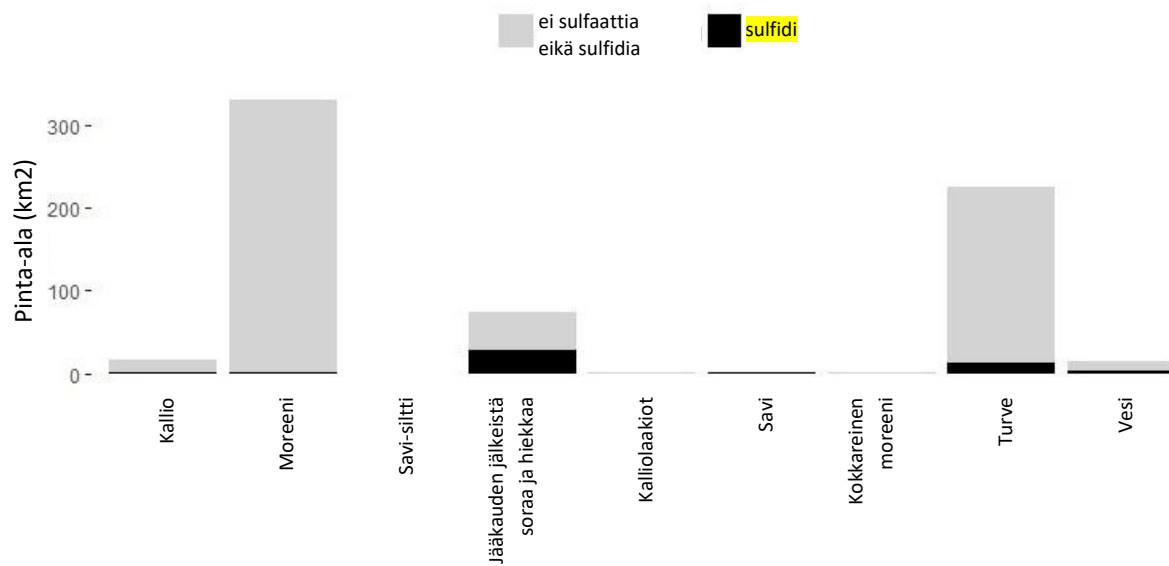
Simojoen valuma-alue suuntautuu koillisesta lounaaseen, jossa sulfidia on eniten laaksoissa ja laikkuina suoalueilla (kuvat 32 ja 33).

Tämä luokka esiintyy pääasiassa postglasiaalisessa sorassa ja hiekassa sekä turpeessa (kuva 33) enintään 100 m merenpinnan yläpuolella (kuva 34).

Valuma-alueen havaintoja on käytetty aiemmin laadittaessa käsin piirrettyä karttaa happamien sulfaattimaiden esiintymisestä. Mallinnettu ja käsin piirretty kartta vastaavat toisiaan hyvin silmämääräisessä vertailussa (kuva 35).

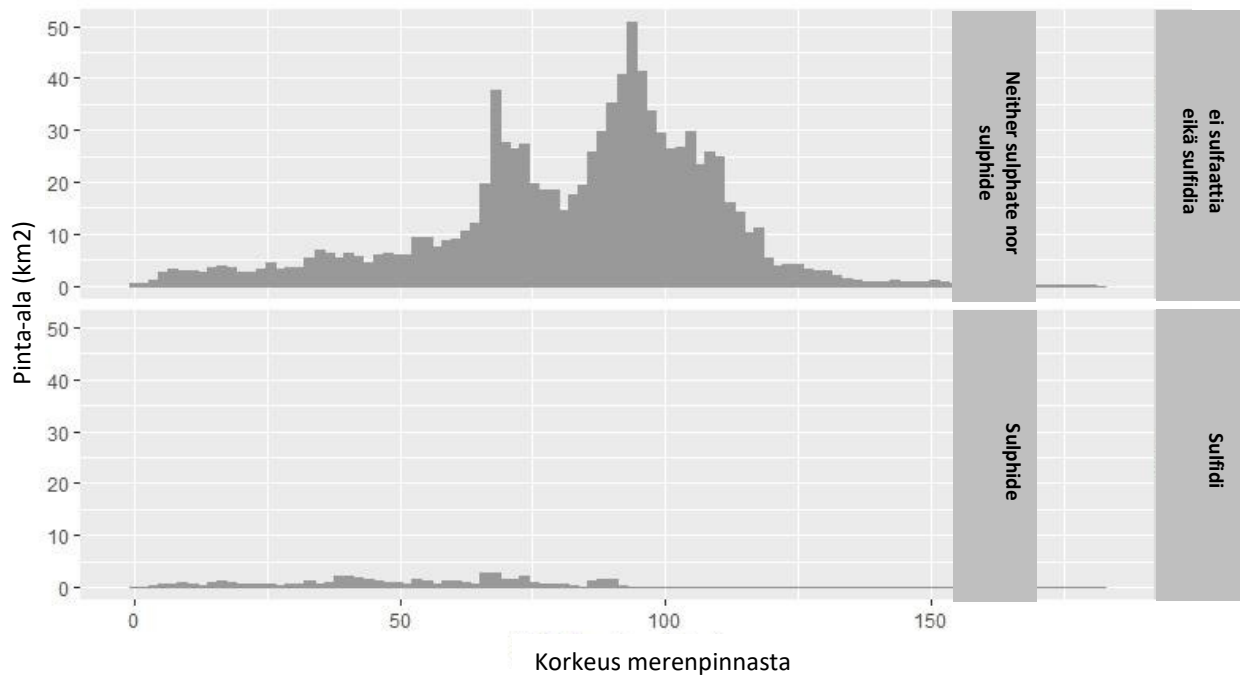


Kuva 32. Kartta happamien sulfaattimaiden esiintymisestä Simojoen valuma-alueella. Kukin piste/paikka on liitetty luokkaan, joka paikalla todennäköisimmin on numeerisen mallinnuksen perusteella.

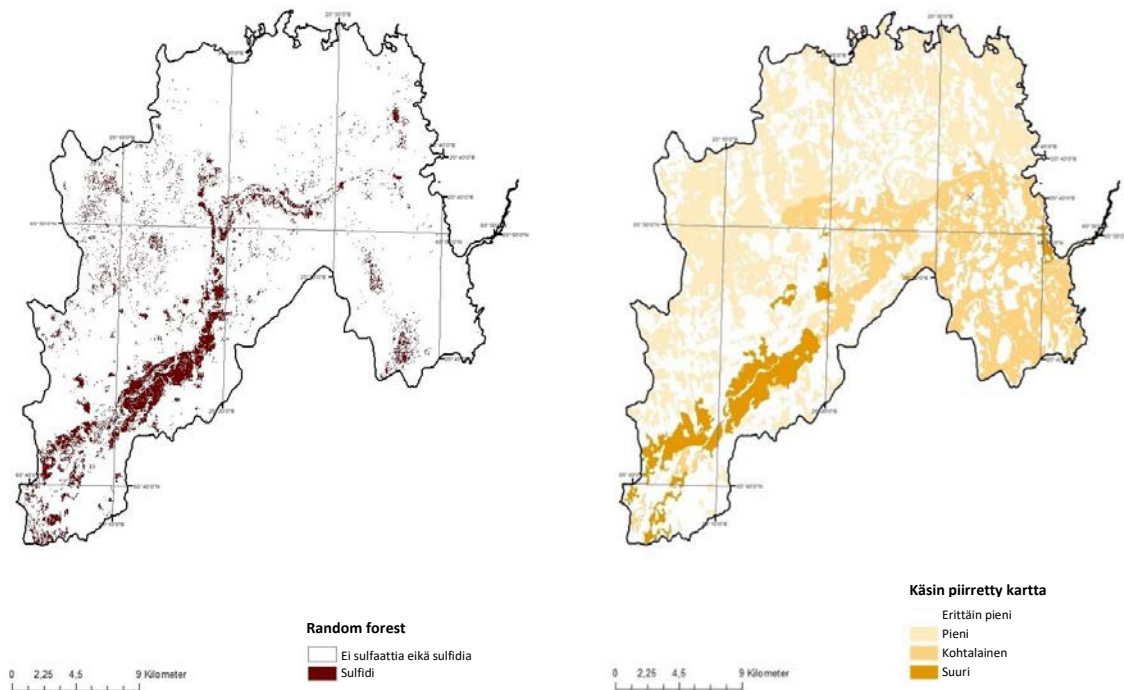


Maalaji

Kuva 33. Simojoen valuma-alueen pinta-ala, joka on luokiteltu "ei sulfaatiksi tai sulfidiksi" ja "sulfidiksi" kussakin maalajissa (GTK:n maalajikartan mukaan). "Sulfaatti sulfidilla" -sijainteja ei havaittu.



Kuva 34. Pisteiden määrän jakautuminen kahteen luokkaan verrattuna korkeuteen merenpinnasta Simojoen valuma-alueella.



Kuva 35. Mallinnettu (vasemmalla) ja käsin piirretty (oikealla) esiintymiskartta happamista sulfaattimaista Simojoen valuma-alueella. Mallinnetussa kartassa näkyy luokka, joka paikalla todennäköisimmin on numeerisen mallinnuksen perusteella. Käsin piirretyssä kartassa näkyy todennäköisyys happamien sulfaattimaiden esiintymiselle alueella.

Metallikuormitus laskenta Alterälvenin, Rosån ja Alån valuma-alueella

Sen arvioimiseksi, kuinka paljon metalleja on liuennut aktiivisista happamista sulfaattimaista alueella, on laskettu keskiarvot joistakin analysoiduista aineista aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan yhteydessä (katso taulukko 9). Mallinnusta varten laskettiin aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuudeksi kolmella tutkitulla valuma-alueella $0,065 \text{ km}^3$ (katso edellä). Aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta liuenneiden aineiden massa on laskettu laskemalla metallipitoisuuksien ero aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välillä. Tätä varten kuivatiheydeksi on arvioitu 160 kg/m^3 , joka perustuu analyysituloksiin viljelymaanäytteistä, joissa maalajien raekoostumus on samankaltainen kuin tässä (Etana 2017). Näihin laskelmiin liittyy paljon epävarmuustekijöitä. Aineiden pitoisuudet esimerkiksi vaihtelevat sijaintien välillä, ja on vaikea tietää, miten edustavia käytetyt keskiarvot ovat. Joissakin tapauksissa aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan keskiarvojen välinen ero on huomattavasti pienempi kuin vakiopoikkeama (esimerkiksi Ti:n ja Cr:n tapauksessa, mikä on odotettavissa, koska happamista maista ei irtoa näitä aineita huomattavissa määrin). On myös huomattava, että tässä analysoidut pitoisuudet eivät ole kokonaispitoisuuksia, vaan vastaavat analysoitujen aineiden osuutta, joka on liuotettu HNO_3 :n avulla. Tämän ei kuitenkaan pitäisi vaikuttaa tuloksiin kovin paljon, koska aktiivisen happaman sulfaattimaan happamien olosuhteiden ei voida odottaa vaikuttavan vaikeimmin liukeneviin faaseihin. Potentiaalisen happaman sulfaattimaan analyysituloksiin on näin ollen sisällytettävä ne faasit, jotka voivat irrota, kun potentiaalinen hapan sulfaattimaa hapettuu.

Taulukko 9. Eräiden metallien keskipitoisuudet aktiivisessa ja potentiaalisessa happamassa sulfaattimaassa. Kahden kerroksen välisten pitoisuuserojen avulla on laskettu, miten paljon näitä metalleja on liennut aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta. Mallinnuksen yhteydessä laskettiin aktiivisen happaman sulfaattimaan tilavuus kolmella valuma-alueella. Tilavuuden avulla on laskettu, kuinka monta tonnia eri aineita aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta on irronnut alueella.

Alkuaine	Aktiivinen hapan sulfaattimaa			Potentiaalinen hapan sulfaattimaa			Tonnia saostuneena kolmelta valuma-alueelta
	Määrä	Aine (mg/kg)	standardi	Määrä	Aine (mg/kg)	standardi	
Cr	39	32,1	8,72	25	33,2	6,0	114
Co	39	4,18	1,56	25	9,71	2,69	575
Ni	39	9,95	2,91	25	20,0	4,6	1 045
Cu	39	14,0	8,4	25	18,6	4,4	474
Zn	39	32,3	10,2	25	58,6	8,90	2 740
Cd	39	0,074	0,171	25	0,109	0,033	3,6
Dy	39	2,55	1,24	25	3,84	0,51	134
Ho	39	0,50	0,240	25	0,76	0,111	27,6
Pb	39	8,61	4,00	25	8,32	1,30	-30
Mg	39	4 340	1 090	25	6 830	940	259 000
Al	39	9 530	2110	25	12 100	2 020	267 000
K	39	2 580	774	25	3 310	463	75 900
Ca	39	2 060	426	25	4 360	534	239 000
Ti	39	1 160	195	25	1210	106	5 200
Mn	39	163	50	25	618	293	47 300
Fe	39	32 900	13 200	25	37 300	6 160	458 000
Y	39	11,3	5,85	25	34,0	8,2	2 360
La	39	26,0	15,1	25	37,3	9,7	1175,2
Ce	39	47,8	23,1	25	67,4	12,4	2038,4

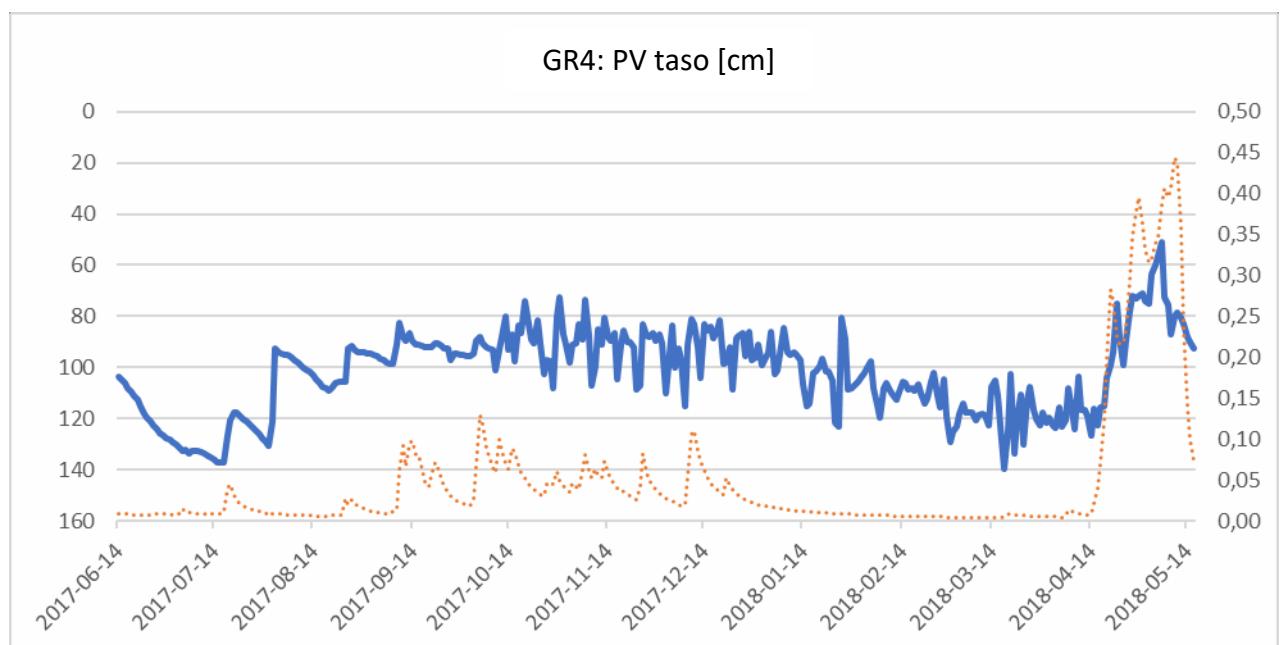
Salaojitettujen koekenttien perustaminen

Bäverfältet salaojitettiin heinä- ja lokakuun välisenä aikana vuonna 2016. Kun toimenpiteitä suunniteltiin, lähtökohtana oli tieto siitä, että kentälle oli jo aiemmin tehty salaojitus. Vanha salaojitussuunnitelma vuodelta on 1975, mutta maasta ei löytynyt vanhoja putkia vuoden 2016 töiden yhteydessä. Ympäröivistä avoojista ei myöskään ole löytynyt poistoputkia. Johtopäätöksenä oli tuolloin, ettei vanhaa salaojitusta ollut. Tämä viittaa siihen, että Bäverfältet on ollut pitkään ojitettuna avoojien avulla, koska kentällä on kaikesta huolimatta ollut hyvin kehittyneitä aktiivista hapanta sulfaattimaata. Maanomistajan mukaan Bäverfältetin alaosassa on ollut ennen toimenpiteitä ajoittain niin märkää, ettei viljely ole käytännössä onnistunut. Suunnitelmana oli viljellä kenttää viljelykaudella 2017. Maa oli jäässä epätavallisen pitkään toukokuussa 2017, joten kenttää ei ehditty kylvää vuonna 2017. Kenttä kylvettiin toimenpiteiden jälkeen ensimmäistä kertaa keväällä 2018. Tämän vuoksi sadosta ei pystytä tekemään johtopäätöksiä. Kentän alaosassa on kuitenkin nyt toimiva salaojitus, joten on todennäköistä, että Bäverfältetin viljely onnistuu normaalisti verrattuna aikaan ennen salaojitusta.

Ennen pohjavesitasojen mittausten aloittamista tiedonkeruulaitteella kesäkuussa 2017 havaittiin seikka, joka on voinut vaikuttaa mittauksiin osa-alueella 2: säätöventtiili oli jätetty auki kaivossa 2 (BR2) koko talveksi, joten pohjavesitaso on ollut suunniteltua alempi osa-alueella 2 talvella 2017. Tämä havaittiin kaivojen silmämääräisessä tarkastuksessa toukokuun alussa 2017. Tuolloin ei voitu mitata mitään tasoa. Tämän vuoksi tasoista ei valitettavasti ole käytettävissä tietoja, vaan tasoerot BR2:n ja BR3:n on tarkistettu ja arvioitu vain silmämääräisesti. Tilanteesta voi seurata se, että sulfidimaan hapettuminen ei ole estynyt osa-alueella 2 samalla tavalla kuin osa-alueella 3 talven 2017 aikana. Tämä on otettava huomioon tulkittaessa myöhempiä johtavuus- ja tasotietoja.

Pohjavesitasojen mittaus

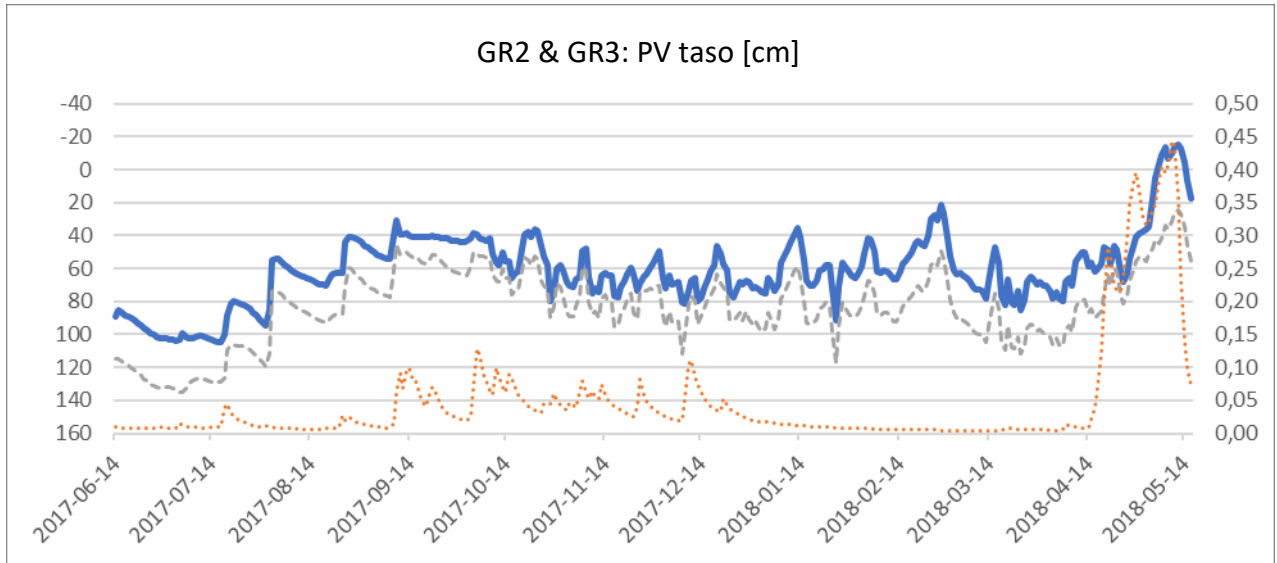
Pohjavesitasoja on mitattu jatkuvasti ajanjaksolla 14.7.2017–16.5.2018. Tiedot säätelemättömältä osa-alueelta 4, jolla ei ole muoviestettä, osoittavat, miten pohjavesitaso vaihtelee normaalisti salaajitetulla kentällä (kuva 36). Osa-alueen 4 pohjavesitaso on mukaillut koko ajan valuma-aluetta mittausaikana väheten hitaasti talvella lumen sulamiseen asti. Pohjavesitaso on korkeimmillaan syksyisin ja keväisin, mikä on odotettavissa, koska virtaus on voimakasta syysateella ja lumen sulaessa. Alimmat pohjavesitasot mitattiin kesällä ja talvella, koska maahan ei kulkeutunut silloin vettä. Taso alittaa toisinaan salaajaputken asennussyvyyden (noin 120 cm), mikä voi aiheuttaa putkitukoksia rautasaostumien myötä.



Kuva 36: Pohjavesitaso / cm umy (vasen Y-akseli) osa-alueella 4 (yhtenäinen viiva) ja vuorokauden virtauskeskiarvot / m³/s (oikea Y-akseli) SMHI:n vattenwebin mukaan (pisteviiva).

Pohjavesitasojen vaihtelut osa-alueilla 2 ja 3 (kuva 37) korreloivat hyvin keskenään (selitysaste = 0,9). Tämä on odotettavissa, koska alueilla on samankaltainen kaltevuus, koko ja salaajitus (poikkeuksena on osa-alue 3, jolle on asennettu vedenottoaivo, jota ei ole käytetty kerättäessä tietoja tätä raporttia varten). Osa-alueiden 2 ja 3 pohjavesitasot eivät kuitenkaan vastaa kovin hyvin osa-alueen 4 tasovaihteluita (selitysaste = 0,42 ja 0,58 osa-alueilla 2 ja 3). Tämä johtuu luultavasti siitä, että osa-alueella 4 ei ole säätökaivoa eikä muovikalvoa, ja maan kaltevuus on suurempi. Yleinen suuntaus on, että osa-alueiden 2 ja 3 (sekä osa-alueen 1) pohjavesitasot nousevat enemmän verrattuina osa-alueeseen 4 tulva-aikana. Syynä on luultavasti se, että osa-alueiden 2 ja 3 muovikalvo estää vuodot sivusuunnassa, kun taas osa-alue 4 tyhjenee nopeammin tulvimisen yhteydessä.

Taso on yleisesti korkeampi alempana sijaitsevalla osa-alueella 2. Syynä on todennäköisesti lähellä sijaitseva kosteikkoalue, jonka kaltevuus on hyvin pieni. Osa-alueiden 2 ja 3 pohjavesitasot eivät alittaneet salaojaputkien asennussyvyyttä muutoin kuin kesällä 2017. Tämä johtuu siitä, että säätely on ollut avoinna pitkään kevättulvan jälkeen, jotta pohjavesitaso voitaisiin pitää riittävän korkeana kesällä.

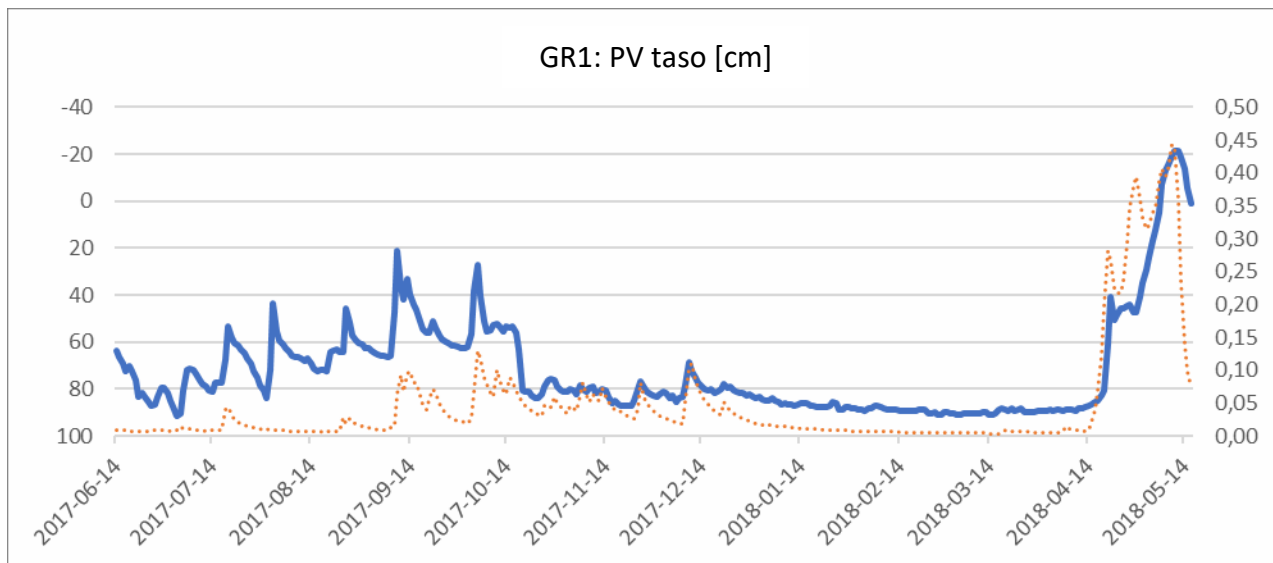


Kuva 37: Pohjavesitaso / cm umy (vasen Y-akseli) osa-alueella 2 (yhtenäinen viiva) ja osa-alueella 3 (katkoviiva) sekä vuorokauden virtauskeskiarvot / m³/s (oikea Y-akseli) SMHI:n vattenwebin mukaan (pisteviiva).

Osa-alueen 1 pohjavesitaso näyttää mukailevan hyvin virtauksen muutoksia (kuva 4

38). Selitysaste on kuitenkin suhteellisen alhainen ($R^2 = 0,56$), mutta selvästi korkeampi kuin osa-alueilla 2–4 ($R^2 = 0,26–0,32$). Osa-alue 1 sijaitsee hyvin matalalla maastossa. Siihen lounaassa rajoittuva kosteikko on hyvin tasainen ja sijaitsee 1–1,5 metriä korkeammalla kuin Alterälvenin ranta-alue noin 300 m kauempana). Osa-alueella 1 on poistokaivo ilman säätömahdollisuutta. Tämä tarkoittaa sitä, että poistovesi kulkeutuu suoraan avoimeen ojaan.

Ero osa-alueisiin 2–4 näkyy erityisesti talviaikaan. Pohjavesitaso vaihtelee jonkin verran osa-alueilla 2, 3 ja 4 talvikaudella tammikuusta maaliskuuhun 2018, vaikka virtaus on heikkoa, vähenevää ja hyvin vähän vaihtelevaa. Osa-alueen 1 taso ei sen sijaan vaihtelee lainkaan samalla tavalla. Osa-alueiden 2–4 tiedoissa näkyviä vaihteluita ei ole osa-alueella 1, joten mittauslaitteiston virheet voidaan sulkea pois. Osa-alueen 1 taso voi olla vakaampi, koska alue sijaitsee matalalla ja lähellä kosteikkoa, joka rajautuu koekenttään lounaassa. Pohjavesitaso on ollut yksittäisten havaintojen perusteella hyvin lähellä maanpintaa kosteikkoalueilla, joilla maaperä on erittäin märkää käytännössä ympäri vuoden. Osa-alueiden 2–4 vaihtelut osoittavat, että pohjavettä valuu koekentälle ylempänä sijaitsevilta alueilta myös talvella, kun taas osa-alueen 1 vakaampi taso selittyy todennäköisesti pohjavesitasojen yleisellä pienellä vaihtelulla maaston alimman pisteen lähellä.



Kuva 38: Pohjavesitaso / cm umy (vasen Y-akseli) osa-alueella 1 (yhtenäinen viiva) ja vuorokauden virtauskeskiarvot / m³/s (oikea Y-akseli) SMHI:n vattenwebin mukaan (pisteviiva).

Pohjavesitasojen säätely ja valvonta näyttää toimivan hyvin. Pohjavesitasoissa on selkeä ero muovitetujen alueiden 1–3 ja osa-alueen 4 välillä. Osa-alueiden 1–4 pohjavesitasojen keskiarvot olivat ajanjaksolla 14.6.2017–16.5.2017 72, 61, 83 ja 102 cm. Teoreettiselta kannalta ajatellen tämä tarkoittaisi sitä, että osa-alueelta 4 liukenee enemmän happamoittavia aineita ja metalleja (pinta-alayksikköä kohti) kuin osa-alueilta 1–3.

Pohjavesitasoja on mitattu GR0:ssa yksittäistapauksissa myös syvyysluotaimella sekä ennen rakennustyötä että niiden jälkeen (taulukko 10). Tuloksista käy ilmi, että GR0:n pohjavesitaso oli alempi kesällä 2017 (toimenpiteen jälkeen) kuin kesällä 2016. Kesäkausien keskiarvot olivat 73 cm umy kesältä 2016 ja 113 cm umy kesältä 2017 (laskettuna taulukossa alleviivattujen arvojen perusteella). Pohjavesitasojen välisiin eroihin kahtena vuonna on voinut vaikuttaa alueen yleinen hydrologinen tilanne, mutta myös uuden salaojituksen tehokkuus. GR0 sijaitsee osa-alueella 1, jolla pohjavesitasoa ei voi säädellä. Lumien sulamisesta ei aiheutunut vuonna 2017 yhtä voimakasta virtausta kuin vuonna 2016 (kuva 39), mikä teki olosuhteista kuivemmat kesällä 2017 kuin kesällä 2016. Vuotta 2018 koskevat alustavat tiedot osoittavat, että pohjavesitaso on ollut vieläkin alempana (keskimäärin 129 cm umy kahden kesä-heinäkuussa tehdyn mittauksen perusteella). Alueen hydrologinen tilanne on yleisesti ottaen vieläkin kuivempi kuin vuonna 2017, mikä on uskottava selitys.

Vesikemiallisten parametrien mittaus

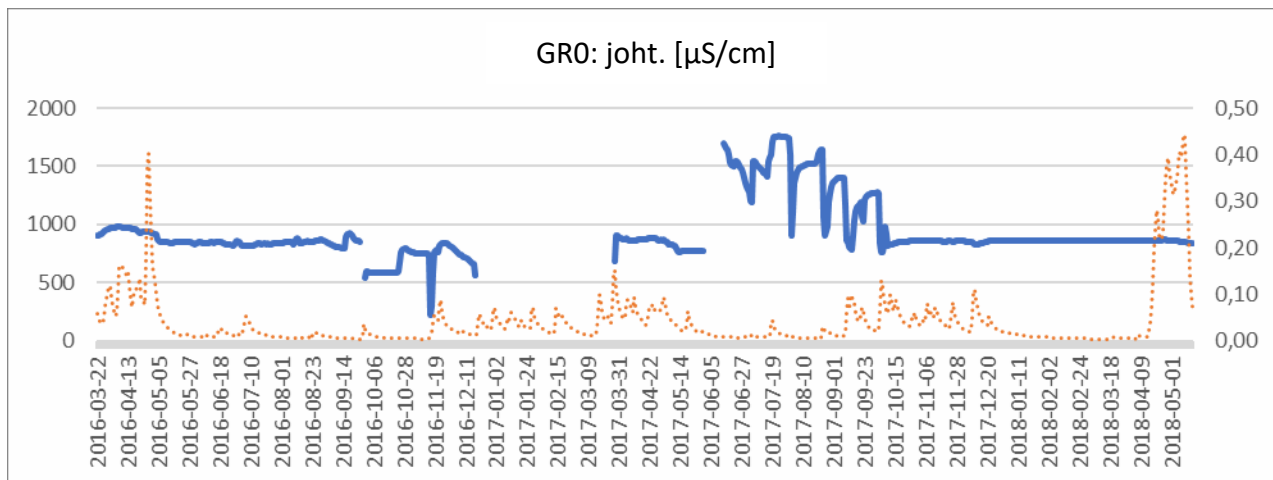
Pohjavesiputken GR0 johtavuutta mitattiin jatkuvasti välillä 22.3.2016–16.5.2018. Mittausaikaan sisältyy kolme lumien sulamiskautta, kaksi kesäkautta ja yksi talvikausi. Tarkoituksena on ollut kerätä tietoja ennen salaojituksen rakennustyötä ja sen jälkeen. Tiedot osoittavat, että sähkönjohtavuus on ollut vakaa pitkiä aikoja, ja tietyt konduktanssi arvot ovat olleet hieman alle 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}@25^\circ\text{C}$ (kuva 39). Tiedoissa on puutteita ajanjaksoina 26.–30.9.2016 ja 18.12.2016–3.4.2017. Arvion mukaan pohjavesitaso on ollut näissä tapauksissa niin alhainen, että mittauslaite on jäänyt pohjaveden pinnan yläpuolelle. Valitettavasti nämä tilanteet ilmenivät ennen kuin pohjavesitasoja alettiin mitata jatkuvasti.

Lumien sulaessa ja kevättulvien aikana virtaukset ovat voimakkaimmillaan. Suuria määriä sulamisvettä kulkeutuu ylempiin maakerroksiin. Tämä ei kuitenkaan tunnu vaikuttaneen pohjaveden johtavuuteen Båverfältetillä – talven 2018 tiedot osoittavat, että johtavuus on pysynyt vakaana (hieman alle 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}@25^\circ\text{C}$).

Taulukko 10: Pohjavesiputken GRO pohjavesitasot, cm maanpinnan alapuolella. Syvyysluotaimen avulla tehtyjen kenttämittausten tiedot. Alleviivattujen rivien arvoja on käytetty keskiarvon laskentaan kesäkausille 2016 ja 2017. Kursivoitujen rivien alustavia arvoja vuodelle 2018 on käytetty keskiarvon laskentaan.

<i>Päivämäärä</i>	<i>PVT cm ma</i>
<i>22.3.2016</i>	<i>67</i>
<i>20.4.2016</i>	<i>61</i>
<i>13.5.2016</i>	<i>43</i>
<u><i>31.5.2016</i></u>	<u><i>77</i></u>
<u><i>14.6.2016</i></u>	<u><i>81</i></u>
<u><i>28.6.2016</i></u>	<u><i>60</i></u>
<i>9.8.2016</i>	<i>112</i>
<i>10.8.2016</i>	<i>102</i>
<i>15.9.2016</i>	<i>119</i>
<i>26.9.2016</i>	<i>124</i>
<i>26.10.2016</i>	<i>113</i>
<i>21.11.2016</i>	<i>111</i>
<u><i>30.5.2017</i></u>	<u><i>96</i></u>
<u><i>21.6.2017</i></u>	<u><i>116</i></u>
<u><i>17.7.2017</i></u>	<u><i>126</i></u>
<i>9.10.2017</i>	<i>90</i>
<i>16.5.2018</i>	<i>22</i>
<u><i>13.6.2018</i></u>	<u><i>121</i></u>
<u><i>27.7.2018</i></u>	<u><i>136</i></u>

Kesäkausien tulokset ovat olleet vaihtelevia. Kesäkaudella 2016 johtavuus pysyi vakaana arvon ollessa alle 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}@25^\circ\text{C}$, kun taas seuraavana kesänä 2017 se oli huomattavasti suurempi ja vaihteli voimakkaasti. Kesä 2017 oli ensimmäinen kesä salaojituksen rakentamisen jälkeen, mikä on voinut vaikuttaa GRO:n johtavuuteen. Maata ei ollut salaojitettu aiemmin, joten uusi salaojitus lisäsi sulfidihapettumista alemmissa maakerroksissa, mikä puolestaan nosti sulfaattipitoisuuksia ja sitä kautta pohjaveden johtavuusarvoja.

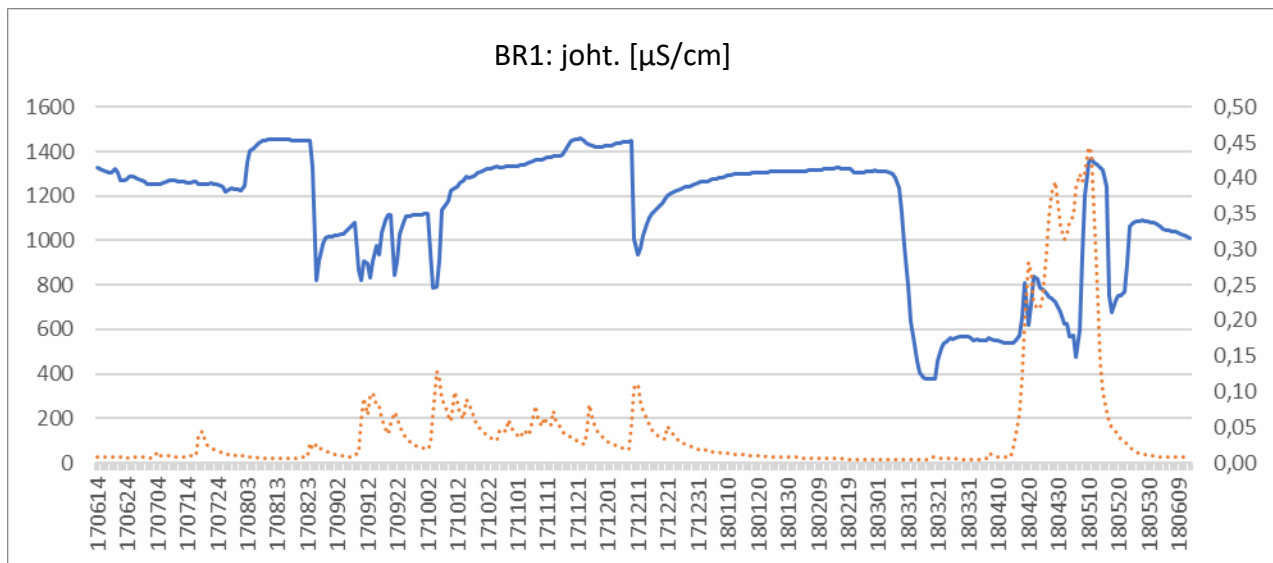


Kuva 39: Johtavuus tietyinä konduktanssina, $\mu\text{S}/\text{cm}@25^{\circ}\text{C}$ (vasen Y-akseli) putken GR0 (yhtenäinen viiva) pohjavedessä, sekä vuorokauden virtauskeskiarvot, m^3/s (oikea Y-akseli), SMHI:n vattenwebin mukaisesti (pisteviiva).

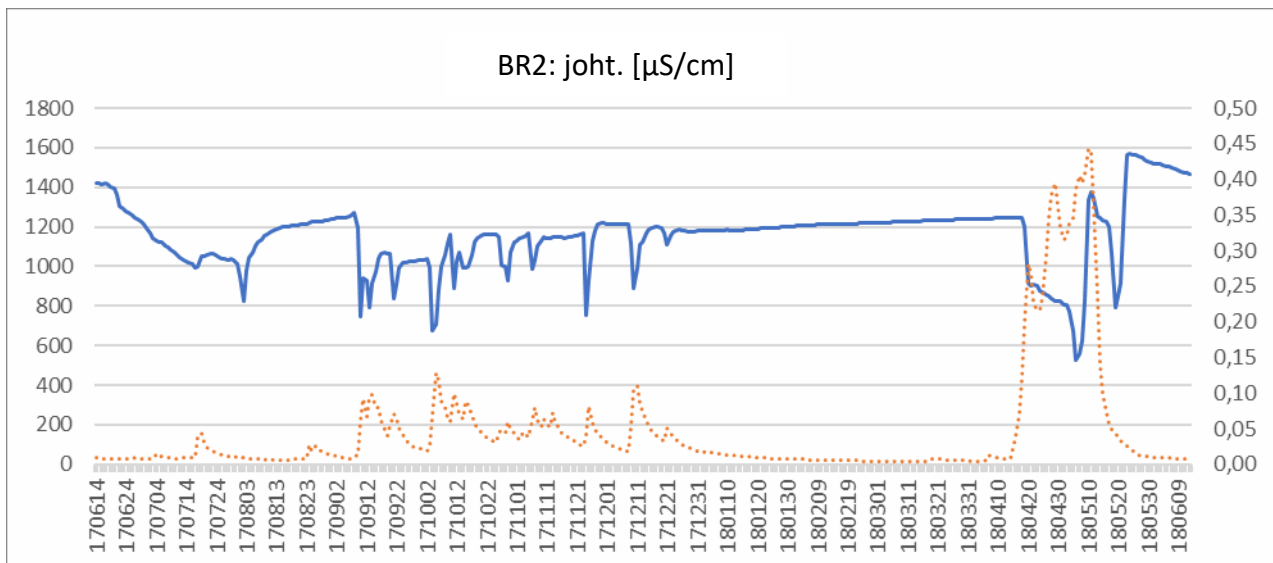
Johtavuutta on mitattu jatkuvasti kaivoista BR1–BR3 ajanjaksolla 14.6.2017–13.6.2018 (kuvat 40–42). BR3:sta puuttuu tietoja 9. lokakuuta 2017 asti, koska tapahtui tuntematon virhe, kun mittaria yritettiin lukea kentällä. Johtavuus oli suuri kaikissa kaivoissa ajanjakson aikana, ja tiedoissa esiintyvät vaihtelut vastaavat voimakkaan virtauksen ajankohtia. Tämä osoittaa, että kaivojen veteen vaikutti kyseisinä ajankohtina vähemmän johtava vesi, mikä ei pätenyt pohjavedeen (GR0).

Kaikki transientit johtavuusvähennykset BR1:n–BR3:n tiedoissa mukailevat voimistunutta virtausta. Poikkeuksena on johtavuuden voimakas vähentyminen BR1:ssä 6.–18.3.2018, lähes kuukautta ennen kevättulvaa. Tämän ajanjakson alemmat arvot osoittavat, että vähemmän johtava vesi sekoittui osa-alueen 1 poistoveteen. Veden alkuperästä ei kuitenkaan ole käsitystä kerättyjen tietojen perusteella. Voidaan arvella, että sulamisvesi on kulkeutunut takakautta sisään BR1:een kosteikosta, joka rajautuu koekenttään lännessä, tai koekentän eteläpuolella sijaitsevalta alueelta. Tällainen sulamisvesi saavuttaisi BR2:n ja BR3:n myöhemmin, koska näiden kaivojen ulosvirtaus sijaitsee ylempänä kuin BR1. Kun johtavuuden väheneminen on ollut yhteydessä voimistuneeseen virtaukseen, syynä on luultavasti alhaisen sähkönjohtavuuden sade- tai sulamisveden joutumisesta korkean johtavuuden pohjavedeen.

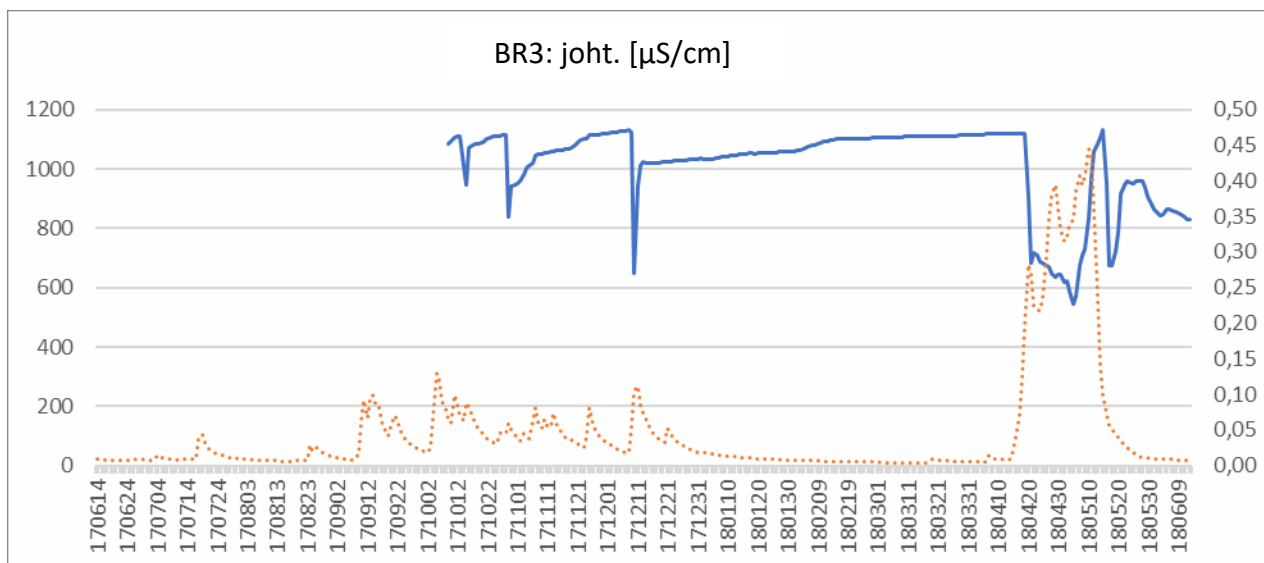
Sähkönjohtavuuden keskiarvot laskettiin talvikaudelle 1.1. – 1.3.2018, ja ne olivat mittaustietojen mukaan 1 305, 1 200 ja 1 069 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BR1, BR2 ja BR3). Alustavat tiedot vuodelta 2018 osoittavat, että johtavuus on ollut kenttämittauksissa selkeästi alin BR3:ssa verrattuna BR1:een ja BR2:een (taulukko 11). Kirjatut tiedot ja näiden kenttämittausten tiedot viittaavat siihen, että BR3:n johtavuus on alempi kuin BR1:n ja BR2:n. Kaivojen johtavuus vähenee virtaushuippujen aikana, joten BR3:n alempi johtavuus voi tarkoittaa sitä, että osa-alueen 3 läpi kulkee tai siihen varastoituu enemmän vettä kuin esimerkiksi osa-alueeseen 2. Tämä vuorostaan voi liittyä siihen, että kyseisten osa-alueiden kaltevuudet poikkeavat toisistaan, tai siihen, että pohjavesitasot ovat pysyneet osa-alueella 3 korkeampina kuin osa-alueella 2. Toinen selitys voi olla se, että BR2-kaivon säätö on ollut auki talvella 2017 (katso edellä) ja että tämä vaikuttaa edelleen BR2:n kaivoveden vesikemiaan.



Kuva 40: Johtavuus tietyinä konduktanssina, $\mu\text{S}/\text{cm}$ @25°C (vasen Y-akseli) kaivon B1 (yhtenäinen viiva) vedessä, sekä vuorokauden virtauskeskiarvot, m^3/s (oikea Y-akseli), SMHI:n vattenwebin mukaisesti (pisteviiva).



Kuva 41: Johtavuus tietyinä konduktanssina, $\mu\text{S}/\text{cm}$ @25°C (vasen Y-akseli) kaivon BR2 (yhtenäinen viiva) vedessä, sekä vuorokauden virtauskeskiarvot, m^3/s (oikea Y-akseli), SMHI:n vattenwebin mukaisesti (pisteviiva).



Kuva 42: Johtavuus tietyinä konduktanssina, $\mu\text{S}/\text{cm}$ @25°C (vasen Y-akseli) kaivon BR3 (yhtenäinen viiva) vedessä, sekä vuorokauden virtauskeskiarvot, m^3/s (oikea Y-akseli), SMHI:n vattenwebin mukaisesti (pisteiviiva).

Taulukko 11: pH:n kenttämittaukset ja johtavuus kaivoissa BR1 - BR3.

Paikka	Mittaus 25.10.2017		Mittaus 13.6.2018		Mittaus 26.7.2018	
	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
BR1	3,6	1232	4,3	1115	4,0	1171
BR2	3,6	916	4,2	1347	3,7	1423
BR3	3,4	905	3,9	656	5,7	326

pH-arvoja on mitattu kentällä vain mittauspisteissä GR0, GR1-4 ja BR1 - BR3. Mitatut pH-arvot olivat yleisesti suurempia pohjavedessä kuin kaivovedessä (taulukot 11 ja 12). Pohjavesiputkien GR1-GR4 johtavuus on näkynyt vain kenttämittauksissa. Nämä mittaukset osoittavat, että pohjaveden johtavuus ei ole vaihdellut erityisen paljon kentän eri osa-alueilla.

Taulukko 12: pohjavesiputkien pH arvot ja johtavuus koekentällä 2016 - 2018

Paikka	pH-väli	EC-väli ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
GR0	3,7 - 6,2	(katso kaaviota edellä)
GR1	5,2 - 6,7	475 - 770
GR2	4,7 - 6,6	292 - 780
GR3	4,0 - 6,4	398 - 832
GR4	4,4 - 6,4	565 - 924

Linjamittaus avoimessa salaojassa

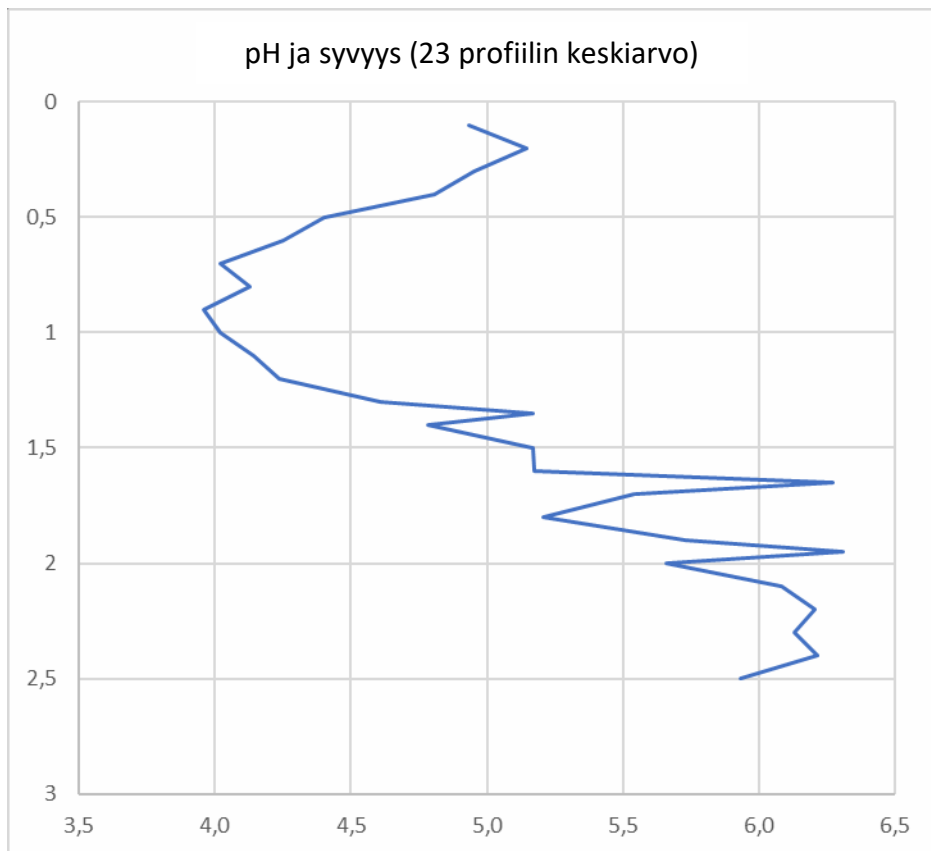
pH-arvojen ja johtavuuden mittaus avoimessa salaojassa kentän kaakkoispuolella on suoritettu linjoissa kolmena ajankohtana (taulukko 13). Tulokset osoittavat, että johtavuus on suurin ja pH-arvo pienin kentän ylemmillä alueilla (osa-alueet 3 ja 4). Ulosvirtauskohtaan alavedenpuoleisella osa-alueella 1 pätee päinvastainen. Tämä on kuitenkin mittaustulos kaivoista BR1–BR3, joissa johtavuus oli alempi kentän ylemmällä osa-alueella (osa-alueella 4 ei ole kaivoa). Luultavasti syynä on se, että koekentän poistoveteen sekoittui matalan johtavuuden vettä läheisiltä kosteikkoalueilta, joilla sulfidin hapettuminen ei vaikuta pohjaveteen yhtä paljon kuin koekentällä.

Taulukko 13: pH-arvot ja sähkönjohtavuus kenttämittauksissa koekentän avoimessa salaojassa. YTV1 on osa-alueen 1 ulosvirtauskohta, YTV2 sijaitsee osa-alueen 2 ulosvirtauskohdassa ja niin edelleen.

	<i>Mittaus 25.10.2017</i>		<i>Mittaus 13.6.2018</i>		<i>Mittaus 26.7.2018</i>	
<i>Paikka</i>	<i>pH</i>	<i>EC (μS/cm)</i>	<i>pH</i>	<i>EC (μS/cm)</i>	<i>pH</i>	<i>EC (μS/cm)</i>
<i>YTV1</i>	4,7	321	7,3	233	6,9	231
<i>YTV2</i>	4,7	335	7,2	248	7,4	254
<i>YTV3</i>	3,6	446	3,7	420	6,7	246
<i>YTV4</i>	3,7	388	3,5	577	3,6	395

Aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välisen vaihtumisvyöhykkeen tarkistus

SGU on ottanut maanäytteitä kartoittaakseen vaihtumisvyöhykettä aktiivisten ja potentiaalisten happamien sulfaattimaiden välillä. Kullekin profiilille määritetään maatyypin, ja pH-arvo mitataan 10 cm:n välein. Tiedot yhteensä 23 koekentän sijainnista (liite 4) esitetään tässä keskiarvoprofiilina, joka osoittaa, miten pH-arvo tyypillisesti vaihtelee maan syvyyden mukaan kentällä (kuva 43). Näistä profiileista on otettu näytteitä sekä ennen toimenpiteitä että niiden jälkeen, mutta vaihtumisvyöhykkeen tilassa ei ole havaittu muutoksia. Tämä oli odotettavissa, koska kestää luultavasti kauan, ennen kuin maan sulfidihapettuminen on hidastunut riittävästi muuttamaan vaihtumisvyöhykkeen tilaa.



Kuva 43: pH-arvon muutos (X-akseli) ja syvyys (Y-akseli) Bäverfältetin tyypillisessä maaprofiilissa (23 profiilin keskiarvot).

KESKUSTELU

Mallinnus

Happamien sulfaattimaiden mallinnustulokset Simojoen, Alån, Rosån ja Alterälvenin valuma-alueilta osoittavat, että mallinnuksen avulla voidaan laatia karttoja, joista ilmenevät aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan todennäköiset esiintymispaikat. Tällaisten karttojen avulla pystytään tunnistamaan alueet, joilla on tärkeää välttää happamien sulfaattimaiden kielteisiin vaikutuksiin johtava maankäyttö. On kuitenkin tärkeää muistaa, että nämä kartat eivät kuvaa alueita, joilla hapanta sulfaattimaata esiintyy varmuudella, vaan alueet, joilla tällaisia maita todennäköisesti esiintyy. Vastaavasti ei voida täysin poissulkea happaman sulfaattimaan esiintymistä tietyissä paikoissa, joissa niiden esiintyminen on kartan mukaan epätodennäköistä. Tietyn paikan olosuhteiden varma arviointi edellyttää tämän vuoksi, että maiden ominaispiirteet tutkitaan. Karttojen avulla voidaan kuitenkin myös arvioida, onko tällaiseen tutkimukseen tarvetta.

Mallin luotettavuus tietyllä alueella määräytyy luonnollisesti käytettävien tietojen määrän, tarkkuuden ja laadun mukaan. Maalajikartta on tärkeä parametri Ruotsin valuma-alueiden mallissa. Se on yleistys tilanteesta, eivätkä rajat ole tarkkoja, joten näytepisteiden luokan ei tarvitse täsmätä kentällä ja maalajikartassa. Sulfaatiksi sulfidilla luokitelluista paikoista on esimerkiksi otettu näytteitä alueilla, jotka koostuvat maalajikartan mukaan moreenista, vaikka niillä on todellisuudessa hienorakeista sedimenttiä. On kuitenkin huomattava, että Ruotsin valuma-alueita koskeva malli ennustaa "sulfidin" ja "sulfaatin sulfidilla" esiintymisen suhteellisen suurilla alueilla, jotka koostuvat maalajikartan mukaan moreenista. Ei ole luultavaa, että niin suuri osa kartan maalajeista olisi luokiteltu virheellisesti moreeniksi.

Todennäköisesti nämä alueet koostuvat sen sijaan tasaisesta moreenimaasta, joka on mallinnettu virheellisesti "sulfidiksi" tai "sulfaatiksi sulfidilla". On ehkä mahdollista käyttää korkeusmallia tasaisten moreenialueiden kuvaamiseen ja laatia malli, jossa näitä alueita ei määritellä happamaksi sulfaattimaaksi.

Mallin luotettavuus vaihtelee myös eri maalajien ja maankäyttötyyppien välillä. On esimerkiksi hyvin todennäköistä, että hapanta sulfaattimaata esiintyy suurilla tasaisilla alueilla, joilla on ojitettua, viljeltyä, postglasiaalista hienosedimenttiä, jota on lähellä rannikkoa. Sitä vastoin on vaikeampi ennustaa, miten paljon potentiaalista hapanta sulfaattimaata esiintyy muissa nuoremmassa maalajeissa. Alueen tietyissä turvemaissa voi esimerkiksi olla potentiaalista hapanta sulfaattimaata, kun toisissa turvemaissa puolestaan ei tällaista materiaalia ole. Lisäksi tietyt pelkistyneet hiekkamaat voivat koostua potentiaalisesta happamasta sulfaattimaasta, kun toisissa hiekkamaissa ei ole potentiaalista hapanta sulfaattimaata. On vaikea ennakoida, mikä hiekan tilanne on määrätysssä paikassa.

Kolmella Ruotsin valuma-alueella aktiivista hapanta sulfaattimaata on mallinnustulosten mukaan tiheimmin lähimpänä rannikkoa ja vähemmän korkeammilla paikoilla. Tämä vastaa havaintoa siitä, että useimmat hapanta sulfaattimaata käsittävät sijainnit ovat alempana kuin 40 m merenpinnan yläpuolella (kuvat 14 ja 28). Paljon aktiivista hapanta sulfaattimaata on tasaisilla savialueilla lähellä rannikkoa. Niillä on usein käytössä olevaa tai hylättyä viljelymaata. Sitä vastoin korkeammilla paikoilla on pienempiä alueita, jotka sisältävät potentiaalista hapanta sulfaattimaata (sulfidimaata), esimerkiksi pienissä kosteikoissa, joissa sulfidimaan päällä on turvetta. Suomessa Simojoen valuma-alueella ei ole aktiivista hapanta sulfaattimaata, mutta kylläkin potentiaalista hapanta sulfaattimaata, jonka päällä on hiekan tai turpeen kaltaisia nuorempia maalajeja. Yksi syy aktiivisen happaman sulfaattimaan puuttumiseen voi olla se, että alue sijaitsee niin kaukana pohjoisessa, ettei kosteikkoja ole kannattanut ojitaa viljelymaan ylläpitoa varten. Tämän vuoksi ei ole todennäköistä, että happamat maat ovat vaikuttaneet alueen vesikemiaan kielteisesti, mutta niin voi käydä, jos sulfiittimaa altistuu ilmalle esimerkiksi ojituksen seurauksena.

Kuvan 26 kartasta, joka kuvaa happaman sulfaattimaan esiintymistodennäköisyyttä pohjoisella Pohjanlahdella, voidaan kohtuudella päätellä, että kartan luotettavuus vaihtelee mallinnetulla alueella. Arvioimme kuitenkin, että se antaa hyvän yleiskuvan happaman sulfaattimaan levinneisyydestä pohjoisen Pohjanlahden ympärillä. Tämän vahvistavat suuret tunnetut happaman sulfaattimaan alueet kartalla. Kartasta ilmenee, että happaman sulfaattimaan pinta-ala on huomattavasti suurempi Suomessa kuin Ruotsin puolella. Tämä selittää sen, miksi tällaiseen maahan liittyvät ympäristöongelmat ovat herättäneet Suomessa enemmän huomiota. Yhtenä syynä epävarmuuteen on se, että pohjoisen Pohjanlahden malli edustaa suurta aluetta, jolla geologiset olosuhteet vaihtelevat. Alueen sisällä on eroavaisuuksia esimerkiksi nykypäivän topografian sekä maannousun nykyisen ja aiemman suuruuden välillä. Ruotsissa on suuria alueita, joilta havainnot puuttuvat kokonaan, kun Suomen puolelta on erittäin runsaasti havaintoja. Tämän vuoksi olosuhteet Suomen alueilla, joilla esiintyy hapanta sulfaattimaata, saavat mallissa suuren painoarvon. Vaikka Ruotsin ja Suomen välinen raja ei muodostakaan geologista rajaa, maiden topografisilla olosuhteilla on yleisiä eroja, joten malliin liittyy Ruotsin puolella luultavasti enemmän epävarmuustekijöitä. Ruotsin puolella mallissa on esimerkiksi ennakoitu happamia sulfaattimaita suhteellisen korkeilla paikoilla, joilla ei ole havaittu tällaista maata. Karttaa voisi parantaa esimerkiksi mallintamalla pienempiä alueita erikseen ja yhdistämällä ne sitten suuremmaksi kartaksi. Koko maalajikartta voitaisiin myös syöttää malliin. Näin ei toimittu tässä esitettävässä mallissa. Sekä Norrbottenissa että Västerbottenissa veden sähkönjohtokykyä mitattiin monissa pienemmissä vesistöissä. Suuri johtavuus osoittaa, että aktiivista hapanta sulfaattimaata on, ja näitä tietoja tulisi tämän vuoksi voida käyttää kartan tarkistukseen ja parantamiseen. Lisäksi käytettävissä on pian lisätietoja, esimerkiksi Metsähallituksen VIMLAan keräämiä tietoja, ja SGU jatkaa kartan parannustyötä.

Geokemia

Kuten edellä mainittiin, kemiallisten analyysien tulokset osoittavat, että aktiivista hapanta sulfaattimaata käsittäviltä alueilta liukenee monia ympäristölle haitallisia alkuaineita. Tässä esitetään vain neljän kohteen tulokset, joista kahdessa on aktiivista hapanta sulfaattimaata. Tässä hankkeessa ja muissa tutkimuksissa muista sijainneista saadut tulokset ovat kuitenkin olleet samansuuntaisia. Tämän ja aiempien tutkimusten tulokset (esimerkiksi Nordmyr ja muut 2008, Åström 2001b) osoittavat myös, että monet happamasta maasta lienneet elementit esiintyvät suurina pitoisuuksina aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välisellä vaihettumisvyöhykkeellä (esimerkiksi Sohlenius ja Öborn 2004). Tämä johtuu siitä, että aineet ovat lienneet aktiivisen happaman maan yläosasta ja rikastuneet alemmaksi maaprofiiliin. Tämä tarkoittaa sitä, että helposti liukenevat ympäristölle haitalliset aineet ovat edelleen profiileissa. Muiden tutkimusten tulokset osoittavat, että näissä kohdissa metalleja esiintyy helposti liukenevassa muodossa (esimerkiksi Sohlenius ja Öborn 2004), joten ne voivat liueta ympäröivään veteen. Kuvissa on esitetty vain muutamia analysoituja aineita, ja tulokset osoittavat, että happamista sulfaattimaista liukenee monia muitakin aineita. Kaikissa harvinaisissa maametalleissa, myös Y:ssä, esimerkiksi (kuten kuvissa) näkyy samankaltainen kaava, joka on osoitettu useissa aiemmissakin tutkimuksissa (esimerkiksi Nordmyr ja muut 2008, Åström 2001b).

Tulososassa esitetään ratkaisuehdotus, jonka avulla voidaan laskea, kuinka paljon eri elementtejä on voinut liueta aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta kolmella tutkitulla Norrbottenin valuma-alueella. Vaikka epävarmuutta on paljon, voidaan arvioida, että tulokset osoittavat kokojärjestyksen metallien liukenemiselle happamista sulfaattimaista. On kuitenkin tärkeää huomata, että kyseessä on jatkuva prosessi, ja todennäköisesti aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta lienneita aineita jää maahan jonkin verran, mutta suhteellisen helposti liukenevassa muodossa (katso Sohlenius ja Öborn 2004). Kuten edellä on mainittu, monet elementit esiintyvät suurina pitoisuuksina hapettuneen ja pelkistyneen maan välisellä vaihettumisvyöhykkeellä. Näitä pitoisuushuippuja ei käytetty laskettaessa aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan keskiarvoja. Pitoisuushuiput johtuu luultavasti happamasta maasta lienneet metallit, jotka voivat irrota ympäröivään veteen. Laskelmien mukaan aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välinen ero osoittaa, että happamista maista on irronnut erittäin paljon eliöille haitallisia alkuaineita. Taulukossa esitetyt arvot on ehkä arvioitu ylöspäin, mutta kaiken todennäköisyyden mukaan aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta on irronnut suuria metallimääriä ympäröivään veteen, koska pohjavesitaso on alentunut monilla potentiaalisen happaman sulfaattimaan alueilla viimeisten sadan vuoden aikana. Tulokset tutkimustyöstä, jossa laadittiin yhteenveto metallipitoisuuksista hapanta sulfaattimaata käsittävissä ojissa ja vesistöissä Norrbottenin rannikoilla, osoittavat myös, että Co, Ni, Cd, Zn, Al ja Mn pitoisuudet ovat näissä vesissä huomattavasti suuremmat verrattuna ruotsalaisiin keskiarvovesistöihin (Wennström 2017). Tämä tukee osaltaan tulkintaa, jonka mukaan aktiivinen hapan sulfaattimaa on näiden aineiden merkittävä lähde.

Suomen puolelta on tutkimuksia, joissa aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta liennut elementti kertyy enimmäkseen sedimenttiin, jota muodostuu näiden maiden vaikutusalueella olevien vesistöjen suulle (esimerkiksi Nordmyr ja muut 2008). Rosån yhteyteen kertyneitä sedimenttejä koskevat tutkimustulokset osoittavat, että happamista sulfaattimaista irtoavat elementit kiinnittyvät joka tapauksessa osittain järvisedimenttiin sen sijaan, että se kulkeutuisi kokonan mereen asti. Tämän tutkimuksen perusteella ei kuitenkaan voi päätellä, miten suuri osa metalleista kertyy sedimenttiin ja miten suuri osa mahdollisesti kulkeutuu kauemmaksi Itämerelle. Tiettyjen elementtien osalta on vaikea määrittellä, johtuvatko kohonneet pitoisuudet happamista sulfaattimaista. Tämä koskee esimerkiksi kohonneita kadmiumpitoisuuksia rannikkoalueiden sedimentissä. Voidaan ajatella, että ne sedimentit, joista on löytynyt suuria metallipitoisuuksia Över- ja Nedre träsket -järvissä, ovat muodostuneet niin kutsuttujen happamien pulssien yhteydessä, kun hapan vesi aiheuttaa kirkasta vettä, jossa on suuria metallipitoisuuksia. Suoraan Luulajasta pohjoiseen Persöfjärdenissä tehty tutkimus osoittaa, että tiettyinä ajanjaksoina veden pH-arvo on matala, jolloin orgaaninen materiaali flokkuloituu rautaan ja vajoaa pohjaan (Erixon 2009). Tällöin vedestä tulee hyvin kirkasta.

Samalla tavalla Rosåssa on ajoittain havaittu erittäin kirkasta ja hapanta vettä (katso Erixon 2009). Erixonin (2009) kuvaama prosessi voi siis selittää ääripäät, joissa on suuri orgaanisen aineksen pitoisuus ja paljon muun muassa molemmissa järvissä esiintyviä alumiinia ja rautaa. Näitä happamia pulsseja tulee pohjaveden pinnan ollessa matalalla, mistä aiheutuu sulfidihapettumista. Voimakkaat tulvat voivat tämän jälkeen irrottaa maasta hapanta metallipitoista vettä. Tätä tulkintaa tukevat lyijyn iänmääritystulokset, jotka osoittavat, että suuren rauta- ja alumiinipitoisuuden sedimentti todennäköisesti muodostui ojitusten aloituksen jälkeen, eli aikana, jolloin valuma-alueella on esiintynyt aktiivista hapanta sulfaattimaata.

Sedimenttitutkimuksissa on vaikeutena se, etteivät metallien ja muiden elementtien pitoisuudet ole aina suorassa yhteydessä siihen, mikä elementin määrä vedessä on. Tämän tutkimuksen tulokset esimerkiksi osoittavat, että tiettyjen Övre träsketistä otettujen sedimenttinäytteiden lyijypitoisuus on melko suuri, vaikka kyseinen aine ei esiinny suurina pitoisuuksina aktiivisen happaman sulfaattimaan vaikutusalueella olevassa vedessä (katso esimerkiksi Wennström 2017, Åström 2001b). Vaikka tiettyjä aineita esiintyy melko suurina pitoisuuksina Rosån suulla olevassa sedimentissä, pitoisuudet eivät ole läheskään yhtä suuria kuin Suomen puolella (esimerkiksi Nordmyr 2008). Hertsångerälvenin suulla Västerbottenin läänissä tehdyssä sedimenttitutkimuksessa ei myöskään havaittu suurina pitoisuuksina metalleja, jotka olisivat irronneet aktiivisista happamista sulfaattimaista (Thomas 2016). Tämän vuoksi tarvittaisiin lisätutkimuksia sen määrittämiseksi, miten tehokkaasti happamien sulfaattimaiden metallit kiinnittyvät järvi- ja rannikkosedimenttiin. Olisi myös tutkittava sedimenttejä, jotka ovat peräisin useilta happaman sulfaattimaan valuma-alueilta. Lisäksi pitäisi tehdä vesikemiallisia analyyseja, joissa tutkittaisiin, vähenevätkö metallipitoisuudet sedimentin muodostumisalueilla. Lisäksi on tutkittava sedimentin hapetus-pelkistysolosuhteet, koska ne vaikuttavat paljon eri metallien sitoutumiseen ja liukoisuuteen.

Johtopäätökset koekentän tuloksista

Kestää luultavasti useita vuosia, ennen kuin toimenpiteiden mahdollisia vaikutuksia sekä maa- ja vesikemiallisia muutoksia voidaan havaita. Tässä esitettyjä tuloksia on siksi pidettävä lähtökohtana tulevalle seurannalle. Norrbottenin läänin lääninhallitus aikoo jatkaa seurantaa vähintään viiden vuoden ajan. Seuranta on painottunut johtavuusmittauksiin, pohjavesimittauksiin ja maanäytteiden ottamiseen, mikä on tässä tapauksessa suhteellisen kustannustehokasta. Lisäksi jatketaan sähkönjohtavuuden ja pohjavesitason mittauksia tiedonkeruulaitteilla, mikä edellyttää hyvin vähän työskentelyä kentällä. Maaperänäytteitä ei tarvitse ottaa joka vuosi, vaan 2–3 vuoden välein riittää.

Vesikemialliset tiedot osoittavat, että sulfidin hapettuminen vaikuttaa kentän pohjaveteen voimakkaasti. Pohjaveden kemia on melko vakaa, kun taas kaivojen ja salaojien vesikemia vaihtelee enemmän. Johtopäätöksenä on tämän vuoksi, että vesikemiallisia vaikutuksia on tulevaisuudessa parasta seurata mittaamalla veden laatua avoimista salaojista ja poistokaivoista. Haittapuolena on osa-alueen 4 vaikea seurattavuus, koska siellä ei ole poistokaivoa ja veden pääsy avoimiin ojiin osa-alueen 4 korkeudella on usein liian vähäistä mittauksia varten. Pohjavesiputket voitaisiin sijoittaa lähelle poistoputkia eri osa-alueilla. Näin saataisiin aikaan vertailukelpoisia näytteenottoaikoja. Tällöin voitaisiin minimoida vaikutukset, joita lähialueilta tulevalla matalan johtavuuden poistovedellä on.

Viljelyedellytykset ovat parantuneet huomattavasti salaojituksen jälkeen. On mielenkiintoista seurata, miten salaojitus toimii jatkossa sen osalta, millainen tukkeutumiskäsi aiheutuu rautasaostumista, joita syntyy rakennettaessa salaojitusta happamiin sulfaattimaihin. Säätelyn tarkoituksena onkin vähentää riskiä ja näin myös tarvetta vedenpoistojärjestelmän kunnossapitoon.

Vedenottokaivot on asennettu osa-alueelle 3 hankkeen myöhäisessä vaiheessa, joten vettä ei ole voitu ohjata niihin.

Kaivojen tarkoituksena on ohjata vettä kentälle kuivina ajanjaksoina, jolloin vähennetään sulfidien hapettumisriskiä maakerroksessa ja kastellaan viljelmiä alakautta. Johtopäätöksenä on, että vettä voidaan ohjata tällä tavoin ongelmitta vesisäiliöön osa-alueella 3. Salaojajärjestelmää voidaan hyödyntää maan kalkitsemiseen alakautta. Tätä on kokeiltu suomalaisessa Precikem II -hankkeessa, jonka toteutti Yrkeshögskolan Novia (leaderpohjanmaa.fi, 2018). Siinä on pumpattu säädeltävän salaojajärjestelmän avulla kalkkiliuosta poistokaivojen kautta sen sijaan, että kalkki levitettäisiin viljelymaan pinnalle. Tarkoituksena on, että kalkki pääsee imeytymään maahan, jolloin se puskuroi happamista sulfaatimaista liukenevaa happamuutta. Menetelmällä voidaan vähentää kalkin kulutusta pinta-alayksikköä kohti ja kustannuksia sekä tehostaa vaikutusta. Koekentän maata ei ole kalkittu moneen vuoteen, mutta Norrbottenin rannikolla on tavallista kalkita maa pinnalta pH-arvon nostamiseksi.

VIITTAUKSET

- Andrén, T., Björck, S., Andrén, E., Conley, D., Zillén, L., & Anjar, J. 2011. The development of the Baltic Sea Basin during the last 130 ka. In *The Baltic Sea Basin* (pp. 75 - 97). Springer Berlin Heidelberg.
- Appleby, P. G., & F. Oldfield, 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment, *Catena*, 5, 1–8.
- Appleby, P.G. 2001. Chronostatigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M., Smol, J.P. eds. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin Analysis, coring, and chronological techniques*, Kluwer, Dordrecht, pp. 171 - 203.
- Beucher, A., Fröjdö, S., Österholm, P., Martinkauppi, A. & Edén, P. 2014. Fuzzy logic for acid sulfate soil mapping: Application to the southern part of the Finnish coastal areas. *Geoderma* 226–227, 21 - 30.
- Boman, A., Åström, m., Fröjdö, S. & Backlund K., 2010: Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulphide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74, 1268–1281.
- Breiman, L., 2001: Random Forests. *Machine Learning*, 4, 5 - 32.
- Byrsten, S. & Sandberg A., 2005: Metaller och fisk i Persöfjärden. Avd för kvalitets & miljöledning. Examensarbete 2005, Högskoleingenjörsprogrammet, Luleå tekniska universitet. 64 s.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & Böhner, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.
- Erixon, P., 2009, Klimatstyrda sulfidoxidationer som orsak till surhet och höga metallhalter i vattendrag i norra Sverige. Luulaja: Luleå tekniska universitet (Forskningsrapport). 72s.
- Filppa, E., 2012: Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning – Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten. *Länsstyrelsens rapportserie nr 11/2012*. Examensarbete i samarbete med Lunds universitet. 61 s.
- Fromm, E., 1965: Beskrivning till jordartskartan över Norrbottens län nedanför lappmarksgränsen. *Sveriges geologiska undersökning Ca* 39, 236 s.
- Fältmarsch, R., Åström, M. & Vuori K.-M., 2008: Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment research* 13, 444–456.
- Granlund, E., 1943: Beskrivning till jordartskarta över Västerbottens län nedanför odlingsgränsen. *Sveriges geologiska undersökning Ca* 26, 165 s.
- Hannukkala, A., Hirvasniemi, H., Hökkä, H., Kouri, P. ja Liwata-Kenttälä, P., 2015. Happamat sulfaattimaat Perämerenkaaren alueella ja niiden haittojen ehkäiseminen maa- ja metsätaloudessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 66/2015. Suomenkielinen raportti.
- Maanmittauslaitos. 2017a: Tuotekuvaus: GSD-korkeustiedot, ruudukko 2+. Gävle.
- Maanmittauslaitos. 2017b: Tuotekuvaus: GSD-ortokuva ja ortokuva 25. Gävle.
- Maanmittauslaitos. 2017c: Tuotekuvaus: GSD-kiinteistökartta, yhdistetty rasteri. Gävle.
- Lax, K. & Sohlenius, G., 2006: Sura sulfatjordar och metallbelastning. *Sveriges geologiska undersökning. Rapport 2006:5*, 19 s.
- Lax, K., 2005: Stream plant chemistry as indicator of acid sulphate soils in Sweden. *Agricultural and Food Science* 14, 83–87.

- leaderpohjanmaa.fi/sv/hankkeet/precikem-ii/ (2018-06-29). Precikem II -hankkeen kotisivu. Pohjanmaan ELY-keskus, Suomi.
- Lindström C., 2017: Acid Sulfate Soils and Metal Accumulation in Sediments in the Rosån Catchment, Northern Sweden. Department of Earth Sciences, Uppsala University. 70 s.
- Mattbäck, S., Boman, A. & Österholm, P. 2017. Hydrogeochemical impact of coarse-grained post-glacial acid sulfate soil Materials. *Geoderma* 308, 291-301.
- Meinshausen, N., 2006. Quantile Regression Forests. *Journal of Machine Learning Research* 7.
- Myrstener, M., 2012: Konduktivitet i vattendrag som indikator på sura sulfatjordar. Examensarbete i geovetenskap/naturgeografi. Uumajan yliopisto. 18 s.
- Naturvårdsverket, 2014. Tuotekuvaus: Svenska marktäckedata, utgåva 1.2. Stockholm.
- Nordmyr, L., Åström, M. & Peltola P., 2008: Metal pollution of estuarine sediments caused by leaching of acid sulphate soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 141–152.
- Palko, J., 1986: Mineral element content of timothy (*Phleum pratense* L.) in an acid sulphate soil area of Tupos village, northern Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica* 36, 399–409.
- R Core Team, 2014: A Language and Environment for Statistical Computing (Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing)(<http://R-project.org>).
- Sanchez-Cabeza, J. A., P. Masqué, & I. Ani-Ragolta. 1998. 210Pb and 210Po analysis in sediments and soils by microwave acid digestion. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 227, 19–22.
- Sohlenius, G. & Öborn I., 2004: Geochemistry and partitioning of trace elements in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma* 122, 167-175.
- Sohlenius, G., Aroka, N., Wåhlén, H., Uhlbäck, J. & Persson, L. 2015. Sulfidjordar och sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten. SGU-rapport 2015:26. Sveriges geologiska undersökning (SGU).
- standardmethods.org (2018-06-27). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF).
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P., 2002: Comparison of the metal content in acid sulphate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science & Technology* 36, 4269–4272.
- Thomas, J., 2016: Inverkan av dikning av sulfidjordar på metallkoncentrationer i havssediment En studie av hur metallhalten i havssediment i Gumbodafjärden (Norra Sverige) har förändrats över tid. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG), Uumajan yliopisto. 30.
- Uusi-Kämppeä, J., Virtanen, S., Rosendahl, R., Österholm, P., Mäensivu, M., Westberg, V., Regina, K., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Edén, P., Turtola, E. (2013). "Minskning av miljörisker orsakade av sura sulfatjordar - Handbok för reglering av grundvattennivån". MTT Raportti 89, LUKE. Suomi.
- vattenweb.smhi.se (2018-06-28). SMHI Vattenweb, mallitiedot alueittain. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI).
- Wennström, S., 2017: Förekomst av metaller i diken och vattendrag vid sura sulfatjordar i kustnära områden i Norrbotten: Examensarbete Linnéuniversitetet. 27 s.
- Wickström, L., 1939: Västerbotten 1939: *Västerbottens läns hembygdsförenings årsbok* 20. Nyheternas tryckeri Umeå. 260 s.
- Wickström, L., 1940: Västerbotten 1940: *Västerbottens läns hembygdsförenings årsbok* 21. Nyheternas tryckeri Umeå. 200 s.

Åberg, J., 2017. Miljöproblemet sura sulfatjordar Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete. Länsstyrelsen Västerbotten 43 s.

Åström, M., 2001a: Abundance and fractionation patterns of rare earth elements in streams affected by acid sulphate soils. *Chemical Geology* 175, 249–258.

Åström, M., 2001b: The effect of acid soil leaching on trace element abundance in a medium-sized stream, W. Finland. *Applied Geochemistry* 16. 387-396

Åström, m. & Björklund, A., 1995: Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. *Journal of Geochemical Exploration* 55, 163–170.

Öborn, I., 1994: Morphology, chemistry, mineralogy, and fertility of some acid sulfate soils in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, 18, 46 pp.

Österholm, P. & Åström, M., 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Suomi. *Appl. Geochem.* 17, 1209–1218.

LIITE 1 – HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN LUOKITTELU SUOMESSA JA RUOTSISSA

Happamien sulfaattimaiden luokittelu Suomessa ja Ruotsissa

Versio 2.2018

Anton Boman^{a)}, Marina Becher^{b)}, Stefan Mattbäck^{a)}, Gustav
Sohlenius^{b)}, Jaakko Auri^{a)}, Christian Öhring^{b)}, Peter Edén^{a)}

a) Geologian tutkimuskeskus (GTK), sähköposti: etunimi.sukunimi@gtk.fi

b) Sveriges geologiska undersökning (SGU), sähköposti: etunimi.sukunimi@sgu.se

1. Johdanto

Tässä asiakirjassa kuvataan happamien sulfaattimaiden luokitusohje Suomessa ja Ruotsissa. Luokittelumenetelmää on kehitetty yhteistyössä seuraavien hankkeiden kanssa: ”Perämereen laskevia vesistöjä – Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen. Rajat ylittävä ruotsalais-suomalainen yhteistyöhanke” (Interreg Nord -ohjelman rahoituksella) ja ”Vatten och människan i landskapet” (VIMLA, Interreg Botnia-Atlantica -ohjelman rahoituksella). Ohjeiden tarkoituksena on, että Suomi ja Ruotsin käyttäisivät samaa luokitusmenetelmää happamille sulfaattimaille, mikä mahdollistaa happamien sulfaattimaiden rajat ylittävän kartoituksen ja tutkimusten vertailukelpoisuuden.

Yleinen happamien sulfaattimaiden määritelmä on, että maat sisältävät sulfidimateriaaleja (ts. hypersulfidimateriaaleja; luku 2.2) sellaisissa määrin, että maan pH on laskenut tai voi laskea alle arvon 4 sulfidien hapettumisen ja rikkihapon muodostumisen seurauksena. Ruotsalais-suomalaiseen määritelmään sisältyy myös tieto, että orgaanisten maa-ainesten (esim. turve ja lieju) pH-luvun on laskettava alle arvon 3 hapettumisen yhteydessä. Syynä tähän on, että voitaisiin erottaa sulfidien hapettumisesta johtuva ja orgaanisten happojen aiheuttaman pH:n lasku., ja pH-luvun laskeminen, joka syntyy orgaanisten happojen esiintymisen vuoksi (Hadzic ja muut, 2014).

Happamien sulfaattimaiden maa-ainesten luokituksessa käytettävä terminologia ja määrittelyt noudattavat niin pitkälle kuin mahdollista kansainvälisen happamien sulfaattimaiden työryhmän ehdotuksia ja jotka on julkaistu lähteessä Sullivan ja muut (2010). Osia työryhmän ehdotuksista on myös kirjattu olemassa oleviin kansainvälisiin luokitusjärjestelmiin, kuten ”World reference base for soil resources, WRB” (IUSS Working Group WRB, 2015) ja australialainen maaperäluokitus (Isbell, RF and National Committee on Soils and Terrain, 2016). Pieniä joidenkin materiaalien määrittelyjen mukautuksia on sisällytetty joitakin Suomessa ja Ruotsissa esiintyviä tärkeitä sulfaattimaamateriaaleja (esim. turve) koskevaan suomalais-ruotsalaiseen luokitukseen. Ruotsalais-suomalaiseen luokitteluun on myös sisällytetty joitakin uusia termejä ja materiaaleja.

Happamat sulfaattimaat koostuvat tavallisesti kerroksista eri kokoisia hiukkasia sisältäviä **minerogeenisiä maalajeja** (esim. savi, siltti, hiekka jne.) ja/tai **orgaanisista maalajeista** (esim. turve ja lieju). Riittää, että yksi näistä kerroksista koostuu diagnostisesta materiaalista, jotta alue määritetään happamaksi sulfaattimaaksi (lue lisää happamien sulfaattimaa-alueiden luokittelemisesta luvusta 3). Minerogeeniset maalajit jaetaan edelleen **lajitelluksi** ja **lajittelemattomaksi** materiaaliksi. Lajiteltu materiaali on useimmiten tullut alueelle veden ja tuulen mukana ja varastoitunut ”lajiteltuihin” kerroksiin. Lajittelematon materiaali, kuten moreeni, koostuu materiaalista, jota on kerääntynyt mannerjään toiminnan tuloksena, ja siinä on tavallisesti useita raekokoja. Suurella osalla maalajeista, joista hapan sulfaattimaa koostuu Suomessa ja Ruotsissa, on siis sedimenttiperäinen alkuperä, ja ne ovat joko muodostuneet suoraan viimeisimmän mannerjään toiminnan tuloksena, ts. moreeni (jääkauden aikaiset sedimentit) tai syntyneet viimeisimmän mannerjään sulamisen jälkeen (jääkauden jälkeiset sedimentit). Ruotsin ja Suomen suurimmat happaman sulfaattimaan alueet, jotka vaikuttavat tai mahdollisesti vaikuttavat vesiympäristöön, koostuvat jääkauden jälkeisistä hienosedimenteistä, jotka ovat kerääntyneet Itämeren pohjaan ja jotka myöhemmin ovat nousseet kuivalle maalle maaperän kohoamisen vuoksi. Moreeni on tavallisen maalaji Suomessa ja Ruotsissa, ja se muodostaa useimpien happamien sulfaattimaiden pohjan. Luonnontilassa syntyy mineraalimaan yläpuolelle usein turvepeite, ja käytännössä kaikki Suomen ja Ruotsin sulfaattimaat ovat luultavasti aikaisemmin olleet turpeen peitossa. Maankäytön vuoksi turvepeite on kuitenkin usein häipynyt.

Ruotsalais-suomalaisessa luokituksessa on määritelty oma ryhmänsä sellaisille maalajeille, joita nykyisten kriteerien mukaan ei luokitella happamiksi sulfaattimaiksi vaan jotka ovat sellaisten rajatapauksia. Näissä niin kutsutuissa pseudohappamissa sulfaattimaissa (”happamien sulfaattimaiden rajatapaukset”) esiintyy todennäköisesti lisääntynyt ympäristöongelmien riski. Nämä maalajit ovat tärkeitä, kun on arvioitava erilaisten sulfaattimaiden ympäristöriskin mahdollisuutta. Tutkimus on osoittanut, että ympäristöriskin mahdollisuudet voivat suuresti vaihdella erilaisten sulfaattimaiden välillä. Esimerkiksi karkearakeiset sulfaattimaat sisältävät tavallisesti pienempiä sulfidi- ja metallipitoisuuksia kuin hienorakeiset sulfaattimaat, minkä vuoksi karkearakeisen happaman sulfaattimaan ympäristöriski on ilmeisesti hienorakeista pienempi. Hienorakeinen (esim. savi, siltti) pseudohapan sulfaattimaa aiheuttaa todennäköisesti suuremman ympäristöongelman kuin karkearakeinen (esim. hiekka) hapan sulfaattimaa sillä erotuksella, että tässä esimerkissä ei luokitella ”oikeaa” hapanta sulfaattimaata suuremmaksi vaan pienemmäksi ympäristöriskiksi.

2. Happamien sulfaattimaamateriaalien määritelmä

Termillä ”happamat sulfaattimaamateriaalit” tarkoitetaan maalajeja (minerogeenisiä ja orgaanisia), jotka sisältävät sulfideja (kutistunut materiaali) ja/tai sulfaattia (hapettunut materiaali) (luvut 2.1–2.7). Happamia sulfaattimaamateriaaleja, jotka ovat diagnostisia happamille sulfaattimaille, kutsutaan ”diagnostisiksi materiaaleiksi”, ja niihin kuuluvat **hypersulfidimateriaalit** (luku 2.2), **hypermonosulfidimateriaalit** (luku 2.5) ja **sulfaattimateriaalit** (luku 2.6). Mahdollisuuksien mukaan on happamille sulfaattimateriaaleille käytetty niitä määritelmiä ja terminologioita, jotka ovat kansainvälisen työryhmän päätösten mukaisia. Uusia termejä ja muunnoksia esiintyy kuitenkin, ja niitä kuvataan yksityiskohtaisesti seuraavassa.

2.1. Sulfidimateriaali

IUSS Working Group WRB (2015) -työryhmässä ja australialaisessa luokittelussa (Isbell, RF and National Committee on Soils and Terrain, 2016) käytettävä nykyinen määritelmä.

Sulfidimateriaalilla tarkoitetaan maalajeja (minerogeenisiä ja orgaanisia), jotka sisältävät $\geq 0,01\%$ (kuivapaino) rikkiä sulfidimuodossa. Sulfidipitoisuus voidaan määrittää nk. kromipelkistysmenetelmällä, joka kuvataan mm. lähteessä Backlund ja muut (2005), Boman (2008) ja Dalhem ja muut (2016). Hienorakeisille minerogeenisille maalajeille (esim. savi ja siltti) voi kokonaisrikkimäärän (esim. kuningasvesi ja ICP-OES/MS -määrittely) analyysi olla riittävä, sillä aikaisemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että suurin osa rikistä sellaisissa materiaaleissa esiintyy tavallisesti sulfidimuodossa (Boman 2008). Orgaanisille maalajeille (esim. turve) ei ole mahdollista käyttää kokonaisrikkimäärän analyysia, sillä merkittävä osa rikistä voi olla orgaanisesti sitoutunutta.

2.2. Hypersulfidimateriaali

Nykyinen termi minerogeenisille maalajeille mutta sisältää myös orgaanisia maalajeja. Synonyymejä: potentiaalinen hapantumaamateriaali, sulfidimaamateriaali.

Hypersulfidimateriaali on diagnostinen materiaali happamille sulfaattimaille, ja se määritellään sulfidimateriaaliksi, joka kykenee hapantumaan voimakkaasti sulfidien hapettumisen seurauksena. Hypersulfidimateriaalien pH-arvo kentällä on $>4,0$ minerogeenisille maalajeille ja $>3,0$ orgaanisille maalajeille ja sille tunnusomaista on voimakas pH-arvon laskeminen* arvoihin $<4,0$ minerogeenisillä materiaaleilla ja $<3,0$ orgaanisilla materiaaleilla, kun 2–10 mm paksuinen kerros materiaalia inkuboidaan (hapetetaan) kenttäkapasiteetin alaisena. Inkuboinnin pituus on joko: **a)** siihen saakka, kunnes materiaalin pH on muuttunut vähintään 0,5 pH-yksiköillä pH-arvoiksi $<4,0$ mineraalimaamateriaaleilla tai $<3,0$ orgaanisilla materiaaleilla, tai **b)** kunnes stabiili** pH-arvo on saavutettu vähintään kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen.

**Voimakas arvon laskeminen inkuboinnin yhteydessä merkitsee vähintään 0,5 pH-yksikön laskua.*

***Stabiili pH-arvo oletetaan saavutetun kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen, kun joko pH-arvon lasku on $< 0,1$ pH-yksikköä 14 päivän jakson aikana tai kun pH-arvo alkaa nousta.*

2.3. Pseudohypersulfidimateriaali

Uusi termi sisältää sulfidimateriaalin, joka on hypersulfidimateriaaliksi luokittelun rajalla. Lähteessä Fitzpatrick ja muut (2008) käytetään termiä "pseudo sulfidic" (englanniksi) sulfidimateriaalille, jonka inkubaation-pH arvot ovat välillä 4–5.

Pseudohypersulfidimateriaali on sulfidimateriaalia, joka kykenee hapantumaan kohtuullisesti sulfidien hapettumisen seurauksena. Pseudohypersulfidimateriaalin kenttä-pH on $>4,0$ minerogeenisillä maalajeilla ja $>3,0$ orgaanisilla maalajeilla ja sille tunnusomaista on hyvin voimakas* pH-arvon laskeminen tasolle 4–4,5 minerogeenisellä materiaalilla ja 3–3,5 orgaanisella materiaalilla, kun 2–10 mm paksuinen materiaalikkerros inkuboidaan (hapetetaan) kenttäkapasiteetin alaisena, kunnes stabiili** pH-arvo on saavutettu vähintään kahdeksan viikon inkuboinnin aikana.

**Hyvin voimakas arvon laskeminen inkuboinnin yhteydessä merkitsee vähintään 1,0 pH-yksikön laskua.*

***Stabiili pH-arvo oletetaan saavutetun kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen, kun joko pH-arvon lasku on $< 0,1$ pH-yksikköä 14 päivän jakson aikana tai kun pH-arvo alkaa nousta.*

2.4. Hyposulfidimateriaali

Nykyinen termi mutta jonkin verran muokatulla rajalla minerogeenisten maalajien inkubaatio-pH:lle sekä orgaanisten maalajien sisällyttämiseen (kuitenkin eri raja inkubaatio-pH:lle).

Hyposulfidimateriaali on sulfidimateriaalia, joka kykenee hapettumaan voimakkaasti tai kohtuullisesti sulfidien hapettumisen seurauksena. Hyposulfidimateriaalin kenttä-pH on vähintään 4,0 minerogeenisillä maalajeilla ja 3,0 orgaanisilla maalajeilla ja sille tunnusomaista on, että pH ei laske arvoa 4,6 pienemmäksi minerogeenisellä materiaalilla ja pienemmäksi kuin 3,6 orgaanisella materiaalilla, kun 2–10 mm paksuinen materiaalikerros inkuboidaan (hapetetaan) kenttäkapasiteetin alaisena, kunnes stabiili pH-arvo on saavutettu vähintään kahdeksan viikon inkuboinnin aikana.

**Hyvin voimakas arvon laskeminen inkuboinnin yhteydessä merkitsee vähintään 1,0 pH-yksikön laskua.*

***Stabiili pH-arvo oletetaan saavutetun kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen, kun joko pH-arvon lasku on < 0,1 pH-yksikköä 14 päivän jakson aikana tai kun pH-arvo alkaa nousta.*

2.5. Monosulfidimateriaali

Nykyinen termi. Synonyymejä: svartmocka

Monosulfidimateriaalilla tarkoitetaan sulfidimateriaalia, joka sisältää $\geq 0,01\%$ (kuivapaino) happoliukoisia sulfideja (englanniksi acid volatile sulfide; AVS). Happoliukoisten sulfidien pitoisuudet voidaan määrittää AVS-menetelmällä, joka kuvataan mm. lähteessä Backlund ja muut (2005), Boman (2008) ja Dalhem ja muut (2016). Monosulfideihin kuuluu epäorgaanisia rautasulfideja, kuten mackinaviitti (FeS) ja greigiitti (Fe₃S₄) (Boman ja muut, 2008), ja ne ovat tavallisesti syynä sille, että sulfidimateriaali on väriltään tummaa tai mustaa. Karkearakeisissa (esimerkiksi hiekka) minerogeenisissä maalajeissa voi olla vaikeaa osoittaa kenttäolosuhteissa monosulfidimateriaalin esiintyminen, kun taas hienorakeiset (esimerkiksi savi ja siltti) minerogeeniset maalajit usein ovat yksinkertaisempia. Ehdotuksena on, että termiä monosulfidimateriaali käytetään vain niissä tapauksissa, joissa materiaali on väriltään erittäin tummaa (Munsell-värikartan mukaisesti) ja monosulfidien esiintyminen on osoitettu hyväksytyllä analyysimenetelmällä.

Samalla tavoin kuin sulfidimateriaali myös monosulfidimateriaali jaetaan sen mukaisesti, miten pH-arvo kehittyi inkubaation aikana:

- **Hypermonosulfidimateriaali**, jos materiaali koostuu sekä monosulfidimateriaalista että hypersulfidimateriaalista (luku 2.2). Diagnostinen materiaali.
- **Pseudohypermonosulfidimateriaali**, jos materiaali koostuu sekä monosulfidimateriaalista että pseudohypersulfidimateriaalista (luku 2.3).
- **Hypomonosulfidimateriaali**, jos materiaali koostuu sekä monosulfidimateriaalista että hyposulfidimateriaalista (luku 2.4).

2.6. Sulfaattimateriaali

Nykyinen määritelmä minerogeenisille maalajeille mutta sisältää orgaanisia maalajeja (tosin alhaisemmalla kenttä-pH-rajalla). Synonyymejä: Aktiivinen hapan sulfaattimaamateriaali.

Sulfaattimateriaali on diagnostinen materiaali happamille sulfaattimaille ja se määritellään kuten maalajit, joiden kenttä-pH on sulfidihapettumisen vuoksi <4,0 minerogeenisellä materiaalilla ja <3,0 orgaanisella materiaalilla. Osoitus sulfidihapettumisesta on yksi seuraavista:

- Jarosiitin (KFe₃(OH)₆(SO₄)₂) tai muiden rauta- ja alumiinisulfaattimineraalien tai hydrosulfaattimineraalien, kuten natrojarosiitin (NaFe₃(SO₄)₂(OH)₆), schwertmanniitin (Fe₁₆(OH,SO₄)₁₂₋₁₃O₁₆ × 10-12H₂O), sideronatriitin (Na₂Fe(SO₄)₂(OH) × 3H₂O), tamarugiitin (NaAl(SO₄)₂ × 6H₂O) jne. rikastus
- $\geq 0,05\%$ (painoprosentti) vesiliukoisesta sulfaattia.
- Alla olevat hypersulfidimateriaalit (luku 2.2).

2.7. Pseudosulfaattimateriaali

Uusi termi, joka sisältää ”sulfaattimateriaalit”, joiden pH-arvo on välillä 4–4,5. Koskee yksinomaan minerogeenisiä maalajeja.

Minerogeeninen materiaali, jonka kenttä-pH on sulfidihapettumisen vuoksi välillä 4,0–4,5 ja joka voi aiheuttaa ympäristöongelman, koska alumiinista tulee liukenevaa ja sitä irtoaa liukenemalla. Katso ”sulfaattimateriaalin” määritelmä sulfidihapettumisen osoituksena. Pseudosulfaattimateriaali ei yksinään ole mikään diagnostinen materiaali happamille sulfaattimaille vaan se vaatii myös alla olevan hypersulfidimateriaalin (luku 2.2), jotta koko profiili voitaisiin luokitella happamaksi sulfaattimaaksi.

3. Happamien sulfaattimaa-kohteiden luokitus

Koontinimitys ’happamat sulfaattimaat’ on laaja ja sisältää alueita, joissa sulfaatti-, hypersulfidi-, ja/tai hypermonosulfidimateriaaleja esiintyy profiilissa. Koska erilaiset materiaalit voivat aiheuttaa erilaisia ympäristöongelmia, on tarpeen käyttää laajempaa jakoa, jossa jokainen taso on edeltävää kuvailevampi (ks. kuva 1). Tässä käsikirjassa kuvataan kolme ensimmäistä tasoa, jotka ovat tärkeitä paikallisella tasolla ja happamien sulfaattimaiden yleiskartoituksessa. Tason 1 muodostaa pääryhmä ”hapan sulfaattimaa” (luku 3.1), tason 2 muodostavat aktiiviset ja potentiaaliset happamat sulfaattimaat (luku 3.2) ja taso 3 (luku 3.3) kuvailee maassa esiintyviä diagnostisia materiaaleja (taulukko 1).

Maalajit, joita ei luokitella happamiksi sulfaattimaiksi tässä käsikirjassa kuvattujen kriteerien perusteella mutta jotka ovat rajatapauksia, on jaettu omaksi ryhmäkseen nimeltään ”**pseudohapan sulfaattimaa**” (luku 3.1.1).

Taulukko 1. Happamien sulfaattimaiden jaottelu.

Taso 1	Taso 2	Taso 3
		Sulfaattimateriaalia sisältävä maa
	Aktiivinen hapan sulfaattimaa	Sulfaatti- ja hypersulfidimateriaalia sisältävä maa
Hapan sulfaattimaa		Pseudosulfaatti- ja hypersulfidimateriaalia sisältävä maa
	Mahdollinen hapan sulfaattimaa	Hypersulfidimateriaalia sisältävä maa

(Pseudohapan sulfaattimaa)

3.1. Taso 1: Hapan sulfaattimaa

Käsittää itse pääryhmän *hapan sulfaattimaa* ja sisältää myös kaikki tyypit, jotka luokitellaan happamiksi sulfaattimaiksi. Happamaksi sulfaattimaaksi luokittelun edellytyksenä on, että maan on sisällettävä vähintään yhtä diagnostista materiaalia, ts. joko *sulfaattimateriaalia* ja/tai *hypersulfidimateriaalia* (mukaan lukien *hypermonosulfidimateriaali*). Jos maa sisältää *pseudosulfaattimateriaalia* (pH 4,0–4,5; luku 2.7), myös alla olevissa kerroksissa on oltava hypersulfidimateriaalia, jotta koko profiili luokiteltaisiin happamaksi sulfaattimaaksi.

3.1.1. Pseudohapan sulfaattimaa

Uusi termi. Huomaa! Ei täyty vaatimuksia tulla luokitelluksi happamaksi sulfaattimaaksi, mutta voi aiheuttaa mahdollisen ympäristöriskin erityisissä olosuhteissa ja ympäristöissä.

Määritellään kuten maalajit, jotka ovat happamiksi sulfaattimaiksi luokiteltavia rajatapauksia niiden kriteerien perusteella, jotka kerrotaan tässä käsikirjassa. Pseudohapan sulfaattimaa sisältää joko: **1)** kohtuullisen happaman maaperähorisontin, jossa pH-arvo on välillä 4–4,5 (pseudosulfaattimateriaali; luku 2.7) minerogeenisessä materiaalissa, mutta jossa alla oleva materiaali ei täyty hypersulfidimateriaalin (luku 2.2) kriteereitä (ts. aktiivinen pseudohapan sulfaattimaa) tai **2)** ei-sulfaattimateriaali (pH >4,5) yhdessä alla olevan pseudohypersulfidimateriaalin kanssa (luku 2.3) (ts. potentiaalinen pseudohapan sulfaattimaa).

Pseudohappamat sulfaattimaat voidaan edelleen jakaa alaryhmiin samalla tavoin kuin happamat sulfaattimaat, mutta tämä jako on jätetty tämän käsikirjan ulkopuolelle.

3.2. Taso 2: Aktiiviset ja potentiaaliset happamat sulfaattimaat

Aktiivisessa happamassa sulfaattimaassa sulfaattihapettuminen on käynnistynyt ja pH-arvo kentällä täyttää sulfaattimateriaalin ja/tai pseudosulfaattimateriaalin ja sen alla olevan hypersulfidimateriaalin vaatimukset. Potentiaalisesta happamasta sulfaattimaasta voi kehittyä aktiivinen hapan sulfaattimaa, jos hypersulfidimateriaali altistetaan ilman hapelle. On tärkeää huomata, että potentiaalinen hapan sulfaattimaa voi sisältää hapettuneen horisontin, joka aikaisemmin on täyttänyt sulfaattimateriaalin ja/tai pseudosulfaattimateriaalin diagnostiset kriteerit, mutta joka on suodattunut sellaisessa määrin, että kriteerit eivät enää täyty. Sellaisissa tapauksissa aktiivisesta happamasta sulfaattimaasta on tullut potentiaalista hapanta sulfaattimaata, joka voi uudelleen kehittyä aktiiviseksi, jos pohjaveden taso edelleen laskee.

3.3. Taso 3: Happamien sulfaattimaiden diagnostiset materiaalit

Kuvailee niitä diagnostisia materiaaleja, joita esiintyy maaperässä. Esimerkkejä: *sulfaattimateriaalipitoinen maa* ja *sulfaatti- ja hypersulfidimateriaalipitoinen maa*.

Tällä tasolla ei tehdä mitään eroa mineraalimaiden ja orgaanisten maiden välillä, ja samassa profiilissa voi siksi olla sekä mineraalimaamateriaalia että orgaanisia maamateriaaleja, jotka täyttävät diagnostiset kriteerit. Huomaa, että termiä ”monosulfidi” ei käytetä kohteen nimessä, mutta sitä voidaan käyttää maaprofiilin laajemmassa luokittelussa (ylempi taso).

4. Happamien sulfaattimaamateriaalien näytteenotto

Näytteenoton tarkoituksena on vahvistaa, koostuuko koealue happamista sulfaattimaista vai ei. Seuraavassa on esitys siitä, miten happamien sulfaattimaiden näytteenotto voidaan suorittaa yleiskartoituksessa. Jos näytteenotolla on muu tarkoitus, seuraavassa esitettäviä ohjeita voidaan muokata tarpeen mukaan. Maaperänäytteet otetaan aina jokaiselta alueelta, paitsi jos alueella esiintyy kokkareista moreenia (tai kalliota), joka aiheuttaa ongelmia näytteiden ottajalle.

Huomioon otettavaa ennen näytteenottoa:

1. Tarkista ennen näytteenottoa, että läheisyydessä ei ole mitään poistoputkia, sähkökaapeleita, kaasujohtoja ja muita vastaavia, jotka mahdollisesti voivat vaurioitua tai aiheuttaa vaaraa läheisyydessä oleville henkilöille.
2. Koealueen ympäristö valokuvataan ja valokuva tallennetaan yhdessä näytteenoton tuloksen kanssa.

Näytteenotto:

1. Maaprofiili valokuvataan (esimerkiksi yhden metrin pituisissa osissa), ja valokuvat tallennetaan yhdessä näytteenoton tulosten kanssa. Merkitse kuvattavan maa-aineksen syvyys käyttämällä mittatikkua tai -nauhaa.
2. Ota mahdollisuuksien mukaan näyte pinnasta (esim. O, A- horisontti) kutistuneeseen perusmateriaaliin (C-horisontti) saakka. Tämä syvyys on usein 2–3 m, mutta se voi olla vielä suurempi turvamaassa. Turvemaan yhteydessä on päästävä käsiksi alla olevaan minerogeeniseen maa-ainekseen.
3. Kuvaile maalajien väriä, koostumusta, kosketuspintoja, alku- ja loppusyvyyyttä sekä mahdollista rikin tai rikkivedyn hajua. Huomaa myös muut havainnot, joista voi olla hyötyä kartoituksessa tai tutkimuksessa (esimerkiksi jarsiitin tai muiden mielenkiintoisten mineraalien esiintyminen). Hapettumissyvyyden huomioiminen (vaihtumisvyöhyke) värin perusteella (esim. värin vaihtuminen punertavasta harmaaksi) ja/tai pH-mittaukset on aina huomioitava. Huomioi myös, miten jyrkästi vaihtuminen tapahtuu, esim. ”jyrkästi”, ”asteittain” tai ”asteittain 40 cm”.
4. pH-mittaukset hapettuneesta maakerroksesta ja vaihtumisvyöhykkeestä tehdään 10–20 cm välein.

5. Rutiininäytteet inkubaatiota ja mahdollisia monielementtianalyysseja varten otetaan tavallisesti ylemmästä, selvästi tiivistyneestä maasta. Maanäytteitä voidaan ottaa myös maan hapettuneesta osasta. Näytteenoton tarkoituksesta riippuen näytteet voidaan ottaa eri paksuisina osina. Yleiskartoituksessa otetaan 20 cm paksuisia näytteitä, joiden erityisenä painopistealueena on tiivistynyt perusmateriaali. Tietyissä niin kutsutuissa tyyppiprofiileissa otetaan 20 cm paksuisia näytteitä jatkuvana kokonaisuutena koko maaprofiilin läpi alkaen maan pinnasta aina alas hapettumattomaan perusmateriaaliin saakka. Pyrkimyksenä tulee olla ottaa näyte jokaisesta erillisestä maalajista tiivistyneessä perusmateriaalissa. Ota huomioon hapetus-pelkistysvyvyys ja eri maalajien väliset kosketukset ja vältä sekoittamista erilaisia maalajeja. Muista mitata maaperänäytteiden pH heti kentällä sen jälkeen, kun ne on homogenoitu ja siirretty näytepusseihin, näytetarjottimille (chip tray) tai muihin astioihin inkubointia varten (ks. kuva 1). Inkubointinäytteiden tulee olla 2–10 mm paksuisia. Myös jos hapettuneen kerroksen pH on <4,0 minerogeenisellä materiaalilla tai <3,0 orgaanisella materiaalilla (ts. aktiivinen hapan sulfaattimaa), näytteitä otetaan aina alla olevista tiivistyneistä maalajeista.



Kuva 1. Maanäytteiden inkubointi niin kutsutussa chip trayssä. Valokuva: Pentti Kouri, GTK.

- Inkubaatioanalyysien ja inkubaatiomenetelmän laadunvalvonnan monielementtianalyysseihin käytetään maaperänäytteitä noin 10 prosentista näytealueita (esim. Suomen yleiskartoituksessa). Kukin maanäyte jaetaan kahteen inkubointinäytteeseen (rutiininäytteeseen ja kaksoisnäytteeseen), jotka inkuboidaan rinnakkain. Käytännössä voidaan toimia niin, että jokainen näyte vietään näytepusseen, ja sen jälkeen näytepusseja hierotaan näytteen homogenoimiseksi, ja sitten materiaali siirretään näytepusseista kahteen säiliöön inkubointia varten. Huolehdi siitä, että näytepusseen jää riittävästi materiaalia monielementtianalyysiä varten. Muista mitata maaperänäytteiden pH heti kentällä sen jälkeen, kun inkubointinäytteet on homogenoitu ja siirretty näytepusseihin, näytetarjottimille (chip tray) tai muihin astioihin inkubointia varten.
6. Jos maaprofiili on hapettunut lopulliseen näytteenottosyvyyteen asti, otetaan aina näyte alimmasta maakerroksesta. Tarvittaessa maanäytteitä voidaan ottaa myös ylemmistä hapettuneista maalajeista.
7. Noin viidessä prosentissa alueista (joka 20. alue) tehdään kartoituksen laadunvalvonnan kenttäreplikaatti (esim. Suomen yleiskartoituksessa). Tässä yhteydessä havainnoidaan maata uudelleen enintään 1 metrin etäisyydellä aiemmasta näytteenottokohdasta ja kuvataan se uudelleen (täysin riippumatta aiemmasta havainnoinnista).

5. Lähdeluettelo

Backlund, K., Boman, A., Fröjdö, S. ja Åström, M., 2005. An analytical procedure for determination of sulphur species and isotopes in boreal acid sulphate soils and sediments. *Agricultural and Food Science* 14, p. 70-82.

Boman, A., 2008. Sulphur Dynamics in Boreal Potential and Actual Acid Sulphate Soils Rich in Metastable Iron Sulphide, Doktorsavhandling, Åbo Akademi, 70 sivua.

Boman, A., Åström, M. ja Fröjdö, S., 2008. Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide – The role of artificial drainage. *Chemical Geology* 255, p. 68-77.

Dalhem, K., Mattbäck, S., Österholm, P. ja Boman, A., 2016. A miniaturized distillation method for determining reduced sulfur species in sulfidic soil materials. Abstract in “8th International Acid Sulfate Soils Conference, College Park, Maryland, USA, July 17-23, 2016, p. 26-27.

Fitzpatrick, R. W., Shand, P., Merry, R. H., Thomas, B., Marvanek, S., Creeper, N., Thomas, M., Raven, M. D., Simpson, S.L., McClure, S. ja Jayalath, N., 2008. Acid Sulfate Soil in the Coorong, Lake Alexandria and Lake Albert: properties, distribution, genesis, risks and management of subaqueous, waterlogged and drained soil environments, CSIRO Land and Water Science Report, 52/08.

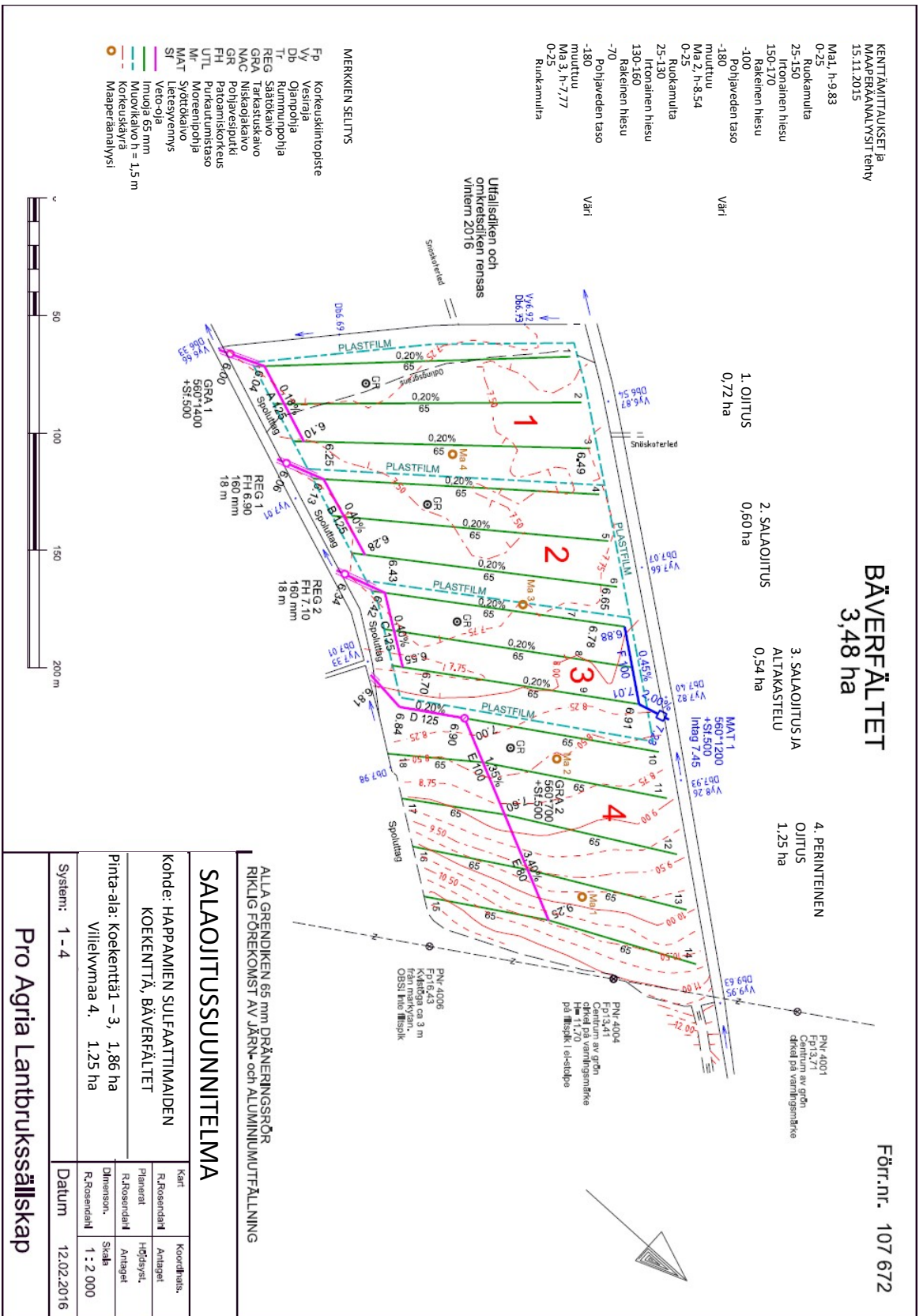
Hadzic, M., Postila, H., Österholm, P., Nystrand M., Pahkakangas, S., Karppinen, A., Arola, M., Nilivaa-ra-Koskela, R., Häkkinen, K., Saukkoriipi, J., Kunnas, S. ja Ihme, R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät – SuHE-hankkeen loppuraportti, Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. 88 sivua. Suomeksi.

Isbell, RF and National Committee on Soils and Terrain, 2016. The Australian soil classification (2nd ed.), CSIRO Publishing, Clayton, Australia.

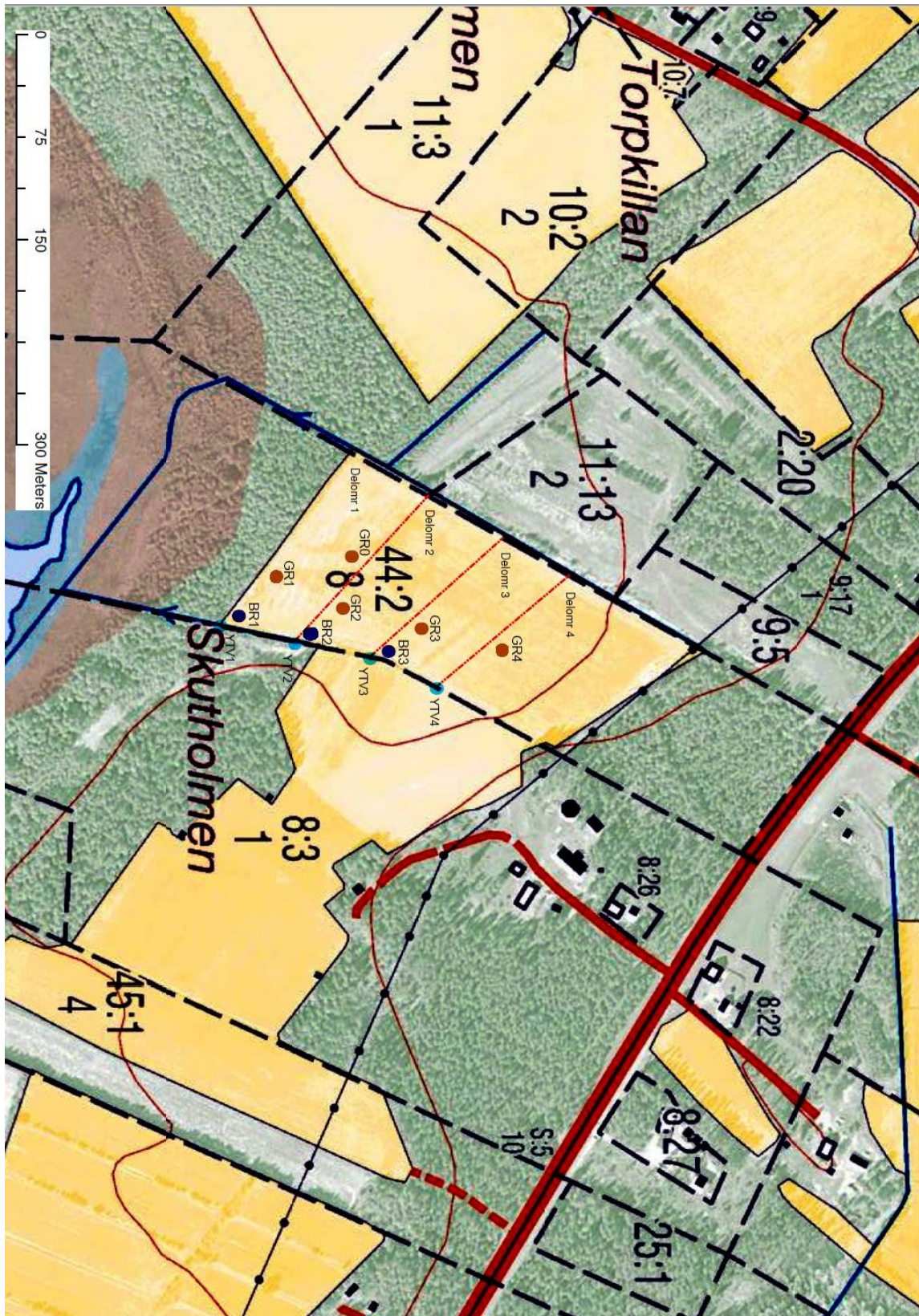
IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World soil resources reports No. 106, FAO, Rome.

Sullivan, L. A., Fitzpatrick, R. W., Bush, R. T., Burton, E. D., Shand, P. ja Ward, N. J., 2010. The classification of acid sulfate soil materials: further modifications. Southern Cross GeoScience Technical Report No. 310. Southern Cross University, Lismore, NSW, Australia.

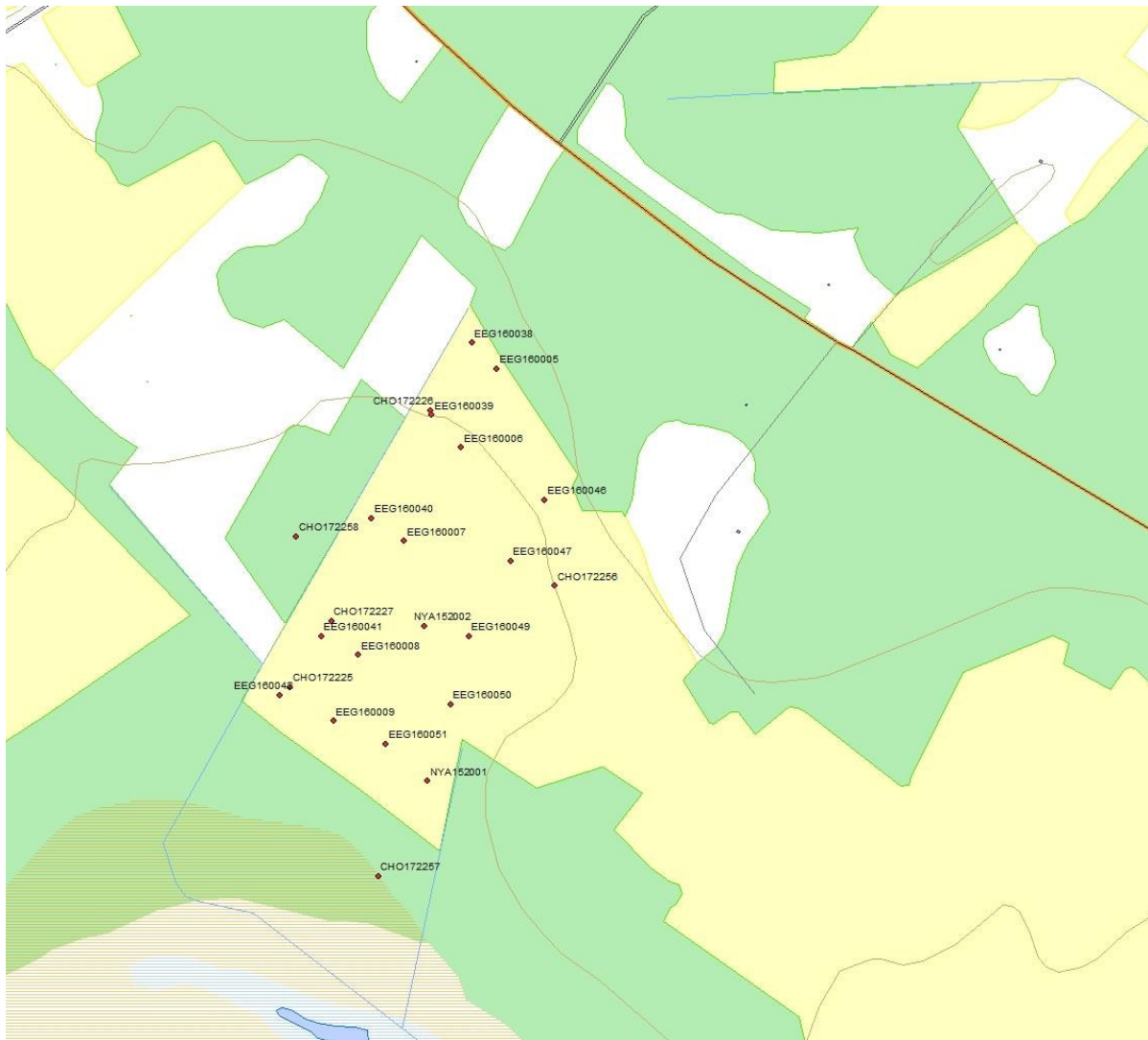
LIITE 2 – LAKAFORSIN KOEKENTÄN SALAOJITUSSUUNNITELMA



LIITE 3 – LAKAFORSIN KOEKENTTÄ, OSA-ALUEET JA PAIKAT VAIKUTUSTEN SEURANTAA VARTEN



LIITE 4 – BÄVERFÄLTET JA MAANÄYTTEIDEN OTTOPAIKAT





Länsstyrelsen
Norrbotten