

## **YARA SUOMI OY**

Kaivosten jätevesien suolaisuus ja sen vesistövaikutukset  
velvoitetarkkailutulosten ja kirjallisuustiedon valossa



## YARA SUOMI OY

Kaivosten jätevesien suolaisuus ja sen vesistövaikutukset  
velvoitetarkkailutulosten ja kirjallisuustiedon valossa

### Sisältö

|   |                                         |    |
|---|-----------------------------------------|----|
| 1 | JOHDANTO .....                          | 4  |
| 2 | VESIEN SUOLAANTUMISEN VAIKUTUKSET ..... | 4  |
| 3 | YMPÄRISTÖNLAATUNORMIT .....             | 6  |
| 4 | KUORMITUS JA VEDENLAATU .....           | 7  |
| 5 | PIILEVÄT .....                          | 13 |
| 6 | POHJAEÄLÄIMET .....                     | 18 |
| 7 | KALAT .....                             | 21 |
| 8 | YHTEENVETO .....                        | 21 |
| 9 | VIITTEET .....                          | 22 |

### Pöyry Finland Oy

Eeva-Leena Anttila, FM

Lotta Lehtinen, MMM

Eero Taskila, FM

Mikko Tolkkinen, FT

Lasse Rantala, MMM (tarkastus ja hyväksyntä)

Yhteystiedot

Elektroniikkatie 13

90590 OULU

puh. 010 3311

sähköposti etunimi.sukunimi@poyry.com

www.poyry.fi

## 1 JOHDANTO

Soklin kaivoksen ympäristö- ja vesitalouslupahakemus on Pohjois-Suomen aluehallintoviraston käsittelyssä. Hakemusta täydennetään Lapin ELY-keskuksen lausunnon perusteella koskien Kemijokeen johdettavan jäteveden suolapitoisuutta, sen koostumusta ja suolapitoisuuksien vaikutuksia veden laatuun, ekologiseen tilaan, kalastoon ja vesistön käyttöön.

Monilla kaivoksilla sulfaatti on pääasiallinen suolaioni, mutta Soklissa sillä ei ole yhtä suurta merkitystä johtuen malmin vähäisestä rikkipitoisuudesta. Sulfaattia kuitenkin tulee jätevesiin rikastus- ja vedenkäsittelykemikaaleista. Soklissa huomio kohdistuu myös natriumiin ja kokonaissuolapitoisuuteen, jota mitataan sähkönjohtavuutena. Natrium tulee vesiin rikastuksessa pH:n nostoon käytettävistä kemikaaleista, kuten lipeästä.

Vaikutusarvioinnin tueksi on tehty tämä selvitys muutaman Pohjois-Suomessa sijaitsevan kaivoksen suolapäästöjä ja niiden vesistövaikutuksia koskevista tarkkailutuloksista. Lisäksi on tehty kirjallisuuskatsaus aiheeseen liittyen.

## 2 VESIEN SUOLAANTUMISEN VAIKUTUKSET

Vesistöjen suolaantuminen voi johtua sekä luontaisista että ihmisen aiheuttamista muutoksista. Eräs ihmistoiminnan aiheuttaman vesistöjen suolaantumisen tärkeimmistä aiheuttajista on kaivosteollisuus ja siihen liittyvät toiminnot. Suolaantumisen vaikutusta vesistöjen laatuun ja eliöstöön on tutkittu mm. Australiassa, Yhdysvalloissa Appalakkien alueella ja Keski-Euroopassa. Muualta saadun tutkimustiedon soveltamisessa Pohjois-Suomen olosuhteisiin on kuitenkin noudatettava varovaisuutta. Suolaantumisen vaikutuksista saatu tutkimustieto on myös monin osin puutteellista ja etenkin yksittäisten eliölajien osalta tiedot puuttuvat lähes kokonaan. Tutkimuksia tehdään usein myös osin keinotekoisissa ympäristöissä (ns. mesokosmoskokeet) melko lyhytaikaisesti. Tällöin merkittäviä pitkäaikaisvaikutuksia saattaa jäädä havaitsematta.

Suolakuormitukseen liittyy usein myös muiden aineiden kuormitusta tai muuta vesistöjä muokkaavaa toimintaa. Vesieliöstössä näkyvät muutokset ovat kaikkien vesistöön kohdistuvien paineiden summa, ja yksittäisen tekijän vaikutusten erottaminen on usein mahdotonta. Tässä raportissa esitetyt tiedot ovat peräisin eri puolilla maailmaa tehdyistä suolaantumisen vaikutuksia koskevista tutkimuksista (Williams 2001, James ym. 2003, Nielsen ym. 2003, Kefford ym. 2004, Palmer ym. 2010, Bernhardt & Palmer 2011, Bärthe & Coring 2011, Coring & Bärthe 2011, Lindberg ym. 2011, Cañedo-Argüelles ym. 2013). Suomessa suolaantumista on tieteellisesti tutkittu tiettävästi vain Terrafamen Sotkamon kaivoksen alapuolisissa vesistöissä (Leppänen ym. 2017).

Makeissa vesissä elävät eliöt säätelevät joko aktiivisesti tai passiivisesti sisäistä suolatasapainoaan suhteessa ympäröivän veden suolapitoisuuteen. Jos ympäristön suolapitoisuus nousee liian suureksi, säätelyjärjestelmä romahtaa ja eliö kuolee. Tätä tasoa pienemmät suolapitoisuudet aiheuttavat eliössä kuitenkin jo fysiologista stressiä sekä lisääntynyttä kuolleisuutta, kasvun häiriöitä, lisääntymishäiriöitä tai epämuodostumia. Nuoria yksilöitä ja poikasvaiheita pidetään usein aikuisia alttiimpina toksisille vaikutuksille. Suolaantuneissa vesissä elävät aikuiset saattavat esimerkiksi säilyä hengissä, mutta lisääntyminen ei enää onnistu, sillä munat tai poikaset menehtyvät. Australiassa tehtyjen tutkimusten (Nielsen ym. 2003) mukaan ryhmänä levät ja vesikasvit olivat selvästi herkempiä suolaantumisen aiheuttamille haitallisille vaikutuksille kuin aikuiset kalat tai pohjaeläimet.

Vesistöjen suolaantuminen aiheuttaa suorien toksisuusvaikutusten lisäksi myös eliöyhteisöjen muuttumista. Useimmissa eliöyhteisöissä esiintyy lajeja, jotka ovat

erityisen herkkiä suolapitoisuuden kasvulle sekä lajeja, jotka kestävät suolapitoisuuksien nousua. Suolapitoisuuksien kasvaessa vesistössä herkkiin lajeihin kuuluvat yksilöt joko menehtyvät tai siirtyvät muualle. Jäljelle jäävät kestävät lajit voivat runsastua ja yhteisöön voi ilmaantua myös uusia lajeja, jotka hyötyvät muuttuneista olosuhteista. Muutokset voivat heijastua ravintoverkon muille tasoille ja aiheuttaa merkittävää haittaa tai jopa vaarantaa muiden eliöryhmien olemassaolon. Äärimmäinen esimerkki tästä on keskisessä Saksassa sijaitseva Werra-joki, jossa suuri osa pohjaeläinyhteisöstä kuoli suolakuormituksen takia 1950-luvulla (Bäthe & Coring 2011). Jotta joen jäljellä oleva kalasto löytäisi ravintoa, jokeen istutettiin tarkoituksella pohjoisamerikkalainen vieraslaji tiikerikatka (*Gammarus tigrinus*).

Suolaantumista aiheuttavat vesistössä useimmiten ionit  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  ja  $\text{HCO}_3^-$ , mutta periaatteessa suolaantumista aiheuttavat myös muut epäorgaaniset ionit (ml.  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ). Suolojen toksisuuteen vaikuttavat monet vesistön fysikaalis-kemialliset ominaisuudet kuten veden pH, lämpötila, kovuus, vesistöön joutuvien ionien suhteelliset osuudet sekä orgaanisen aineen ja humuksen määrä vesistössä. On myös esitetty näkemys, jonka mukaan suolapitoisuuksien hidas lisääntyminen olisi joillekin eliölajeille vähemmän vaarallista kuin nopea suolaantuminen (James ym. 2003). Tämä johtuu sopeutumisesta, joka on mahdollista kun muutos on hidas (aklimatisaatio). Vedessä olevien suolojen määrä vaikuttaa myös metallien toksisuuteen. Suolojen (mm. Ca, Mg) lisääntyminen vedessä lisää veden kovuutta, ja kovassa vedessä monien metallien (mm. Ni, Cd, Cu, Mn, Pb, Zn) biosaattavuus on pienempi kuin pehmeässä vedessä. (Luoma & Rainbow 2008)

Suolaantuminen saattaa muuttaa myös vesistön fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia monin tavoin. Suolat saattavat sitoutua kiintoaineeseen, mikä voi johtaa kiintoaineen sedimentoitumisen lisääntymiseen ja veden kirkastumiseen. Ravinteisiin sitoutuminen voi vähentää vesistön rehevyyttä. Järvissä suolaantuminen voi johtaa kerrostumiseen, jolloin täyskierrot voivat estyä osittain tai kokonaan. Sulfaatti voi hapettomissa olosuhteissa pelkistyä mikrobiologisesti sulfideiksi ( $\text{H}_2\text{S}$  ja  $\text{HS}^-$ ). Rikkivety on myrkyllinen eliöille jo erittäin pieninä pitoisuuksina. Se myös kertyy pohjan lähellä oleviin vesikerroksiin. Terrafamen kaivoksen alapuolisissa järvissä suolaantumisesta johtuva kerrostuminen johti pohjanläheisen vesikerroksen happikatoon ja koko pohjaeläinyhteisön häviämiseen.

Yhdisteiden toksisuutta tutkitaan usein laboratorio-olosuhteissa altistamalla vakioiduissa olosuhteissa tietty eliölaji yksittäiselle aineelle. Joillekin eliöille tehdyissä kokeissa saatuja arvoja on esitetty taulukossa 2-1. Laboratorio-olosuhteissa tehtyjen altistuskokeiden olosuhteet eivät kuitenkaan vastaa luonnonvesistöjen monimutkaisia fysikaalis-kemiallisia ja biologisia olosuhteita. Yksittäisillä lajeilla tehtyjen kokeiden tuloksia ei voi myöskään laajentaa koskemaan kokonaisia eliöryhmiä. Toksisuustesteissä saatuja tuloksia ja luonnossa havaittuja pitoisuustasoja sekä eliöiden esiintymistä erilaisissa ympäristöissä on verrattu vain harvoissa tutkimuksissa. Kefford ym. (2004) havaitsivat, että kaloja havaittiin usein vesistöissä, joiden suolapitoisuudet ylittivät kyseisille lajeille määritetyn LC50-tason. Pohjaeläinlajeilla ilmiötä ei havaittu yhtä laajasti. Kummallakin lajiryhmällä tulokset kuitenkin vaihtelivat sen mukaan, millä menetelmällä määritettyä LC50-arvoa vertailussa käytettiin.

**Taulukko 2-1 Joillekin eliölajeille tehdyissä toksisuustesteissä saatuja arvoja (Elphick ym. 2011, Meyas & Nordin 2013, Suomen ympäristökeskus 2017). EC50 = effect concentration, pitoisuus, jolla 50 prosentilla koe-eliöistä havaitaan tutkittu haittavaikutus, LC50 = lethal concentration, pitoisuus, joka on tappava 50 prosentille koe-eliöistä**

|                 | EC50<br>levät | LC50<br>vesikirput | LC50<br>kirjolohi | EC10<br>kirjolohi |
|-----------------|---------------|--------------------|-------------------|-------------------|
|                 | µg/l          | µg/l               | µg/l              | µg/l              |
| Mg              |               | 190 000            | 1 355 000         |                   |
| Na              |               | 1 480 000          |                   |                   |
| SO <sub>4</sub> | 1 430 000     |                    |                   | 256 000           |

### 3 YMPÄRISTÖNLAATUNORMIT

Eri puolilla maailmaa on pyritty määrittelemään vesistöihin kohdistuvan kuormituksen ympäristölaatuunormeja, joiden tarkoituksena on estää vesistöjen eliöyhteisöjen tilan huonontuminen. Raja-arvot määritetään useimmiten herkimmän tiedossa olevan eliölajin tai -ryhmän toksisuustestitulosten perusteella. Suurimpaan turvallisena pidettyyn pitoisuustasoon lisätään usein vielä varmuuskerroin eli käytännössä ympäristölaatuunormi asettuu alhaisemmalle tasolle kuin pelkkien toksisuustestien perusteella voisi olettaa. Saatuja laatuunormeja pidetään turvallisen tason rajana suurimmalle osalle vesieliöitä, mutta tiedon puutteen takia määrittelyyn liittyy aina epävarmuutta.

Valtioneuvoston asetuksessa 1308/2015 on määritelty ympäristölaatuunormit joillekin metalleille, mutta yleisimmin suolaantumista aiheuttavat aineet eivät kuulu asetuksen piiriin. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 1352/2015 määrittelee talousvedelle asetetut laatuvaatimukset ja -suositukset (Taulukko 3-1). Nämä raja-arvot eivät kuitenkaan sovellu suoraan vesieliöstön turvallisuuden arvioimiseen, sillä ne on laadittu ihmisen turvallisuutta silmällä pitäen.

**Taulukko 3-1 Vesistöjen ympäristölaatuunormit Kanadassa ja Yhdysvalloissa (British Columbia Ministry of Environment 2016, Canadian Council of Ministers of the Environment 2016 ja US Environmental Protection Agency 2016) sekä Suomen sosiaali- ja terveysministeriön (STM) asetuksessa 1352/2015 annetut talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset.**

|                               |      | STM 1352/2015<br>vaati-<br>mukset |     | Brittiläinen Kolumbia<br>ka (30 vrk) |          | Kanada<br>pitkä-<br>aikainen |     | USA<br>jatkuva |     |
|-------------------------------|------|-----------------------------------|-----|--------------------------------------|----------|------------------------------|-----|----------------|-----|
|                               |      | suosi-<br>tukset                  |     | max                                  |          | lyhyt-<br>aikainen           |     | max            |     |
| Cl <sup>-</sup>               | mg/l |                                   | 250 | 150                                  | 600      | 120                          | 640 | 230            | 860 |
| F <sup>-</sup>                | mg/l | 1,5                               |     |                                      | 0,4–1,9* | 0,12                         |     |                |     |
| Na <sup>+</sup>               | mg/l |                                   | 200 |                                      |          |                              |     |                |     |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | mg/l |                                   | 250 | 128–429*                             |          |                              |     |                |     |

Kanadan liittovaltion, Brittiläisen Kolumbian provinssin ja Yhdysvaltain liittovaltio ovat määritelleet ympäristölaatuunormeja kloridille, fluoridille ja sulfaatile. Joidenkin suolojen osalta laatuunormi vaihtelee veden kovuuden mukaan. Näiden aineiden osalta taulukossa on esitetty laatuunormien vaihteluväli. Kaikki kolme tahoa ovat määritelleet ainepitoisuuksille pitkän ja lyhyen ajan laatuunormit. Lyhyen ajan laatuunormi määrittelee yksittäisten näytteiden metallipitoisuuksille enimmäistason, jonka ylitys todennäköisesti aiheuttaa haittavaikutuksia vesieliöstölle. Pitkän ajan laatuunormi määrittelee suurimman pitoisuustason, joka on todennäköisesti turvallinen kaikille vesieliöille.

Natriumille ei ole laadittu laatunormeja Kanadassa tai Yhdysvalloissa. Australiassa vesien suolaantuminen on yleinen ongelma. Keinokastelussa käytetyn veden natriumpitoisuus saa olla Australiassa ja Uudessa Seelannissa <115–>460 mg/l kasvilajista riippuen. Virkistyskäytössä oleville vesille (water quality guidelines for recreational purposes) natriumin laatu normi on 300 mg/l. (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council 2000)

## 4 KUORMITUS JA VEDENLAATU

Seuraavassa tarkastellaan Terrafamen Sotkamon kaivoksen, Agnico Eaglen Kittilän kaivoksen ja Bolidenin Kevitsan kaivoksen suolapäästöjä ja pitoisuustasoja päästövesissä ja lähivesistöissä. Natriumin lisäksi on käsitelty sähkönjohtavuutta sekä muiden tärkeimpien vesistön ionitasapainoon vaikuttavien aineiden päästöjä Keskeisimpänä vesistövaikutusten kannalta näillä kaivoksilla ovat sulfaattipäästöt. Tiedot perustuvat kaivosten veloitettarkkailuraportteihin (Ramboll Finland Oy a–c 2015–2017).

### *Kittilän kaivos*

Agnico Eagle Finland Oy:n Kittilän kaivosalueen päästövedet johdetaan käsittelyjen jälkeen Seurujokeen.

Kaivoksen ympäristöluvassa ei ole määrätty pitoisuus- tai päästörajoja natriumille. Pintavalutuskentillä johdettavien vesien sulfaattikuormitus saa olla enintään 12500 t (v. 2016), 8000 t (v. 2017) ja 5500 t (v. 2018).

Kaivosvedet johdetaan Seurujokeen viime vaiheessa pintavalutuskenttien kautta. Natriumia mitataan vain pintavalutuskentältä 4, jossa käsitellään kaivoksen prosessivesiä. Osin tuloksia on kuitenkin vain pintavalutuskentälle tulevasta vedestä.

Seurujokeen vuosina 2014–2016 pumpatuissa vesissä sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 182–906 mS/m (vaihteluväli 170–1300 mS/m). Sulfaattipitoisuudet ovat olleet keskimäärin 872–8817 mg/l (170–13000 mg/l) ja natriumpitoisuudet 192–238 mg/l (97–310 mg/l) (Taulukko 4-1). Sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuudet ovat olleet korkeampia prosessijätevesissä kuin kuivatusvesissä, mikä johtuu ilmeisesti kuivatusvesien suuremmasta määrästä ja purun jakautumisesta pidemmälle matkalle. Vesistön kokonaiskuormituksen kannalta kuivatusvesien merkitys on silti arvioitu suuremmaksi. Kittilän kaivoksen päästövesissä on mitattu myös jonkin verran kloridia, keskimäärin 26–220 mg/l (7–240 mg/l). Prosessijätevesistä on mitattu myös melko korkeita magnesiumpitoisuuksia, keskimäärin 1238–1812 mg/l (980–3600 mg/l). Natriumia on ollut vähemmän, keskimäärin 192–1051 mg/l (410–1200 mg/l).

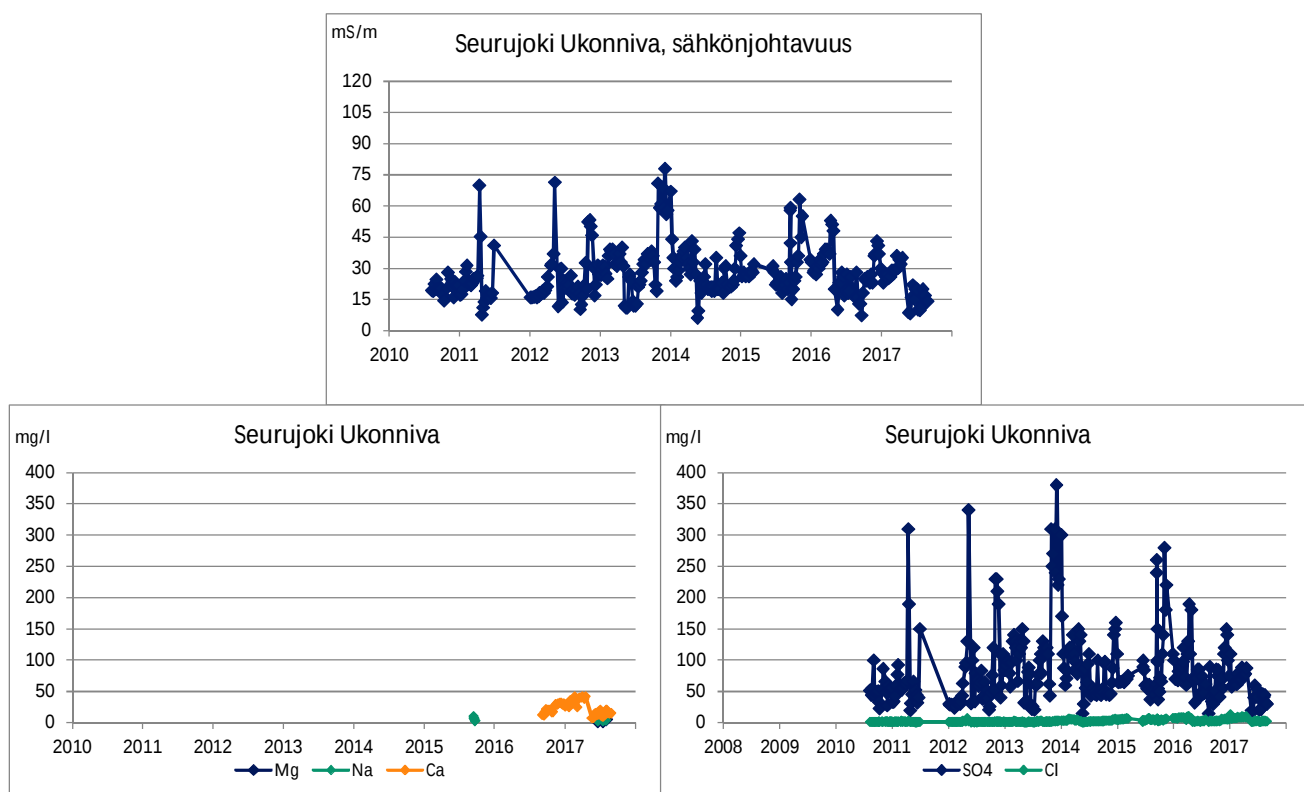
Kittilän kaivoksen päästövesien vaikutus voidaan havaita Seurujoessa pääosin kohonneiden sulfaattipitoisuuksien seurauksena kasvaneena sähkönjohtavuutena (Kuva 4-1). Seurujoen Ukonnivassa vuosina 2014–2017 sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 27 mS/m ja maksimiarvot 60–70 mS/m, kun sähkönjohtavuuden luontainen taso Seurujoessa on luokkaa <5 mS/m. Sulfaattipitoisuus on ollut Seurujoen Ukonnivassa keskimäärin 81 mg/l ja maksimissaan 300 mg/l. Seurujoen natrium- ja kloridipitoisuudet ovat olleet melko pieniä, joskin natriumtuloksia on vesistöistä vain vähän. Seurujoki on kooltaan keskisuuri, turvemaiden joki ja kaivosvesien sekoittuminen ja laimeneminen on melko hidasta. Vuosijakson 2008–2016 keskivirtaama on ollut Seurujoessa 3,6 m<sup>3</sup>/s keskialivirtaama 1,0 m<sup>3</sup>/s ja keskiylivirtaama 23 m<sup>3</sup>/s.

Taulukko 4-1

Kittilän kaivoksen päästövesien sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- ja Cl - pitoisuuksien keskiarvot ja vaihteluväli vuosina 2014–2016 (Ramboll Finland Oy 2015–2017 a).

|                          |      | keskiarvot |      |      | vaihteluväli |            |           |
|--------------------------|------|------------|------|------|--------------|------------|-----------|
| pvk1 (kuivanapitovedet)  |      | 2014       | 2015 | 2016 | 2014         | 2015       | 2016      |
| Cl                       | mg/l | 53         | 92   | 90   | 27-97        | 39-110     | 61-110    |
| sähkönjohtavuus          | mS/m | 182        | 199  | 220  | 170-210      | 180-210    | 200-240   |
| sulfaatti                | mg/l | 872        | 906  | 1051 | 410-1100     | 450-1100   | 730-1200  |
| pvk4 (prosessijätevedet) |      | 2014       | 2015 | 2016 | 2014         | 2015       | 2016      |
| Mg*                      | mg/l | 1812       | 1571 | 1238 | 1100-3600    | 980-1800   | 620-1700  |
| Na*                      | mg/l | 192        | 218  | 238  | 97-290       | 140-250    | 150-310   |
| F                        | mg/l | -          | -    | -    | -            | -          | -         |
| Cl                       | mg/l | 27         | 26   | 27   | 12-43        | 6,6-41     | 7,3-40    |
| sähkönjohtavuus          | mS/m | 906        | 797  | 721  | 480-1400     | 330-1300   | 350-980   |
| sulfaatti                | mg/l | 8817       | 7412 | 5779 | 3600-12000   | 2300-13000 | 1200-9800 |

\*punaisella merkityt pitoisuudet mitattu pvk 4:lle tulevasta vedestä



Kuva 4-1

Sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- ja Cl- pitoisuuksien vaihtelu Seurujoessa Kittilän kaivoksen purkualueilla.

### Terrafamen kaivos

Terrafame Oy:n Sotkamon kaivosalue sijaitsee vedenjakajalla ja alueen vesiä johdetaan pohjoiseen Oulujoen ja etelään Vuoksen vesistön suuntaan.

Vesiä käsitellään Terrafamen kaivosalueella useassa eri kohteessa. Kaivosalueen käsittelyalueen (Kuusilampi), pohjoisen käsittelyalueen (Kärsälampi), Latosuon vesivarastoaltaan sekä muita suojapumppaus- ja hulevesiä johdetaan ns. vanhaa purkureittiä pitkin Kalliojoen kautta Oulujoen vesistöön. Suuri osa purkuvesistä

johdetaan Latosuon altaalta purkuputkea pitkin Nuasjärveen. Purkuputkeen johdettavien vesien laatua tarkkaillaan pumppaamon kohdalla. Eteläiseltä käsittelyalueelta kahden linjan kautta (Kortelampi 1-2) johdetaan vesiä Lumijokeen ja edelleen Vuoksen suuntaan.

Terrafame Oy:n Sotkamon kaivoksella on lupaehdot sulfaatti- ja natriumkuormitukselle. Nykyisellään sulfaattia saa johtaa Oulujoen ja Vuoksen vesistön ns. vanhoille purkureiteille 1 300 t/a ja Nuasjärven purkuputkeen 15 000 t/a. Natriumkuormituksen raja-arvot ovat vastaavasti 650 t + 4 000 t/a. Lisäksi vuoden 2015 lisäjuoksutusten aikana sai johtaa sulfaattia 6000 t/a ja natriumia 3000 t /a Oulujoen suuntaan vanhalle purkureitille. Kuormitustasot ovat vanhalla purkureitillä ylittyneet ja etenkin vuoden 2014 kuormitus oli suurta (noin 11 900 t SO<sub>4</sub>/a, noin 2100 t Na /a). Vuonna 2015 kuormitus oli lisäjuoksutus huomioiden luparajojen mukaista.

Oulujoen vesistöön Kalliojoen suuntaan vuosina 2014–2016 johdetuissa vesissä sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 60–547 mS/m (vaihteluväli 30–980 mS/m). Sulfaattipitoisuus on ollut eri purkuvesissä keskimäärin 764–5212 mg/l (130–9 000 mg/l) ja natriumpitoisuus 54–989 mg/l (24–1400 mg/l) (Taulukko 4-1). Myös kalsiumpitoisuudet: 57–739 mg/l (27–1000 mg/l) ja magnesiumpitoisuudet: 7–464 mg/l (4–990 mg/l) ovat olleet ajoittain ja paikoittain koholla mm. kalkituksesta johtuen. Oulujoen suunnan vanhalle purkureitille johdetuissa purkuvesissä pitoisuustaso on vaihdellut melko paljon ja pääsääntöisesti korkeimmat pitoisuudet ovat olleet Kuusilammelta tulevissa vesissä. Kuusilampeen johdetaan vesiä mm. avolouhokselta ja kipsisakka-altaalta. Ajallisesti purkuvesien pitoisuustaso on ollut aineistossa selvästi korkein vuonna 2014 ja laskenut viime vuosina 2015–2016.

Vuoksen vesistöön Lumijoen suuntaan vuosina 2014–2016 johdetuissa vesissä sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 287–430 mS/m (vaihteluväli 220–510 mS/m). Sulfaattipitoisuus on ollut Kortelammissa keskimäärin 1500–2402 mg/l (560–4 100 mg/l) ja natriumpitoisuus 52–323 mg/l (2–860 mg/l) (Taulukko 4-2). Myös kalsiumpitoisuudet ovat olleet koholla: 57–340 mg/l (48–470 mg/l) ja lievemmin myös magnesiumpitoisuudet: 7–67 mg/l (6–120 mg/l). Myös Vuoksen suunnassa purkuvesien pitoisuustaso on laskenut viime vuosina.

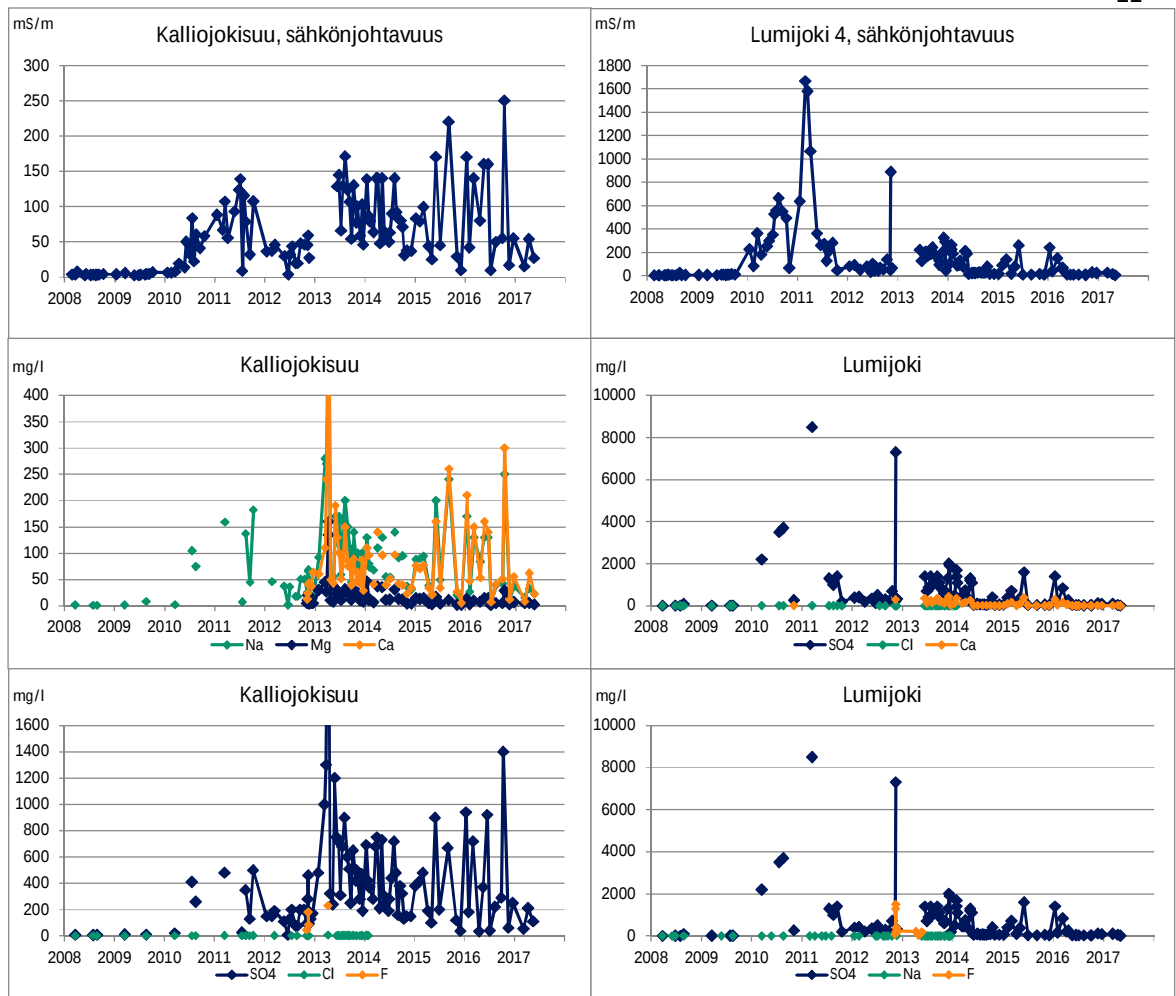
Nuasjärven purkuputkeen marraskuusta 2015 lähtien johdetuissa purkuvesissä sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 357–381 mS/m (vaihteluväli 210–540 mS/m). Sulfaattipitoisuus on ollut purkuputkeen johdetussa vedessä keskimäärin 2086–2210 mg/l (940–3 400 mg/l) ja natriumpitoisuus 357–381 mg/l (210–540 mg/l) (Taulukko 4-2). Vastaavasti kalsiumpitoisuudet ovat olleet 511–531 mg/l (240–800 mg/l) ja magnesiumpitoisuudet: 24–43 mg/l (14–100 mg/l).

Fluoridi- ja kloridi-mittauksia ei ole tehty säännöllisesti ja pitoisuudet ovat olleet päästövesissä jokseenkin pieniä.

Taulukko 4-2

Terrafamen Sotkamon kaivoksen päästövesien sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- Cl- ja F-pitoisuuksien keskiarvot ja vaihteluväli vuosina 2014–2016. (Ramboll Finland Oy 2015–2017 b).

|                             |      | keskiarvot |           |            | vaihteluväli |           |           |
|-----------------------------|------|------------|-----------|------------|--------------|-----------|-----------|
| Nuasjärven purkuputki       |      | 2014       | 2015      | 2016       | 2014         | 2015      | 2016      |
| Ca                          | mg/l | -          | 511       | 531        | -            | 410-680   | 240-800   |
| Mg                          | mg/l | -          | 24        | 43         | -            | 20-30     | 14-100    |
| Na                          | mg/l | -          | 440       | 432        | -            | 410-500   | 220-770   |
| F                           | mg/l | -          | 0,25      | < 0,1      | -            | -         | -         |
| Cl                          | mg/l | -          | 7,8       | 7,0        | -            | -         | -         |
| sähkönjohtavuus             | mS/m | -          | 357       | 381        | -            | 320-390   | 210-540   |
| sulfaatti                   | mg/l | -          | 2210      | 2086       | -            | 1700-2600 | 940-3400  |
| Vanha purkureitti, Oulujoki |      | 2014       | 2015      | 2016       | 2014         | 2015      | 2016      |
| Ca                          | mg/l | 340-654    | 151-739   | 57-498     | 170-940      | 27-1000   | 48-620    |
| Mg                          | mg/l | 67-464     | 17-42     | 7-97       | 33-990       | 4-100     | 6-140     |
| Na                          | mg/l | 415-989    | 197-716   | 54-865     | 300-1400     | 24-960    | 43-1000   |
| F                           | mg/l | 0,01-0,42  | 0,32      | <0,10-0,33 | <0,1-0,90    | -         | -         |
| Cl                          | mg/l | 7-13       | 5,9       | 1,1-5,9    | 7-18         | -         | -         |
| sähkönjohtavuus             | mS/m | 345-761    | 157-513   | 60-547     | 260-980      | 30-580    | 50-650    |
| sulfaatti                   | mg/l | 2050-5212  | 764-3000  | 258-2800   | 830-9000     | 130-3800  | 180-3900  |
| Vanha purkureitti, Vuoksi   |      | 2014       | 2015      | 2016       | 2014         | 2015      | 2016      |
| Ca                          | mg/l | 729-828    | 539-571   | 370-461    | 330-1100     | 360-780   | 290-620   |
| Mg                          | mg/l | 137-179    | 52-68     | 47-62      | 51-280       | 18-91     | 28-89     |
| Na                          | mg/l | 259-264    | 246-288   | 267-323    | 1,5-860      | 170-330   | 200-410   |
| F                           | mg/l | 0,12       | -         | 0,23-0,40  | < 0,1-0,21   | -         | -         |
| Cl                          | mg/l | 4,9        | -         | 3,3-3,7    | 4,5-5,4      | -         | -         |
| sähkönjohtavuus             | mS/m | 419-430    | 302-338   | 287-337    | 360-510      | 270-400   | 220-400   |
| sulfaatti                   | mg/l | 2314-2402  | 1840-2083 | 1500-1886  | 560-4100     | 1500-2800 | 1100-2600 |



**Kuva 4-2 Sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- ja Cl- pitoisuuksien vaihtelu Kalliojoessa ja Lumijoessa Terrafamen Sotkamon kaivoksen purkualueilla.**

Talvivaaran alueen vesistöjen sähkönjohtavuus ja mm. sulfaattipitoisuudet ovat luontaisesti hieman koholla kallioperän mustaliuskeen takia. Kaivosvesien vaikutuksesta etenkin vanhoilla purkureiteillä Oulujoen suunnassa Kalliojoessa ja Vuoksen suunnassa suunnalla Lumijoessa sähkönjohtavuusarvoina ja sulfaattipitoisuudet ovat huomattavan korkeita. Kalliojoki ja etenkin Lumijoki ovat hyvin pienivirtaamaisia vesistöjä ja siten kaivosvesien laimentuminen on hidasta. Kalliojoen keskivirtaama on vuosina 2014–2016 ollut keskimäärin luokkaa 1,2–1,8 m<sup>3</sup>/s. Lumijokeen on rakennettu erillinen juoksutusreitti, joka ohittaa joen yläosan ja lisäksi yläosaa on padottu joten Lumijoen virtaama koostuu suurelta osin kaivoksen juoksutusvesistä. Kaivoksen lähialueen pienissä järvissä on myös aiheutunut pitkäaikaista kerrostumista johtuen suolaisen veden painumisesta raskaampana pohjaan. Lähialueen järvien alusveden sähkönjohtavuuden on todettu korreloivan voimakkaimmin sulfaatti- ja natriumpitoisuuksien kanssa.

### **Kevitsan kaivos**

Kevitsan kaivoalueella muodostuvat vedet johdetaan käsittelyjen kautta Kitiseen Vajusen altaaseen. Kitiseen pumpattavan veden laatua seurataan säännöllisesti. Lisäksi seurataan Mataraojan vedenlaatua mahdollisten yksittäisten päästöjen sekä suotoivesien vaikutusten selvittämiseksi.

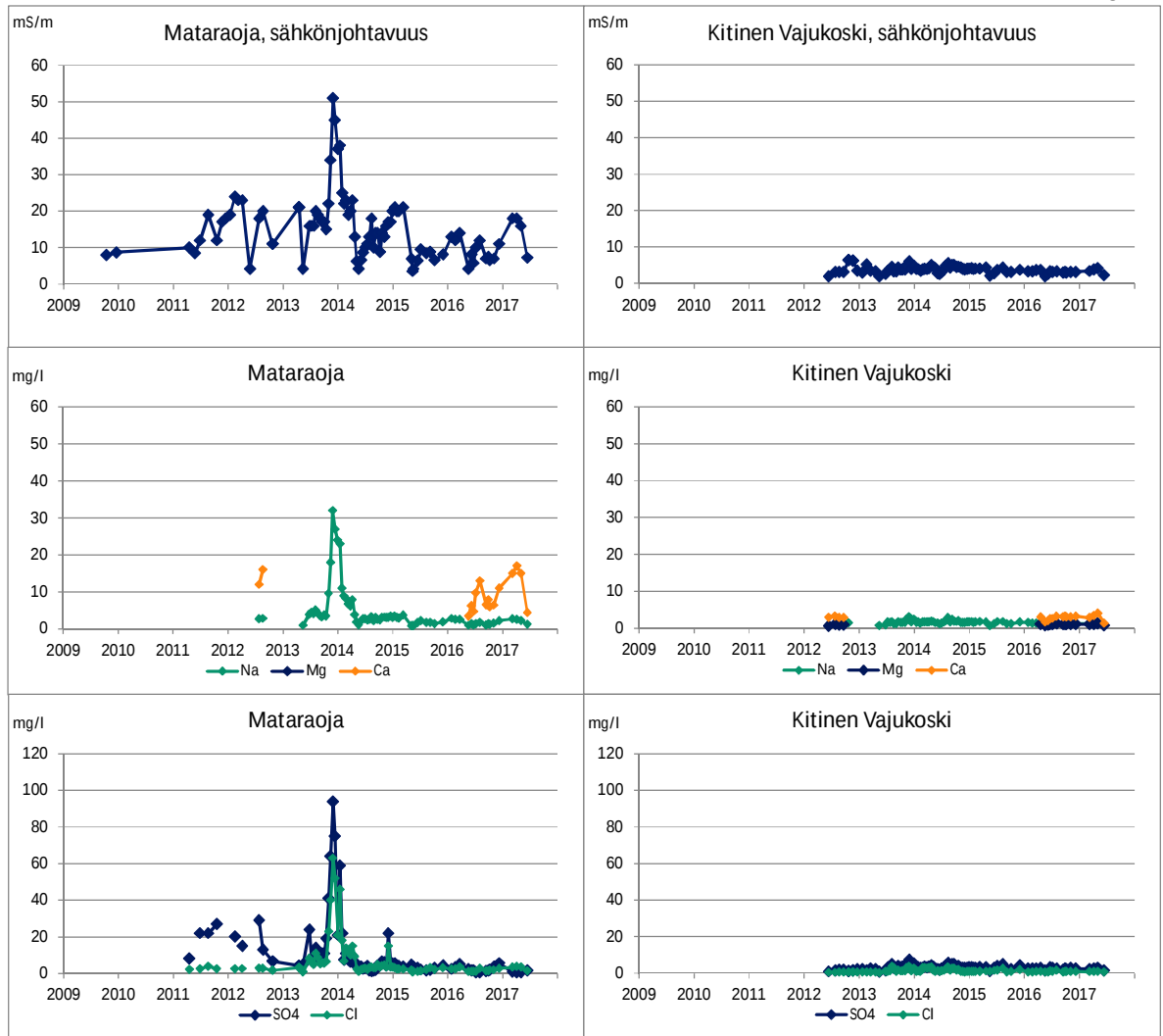
Bolidenin (ent. FQM) Kevitsan kaivoksen ympäristöluvassa ei ole määrätty pitoisuustai päästörajoja natriumille tai sulfaatile.

Kitiseen vuosina 2014–2016 pumpatuissa vesissä sähkönjohtavuus on ollut keskimäärin 150–171 mS/m (vaihteluväli 37–240 mS/m). Sulfaattipitoisuudet ovat olleet keskimäärin 295–492 mg/l (39–920 mg/l) ja natriumpitoisuudet 104–128 mg/l (15–240 mg/l) (Taulukko 4-3). Myös kloridipitoisuudet ovat olleet koholla Kevitsan kaivoksen päästovesissä, keskimäärin 226–251 mg/l (25–460 mg/l) ja lievemmin myös kalsiumpitoisuudet 83–107 mg/l (25–160 mg/l) sekä magnesiumpitoisuudet: 38–67 mg/l (11–140 mg/l).

Kitinen luokitellaan erittäin suureksi turvemaiden joeksi ja pitoisuusvaikutukset jäävät suurista virtaamista johtuen pääosin pieniksi (Kuva 4-3). Kitisen Vajukoskessa keskivirtaama on ollut jaksolla 2012–2016 noin 65 m<sup>3</sup>/s, keskialivirtaama 0 m<sup>3</sup>/s ja keskiylivirtaama 210 m<sup>3</sup>/s. Vajukosken virtaamat riippuvat voimakkaasti säännöstelystä ja alimmat päivävirtaamat kuvaavat tilannetta, jossa voimalaitos on pois käytöstä. Sähkönjohtavuus Kitisen Vajukoskessa on vuosina 2014–2016 ollut keskimäärin 3,7 mS/m, sulfaattipitoisuus 3,0 mg/l ja natriumpitoisuus 1,5 mg/l. Selvimmin vaikutuksia on ollut Kitisessä havaittavissa kesäaikana kun kaivosvesien suhteellinen osuus Kitisen virtaamasta on ollut suurimmillaan. Vaikutus on näkynyt lievänä lähinnä sulfaatin ja alkalimetallien pitoisuuksissa sekä sähkönjohtavuudessa (Ramboll Finland Oy 2015–2017 c). Mataraojan eteläisessä haarassa sähkönjohtavuus sekä sulfaatin ja alkalimetallien pitoisuudet ovat ajoittain jonkin verran koholla johtuen mahdollisesti vesien suotautumisesta pintavalutuskentän moreenipadon läpi sekä mahdollisesti osin myös Keski-Lapin alueella luontaisesti esiintyvistä korkeammista alkalimetallipitoisuuksista. Mataraojassa virtaamat ovat pieniä, keskivirtaaman on arvioitu olevan luokkaa 0,3 m<sup>3</sup>/s (Pöry Finland oy 2011)

**Taulukko 4-3 Kevitsan kaivoksen päästovesien sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- ja Cl – pitoisuuksien keskiarvot ja vaihteluväli vuosina 2014–2016. (Ramboll Finland Oy 2015–2017 c).**

|                            |      | keskiarvot |      |      | vaihteluväli |        |         |
|----------------------------|------|------------|------|------|--------------|--------|---------|
| Kitiseen pumpattavat vedet |      | 2014       | 2015 | 2016 | 2014         | 2015   | 2016    |
| Ca                         | mg/l | 83         | 102  | 107  | 25-130       | 36-160 | 56-160  |
| Mg                         | mg/l | 38         | 44   | 67   | 20-49        | 11-90  | 34-140  |
| Na                         | mg/l | 128        | 119  | 104  | 28-190       | 15-240 | 43-170  |
| Cl                         | mg/l | 251        | 241  | 226  | 51-390       | 25-460 | 78-330  |
| sähkönjohtavuus            | mS/m | 150        | 158  | 171  | 45-220       | 37-240 | 88-240  |
| sulfaatti                  | mg/l | 295        | 380  | 492  | 78-430       | 39-700 | 140-920 |
| Mataraoja                  |      | 2014       | 2015 | 2016 | 2014         | 2015   | 2016    |
| Ca                         | mg/l | 18,6       | 17,6 | 12,1 | 4,3-60       | 4,3-76 | 3,8-20  |
| Mg                         | mg/l | 12,1       | 9,5  | 8,9  | 3,4-31       | 3,7-25 | 1,7-8,1 |
| Na                         | mg/l | 12,3       | 6,1  | 4,6  | 3,1-75       | 2,7-38 | 1,7-8,1 |
| Cl                         | mg/l | 38         | -    | -    | -            | -      | -       |
| sähkönjohtavuus            | mS/m | 28         | 22   | 17   | 6,8-94       | 7,2-85 | 5,9-33  |
| sulfaatti                  | mg/l | 41         | 26   | 22   | 13-190       | 12-160 | 9-61    |



Kuva 4-3 Sähkönjohtavuus sekä Mg-, Na-, Ca-, SO<sub>4</sub>- ja Cl- pitoisuuksien vaihtelu Kitisessä Kevitsan kaivoksen purkualueella sekä Mataraojassa.

## 5 PIILEVÄT

### Kittilän kaivos

Kittilän kaivoksen alapuolisten Seurujoen ja Loukisen piilevâyhteisöjen tilaa on tutkittu vuosittain vuodesta 2010 alkaen. Kaivoksen yläpuolisella alueella piilevâyhteisön koostumus viittasi vuosina 2010–2016 neutraaliin tai lievästi emäksiseen pH-tasoon ja ainakin lievään rehevyyteen. Vaikka kaivoksen yläpuoliselle näytteenottopisteelle ei pitäisi joutua sulfaattipitoisia vesiä, mutta vuosina 2015–2016 yhteisössä on tavattu jonkin verran *Diatoma moniliformis* -levää, joka on suolaisuuden ilmentäjä. Ilmiön syy ei ole selvillä, ja näytteiden kontaminoitumista tai muuta inhimillisestä virheestä johtuvaa selitystä ei voida poissulkea.

Seurujoessa kaivoksen vesien purkupaikan alapuolella on vuosina 2010–2015 havaittu vaihtelevia määriä *Diatoma*-suvun leviä. Suurimmillaan 87 prosenttia vuonna 2010 Seurujoen alaosalta otetun näytteen levistä kuului *Diatoma*-suvun leviin (*D. moniliformis* 85 % ja *Diatoma tenue* 2 %). Kaivoksen alapuolelta otetut piilevänäytteet olivat selvästi vähälajisempia kuin kaivoksen yläpuolelta otetut näytteet, ja monia kaivoksen yläpuolisessa Seurujoessa tavattuja leviä ei havaittu lainkaan kaivoksen alapuolisissa vesissä. Vuonna 2016 Seurujoesta kaivoksen alapuolelta otetuissa näytteissä *Diatoma*-leviä esiintyi vain vähän. Seurujoen alapuolisesta Loukisesta on tavattu *Diatoma*-suvun leviä ajoittain sekä Seurujoen suun ylä- että alapuolelta. Määrät

ovat olleet useimmiten pieniä, eikä ole varmuutta, johtuvatko havainnot kaivoksen kuormituksen vaikutuksesta.

### **Terrafamen kaivos**

Terrafamen kaivoksen alapuolisten vesien piilevyhteisöjä on tutkittu vuonna 2008 ennen kaivoksen prosessivesien johtamisen aloittamista sekä kaivoksen toiminnan alettua vuosina 2010, 2012, 2014 ja 2015. Näytteitä on otettu Kalliojoesta, Tuhkajoesta, Jormasjoesta, Lumijoesta, Kivijoesta, Laakajoesta ja Nurmijoesta vaihtelevissa määrin.

Ennen prosessivesien johtamisen aloittamista vuonna 2008 Kalliojoen, Tuhkajoen ja Lumijoen piilevyhteisöt koostuivat vähäravinteisissa, kuormittamattomissa ja runsashappisissa vesissä viihtyvistä lajeista. Valtaosa näytteiden levistä kuului vain muutamaani lajiin eli näytteiden lajirunsaus (diversiteetti) oli varsin pieni. Todennäköisesti suurin yksittäinen lajistoa muokannut tekijä oli vesien happamuus: kaikki valtalajit olivat tyypillisiä happamien humusvesien lajeja.

Vuonna 2010 Kalliojoen piilevyhteisössä ei ollut havaittavissa merkittäviä muutoksia. Tuhkajoessa happamuutta suosivien levien esiintyminen oli vähentynyt veden pH-tason nousun myötä. Lumijoen lajisto oli muuttunut huomattavasti vuoden 2008 lajistoon verrattuna. Happamille vesistöille tyypilliset lajit olivat vähentyneet voimakkaasti, ja suuri osa lajistosta koostui vuonna 2010 *Diatoma moniliformis* -levistä (Taulukko 5-1,

Taulukko 5-2). *Diatoma*-suvun lajit suosivat vesistöjä, joissa suolojen määrä ja siten sähkönjohtavuusarvot ovat kohonneet. Tyypillisesti näitä leviä esiintyy Suomessa kuormittamattomien sisävesien piilevänäytteissä korkeintaan yksittäisiä soluja. *D. moniliformis* -lajin on havaittu yleistyneen Appalakkien alueella Yhdysvalloissa vesistöissä, joihin kohdistuu kaivostoiminnan kuormitusta (Carlisle ym. 2008). Potapovan ja Charlesin (2003) aineistossa *D. moniliformis* esiintyi jokivesistöissä, joiden sähkönjohtavuus oli 168–774  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (17–77  $\text{mS}/\text{m}$ ). Saman suvun laji *D. tenue* on yhtä luokkaa vähäsuolaisemman veden laji kuin *D. moniliformis*, mutta myös se suosii vesistöjä, joissa sähkönjohtavuus ja suolojen määrä on kohonnut (Porter-Goff ym. 2013). Coringin ja Bächen (2011) mukaan *Diatoma moniliformis* -leviä esiintyi paikoitellen hyvin runsaasti (noin 30–45 % näytteen levistä) myös Werra-joessa Saksassa, jossa kloridipitoisuudet olivat 20–2500  $\text{mg}/\text{l}$  vuosina 2002–2008.

**Taulukko 5-1 Kalliojoen, Tuhkajoen, Lumijoen ja Kivijoen piilevänäytteiden yleisesti esiintyneiden levälajien suhteellinen osuus (%) kaikista näytteistä määritetyistä piilevistä vuosina 2008, 2010 ja 2013–2015. 0 = suhteellinen osuus < 0,5 %**

| laji                                             | Kalliojoki |      |      |      |      | Tuhkajoki |      |      |      |      |
|--------------------------------------------------|------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                                                  | 2008       | 2010 | 2013 | 2014 | 2015 | 2008      | 2010 | 2013 | 2014 | 2015 |
| Achnanthyidium minutissimum -ryhmä               |            |      | 41   | 59   | 55   |           |      | 39   | 21   | 22   |
| Brachysira neoexilis Lange-Bertalot              |            |      | 9    | 3    | 11   |           |      | 0    | 2    | 2    |
| Diatoma moniliformis Kützing                     |            |      | 19   | 29   | 5    |           |      | 3    | 15   | 12   |
| Diatoma tenuis Agardh                            |            |      | 1    |      |      |           |      |      |      | 0    |
| Encyonema silesiacum (Bleisch) D. G. Mann        |            |      |      |      |      |           | 5    |      |      |      |
| Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. bilunaris    | 4          | 3    |      |      | 3    | 18        | 15   | 1    | 3    | 5    |
| Eunotia incisa Gregory var. incisa               | 10         | 29   |      |      |      | 3         | 12   | 2    |      |      |
| Eunotia meisteri Hustedt                         | 13         | 4    |      |      |      | 4         |      |      | 0    |      |
| Eunotia minor (Kütz.) Grunow                     |            |      |      | 0    | 6    |           |      | 1    | 4    | 7    |
| Eunotia rhomboidea Hustedt                       | 56         | 43   |      | 1    |      |           | 20   | 1    |      | 3    |
| Fragilaria gracilis Østrup                       |            |      |      | 1    |      |           |      | 1    | 2    | 2    |
| Frustulia erifuga Lange-Bertalot & Krammer       |            |      |      |      |      | 11        |      |      | 1    | 0    |
| Gomphonema exilissimum (Grun.) Lange-B. & Reich. |            |      | 15   |      | 0    | 7         | 19   | 11   |      | 8    |
| Gomphonema parvulum (Kütz.) Kutz. var. parvulum  |            |      |      |      |      |           | 11   | 8    |      | 4    |
| Gomphonema varioroduncum Jüttner et al.          |            |      | 5    | 3    | 1    |           |      | 9    | 20   | 1    |
| Nitzschia dissipata -ryhmä                       |            | 0    |      |      |      |           |      |      | 3    | 3    |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing             |            |      |      | 0    |      | 23        |      | 3    | 2    | 6    |
| yhteensä                                         | 84         | 80   | 90   | 96   | 82   | 66        | 81   | 79   | 74   | 74   |

| laji                                             | Lumijoki |      |      |      |      | Kivijoki* |      |      |
|--------------------------------------------------|----------|------|------|------|------|-----------|------|------|
|                                                  | 2008     | 2010 | 2013 | 2014 | 2015 | 2013      | 2014 | 2015 |
| Achnanthyidium minutissimum -ryhmä               |          |      | 21   | 62   |      | 15        | 0    | 18   |
| Brachysira neoexilis Lange-Bertalot              |          | 26   | 27   | 4    | 3    | 13        | 13   | 6    |
| Diatoma moniliformis Kützing                     |          | 56   | 3    |      | 16   |           |      | 15   |
| Diatoma tenuis Agardh                            |          | 8    | 19   | 5    |      | 45        | 54   |      |
| Encyonema silesiacum (Bleisch) D. G. Mann        |          |      |      |      |      |           |      |      |
| Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. bilunaris    | 28       |      |      | 1    | 4    | 1         |      | 2    |
| Eunotia incisa Gregory var. incisa               |          |      |      | 1    |      |           |      |      |
| Eunotia meisteri Hustedt                         | 19       |      |      |      |      |           |      |      |
| Eunotia minor (Kütz.) Grunow                     |          |      |      |      | 20   |           | 0    | 5    |
| Eunotia rhomboidea Hustedt                       | 27       |      |      |      | 5    |           |      |      |
| Fragilaria gracilis Østrup                       |          |      | 19   | 1    | 0    | 1         |      | 3    |
| Frustulia erifuga Lange-Bertalot & Krammer       |          |      |      |      |      |           |      |      |
| Gomphonema exilissimum (Grun.) Lange-B. & Reich. |          |      |      |      |      | 5         |      | 28   |
| Gomphonema parvulum (Kütz.) Kutz. var. parvulum  |          |      |      | 1    |      | 1         |      | 9    |
| Gomphonema varioroduncum Jüttner et al.          |          |      |      | 3    | 3    | 2         | 1    |      |
| Nitzschia dissipata -ryhmä                       |          |      |      | 0    | 7    |           |      |      |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing             | 13       |      |      |      | 0    | 1         | 0    | 1    |
| yhteensä                                         | 86       | 90   | 89   | 78   | 58   | 85        | 69   | 86   |

\*tarkkailu alkoi v. 2013

**Taulukko 5-2 Terrafamen kaivoksen vaikutusalueen joissa yleisinä esiintyneiden piilevien suosima pH-luokka, suolapitoisuustaso ja trofiataso (lajitiedot Omnidia 5.5 -ohjelmiston tietokanta 28.11.2016).**

| laji                                                      | pH            | suola-<br>pitoisuus | trofiataso          |
|-----------------------------------------------------------|---------------|---------------------|---------------------|
| Achnanthisdium caledonicum (Lange-Bertalot) L-B.          | neutraali     | oligohalobi         | oligotrofinen       |
| Achnanthisdium lineare W. Smith                           | neutraali     | –                   | –                   |
| Achnanthisdium minutissimum (Kütz.) Czarnecki             | neutraali     | oligohalobi         | kaikki trofialuokat |
| Brachysira neoexilis Lange-Bertalot                       | asidofiili    | oligohalobi         | oligo-mesotrofinen  |
| Diatoma moniliformis Kützing                              | alkalibiontti | mesohalobi          | eutrofinen          |
| Diatoma tenuis Agardh                                     | alkalifiili   | halofiili           | eutrofinen          |
| Encyonema silesiacum (Bleisch) D. G. Mann                 | neutraali     | oligohalobi         | kaikki trofialuokat |
| Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. bilunaris             | alkalibiontti | oligohalobi         | kaikki trofialuokat |
| Eunotia incisa Gregory var. incisa                        | asidofiili    | halofobi            | oligotrofinen       |
| Eunotia meisteri Hustedt                                  | asidofiili    | halofobi            | oligotrofinen       |
| Eunotia minor (Kütz.) Grunow                              | asidofiili    | halofobi            | –                   |
| Eunotia rhomboidea Hustedt                                | asidofiili    | halofobi            | oligotrofinen       |
| Fragilaria gracilis Østrup                                | neutraali     | oligohalobi         | oligo-mesotrofinen  |
| Frustulia erifuga Lange-Bertalot & Krammer                | asidofiili    | halofobi            | oligotrofinen       |
| Gomphonema exilissimum (Grun.) L-B. & Reich.              | neutraali     | halofobi            | oligotrofinen       |
| Gomphonema parvulum (Kütz.) Kutz. var. parvulum           | neutraali     | oligohalobi         | eutrofinen          |
| Gomphonema varioroduncum Jüttner et al.                   | asidofiili*   | –                   | –                   |
| Nitzschia dissipata (Kützing) Gr-w ssp. dissipata         | alkalifiili   | oligohalobi         | meso-eutrofinen     |
| Nitzschia dissipata (Kütz.) Gr-w var. media (Hantz.) Gr-w | alkalifiili   | oligohalobi         | –                   |

*halofobi* = suolapitoisuus < 0,2 ‰, *Cl*

*oligohalobi* = suolapitoisuus < 0,9 ‰

*halofiili* = suolapitoisuus 0,9–1,8 ‰

*mesohalobi* = suolapitoisuus 1,8–9,0 ‰

\* Jüttner ym. 2013

*asidobiontti* = pH < 5,5

*asidofiili* = 5,5, < pH < 7

*neutraali* = pH noin 7

*alkalifiili* = pH > 7

*alkalibiontti* = pH aina > 7

Vuonna 2013 *Diatoma*-suvun levien esiintyminen oli kohtalaista tai runsasta Kalliojoessa, Lumijoessa ja Kivijoessa vesistöihin kohdistuvasta sulfaattikuormituksesta johtuen. Tuhkajoessa näitä leviä oli vain vähän. Vuosina 2014–2015 *Diatoma*-leviä esiintyi vaihtelevassa määrin kaikissa neljässä joessa. *Diatoma*-levien esiintymisalue ulottui joinakin vuosina Jormasjokeen saakka pohjoisessa, mutta etelässä niiden esiintyminen rajoittui Kivijokeen.

### Kevitsan kaivos

Kevitsan kaivoksen vaikutusalueella sijaitsevien Mataraojan, Viivajoen ja Kitisen piileväyhteisöjen tilaa on tutkittu vuonna 2009 ennen kaivostoiminnan aloittamista sekä vuosina 2012, 2014, 2015 ja 2016 kaivostoiminnan aloittamisen jälkeen. Kaivoksen purkuvedet johdetaan Kitiseen Vajukosken voimalaitoksen yläpuolelle. Mataraojaan tai Viivajokeen ei kohdistu suoria päästöjä.

Kitisessä ei ole vuosina 2012–2016 havaittu selkeitä merkkejä kaivosvesien aiheuttamasta suolaantumista. Kesäkuussa 2014 havaittiin hieman kohonnut määrä (26 kpl, 6 % näytteen levistä) *Diatoma tenue* -lajin leviä Petkulan näytepisteellä noin 2 km Vajukosken padon alapuolella. Muissa vuosina 2010–2016 paikalta otetuissa näytteissä *D. tenue* -levien osuus on ollut < 2 %. Kesäkuun 2014 havainto on hieman poikkeava, mutta saattaa olla luonnollista vaihtelua. Mataraojassa tai Viivajoessa ei ole havaittu merkkejä kaivosvesien aiheuttamasta suolaantumista.

### Kemin kaivos

Kemin kaivoksen alapuolisen Iso-Ruonaojan ( $F=60,7 \text{ km}^2$ ,  $MQ=0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) piileväyhteisöjen tilaa tutkittiin ottamalla kaksi piilevänäytettä kaivoksen rikastushiekka-alueen alapuoliselta osuudelta 21.9.2017. Kesä-elokuussa 2017 Iso-Ruonaojan alaosan veden sähkönjohtavuusarvot olivat 67–107 mS/m (ka. 86 mS/m, md. 85 mS/m), kloridipitoisuudet 130–210 mg/l (ka. 153 mg/l, md. 135 mg/l) ja kalsiumpitoisuudet 25–43 mg/l (ka. 35 mg/l, md. 36 mg/l). Kiintoaineen keskipitoisuus oli 3,4 mg/l ja ravinteiden keskipitoisuudet kok.N 3025 µg/l ja kok.P 26 µg/l. Kaivokselta

ei tule paljon sulfaattikuormitusta, eikä sulfaatin määrittäminen kuulu velvoitetarkkailun analyysivalikkoon.

Piilevänäytteiden lajisto viittasi keskimäärin tyydyttävään ekologiseen tilaan. Iso-Ruonaojaan kohdistuu kloridikuormitusta ja myös kalsiumpitoisuudet olivat koholla. *Diatoma*-suvun lajeja havaittiin piilevänäytteissä kuitenkin vain vähän: 0,4–0,7 % näytteiden lajistosta. Tulokset viittaavat siihen, että pääosin kloridista kohdistuva kuormitus ei välttämättä lisää *Diatoma*-suvun lajien esiintymistä. Kummassakin näytteessä esiintyi runsaasti *Achnanthes minutissimum* -ryhmän leviä (noin 83 % näytteen levistä kummassakin näytteessä). *A. minutissimum* -ryhmän leviä tavataan laajasti eri ympäristöissä. Esimerkiksi Wojtal ym. (2011) totesivat, että puolalaisista joista otetuissa piilevänäytteissä *Achnanthes minutissimum* -ryhmä sisälsi kuitenkin todellisuudessa ainakin yhdeksän eri lajia, joiden suosimat ympäristöolosuhteet vaihtelivat karuista ja vähäravinteisista vesistä aina kalsiumpitoisiin tai reheviin vesiin saakka. Monia ryhmän lajeista ei ole mahdollista tunnistaa ilman elektronimikroskooppia. Saattaa olla, että Iso-Ruonaojan näytteet sisältävät todellisuudessa suolakuormitusta ilmentäviä piilevälajeja, mutta nykyisin käytössä olevilla valomikroskoopeilla lajinmäärittystä ei voida tehdä.

Iso-Ruonaojasta on otettu vain kaksi piilevänäytettä, joten edellä mainittuihin tuloksiin liittyy merkittävää epävarmuutta ja niitä tulee pitää lähinnä suuntaa-antavina.

### **Johtopäätökset**

Terrafamen ja Kittilän kaivosten vaikutusalueella vesistöjen suolapitoisuuden kasvu näkyi ainoastaan yhden tai kahden *Diatoma*-suvun suolapitoisia vesiä suosivan lajin merkittävänä runsastumisena alkuperäisen lajiston kustannuksella. Werra-joella suolapitoisia vesiä suosivia lajeja esiintyi suurissa määrin kuitenkin noin kymmenen eri lajia eri suvuista. Potapova ja Charles (2003), Carlisle ym. (2008) ja Porter-Goff ym. (2013) löysivät myös tutkimistaan yhdysvaltalaisista virtavesistä lukuisia suolapitoisia vesiä suosivia indikaattorilajeja. Potapovan ja Charlesin yli 1100 jokinäytepistettä ja yli 3200 piilevänäytettä käsittävässä aineistosta oli myös havaittavissa, että suolaantumista aiheuttavien aineiden keskinäisten suhteiden muuttuminen aiheutti eri lajien runsastumista.

Terrafamen ja Kittilän kaivosten pääasiallinen suolaantumisen aiheuttaja on ollut sulfaatti, ja kummankin kaivoksen alapuolella suolaantuminen on näkynyt *Diatoma*-suvun levien selvänä runsastumisena. Tutkimustiedon perusteella on kuitenkin oletettavaa, että myös muiden aineiden aiheuttama suolaantuminen saa aikaan lajistomuutoksia myös suomalaisissa vesistöissä. Tällöin runsastuvat piilevälajit saattavat kuitenkin olla *Diatoma*-lajien sijaan muita suolapitoisia vesiä suosivia lajeja. Näin on mahdollisesti käynyt Kemin kaivoksen alapuolisessa Iso-Ruonaojassa, mutta nykyisin käytössä olevalla tekniikalla havaintoa ei voida varmistaa.

Samaan aikaan suolapitoisia vesiä suosivien levien lisääntyessä suolapitoisuuden kasvulle herkäät lajit katoavat. Terrafamen kaivoksen alapuolisissa vesistöissä pH-arvot nousivat kaivoskuormituksen seurauksena, jolloin myös happamia vesiä suosivat lajit katosivat lähes täysin. Mikäli suolakuormitukseen liittyy ravinnekuormituksen lisääntymistä, on mahdollista, että rehevyyttä suosivat levälajit runsastuvat vähäravinteisia vesiä suosivien lajien kustannuksella.

Blinn (1993) ja Blinn ja Bailey (2001) havaitsivat, että suolaantumisen seurauksena sekä piilevien lajirunsaus että absoluuttinen määrä vesistöissä laski. Jamesin ym. (2003) esittämän periaatteen mukaan monien eliöryhmien lajirunsaus vähenee, mutta populaatioiden koko saattaa kasvaa. Piilevätutkimukset tehdään otoksena, joten levien absoluuttisen määrän muutoksista suolaantumisen seurauksena ei voida saada tietoa velvoitetarkkailujen kautta. Sekä Terrafamen että Kittilän kaivosten vaikutusalueella piileväyhteisöjen lajirunsaus kuitenkin väheni huomattavasti, ja sama tapahtui myös Terrafamen kaivoksen vaikutusalueella järvien kasviplanktonyhteisöissä.

Tutkimustiedon perusteella on mahdollista, että myös muiden ionienkuin sulfaatin aiheuttama vesistöjen suolaantuminen saattaa aiheuttaa leväyhteisöjen lajirunsauden vähentymistä. Diversiteetin vähentyminen heikentää eliöyhteisöjen ekologista joustokykyä, ja leväyhteisön muutos altistaa myös ravintoverkon seuraavat tasot (pohjaeläimet, kalat) muutokselle, jos esimerkiksi ravintona käytetyt levälajit vähentyvät nopeasti. Yhteisöjen tasolla kuormituksen vaikutukset ovat kuitenkin monimutkaisia ja vaikeasti ennustettavia.

## 6 POHJAELÄIMET

Suolapitoiset jätevedet voivat vaikuttaa pohjaeläinyhteisöihin suoraan toksisten vaikutusten kautta, jolloin tietyt pohjaeläimistölajit eivät kestä liian suolaista vettä. Suolaisuuden seurauksena pohjaeläinyhteisö saattaa myös muuttua, vaikka suolaisuudesta ei aiheutuisi suoraan toksisia vaikutuksia. Eri pohjaeläinlajien herkkyys haitta-aineille vaihtelee, jolloin suolapitoisuudet voivat vaikuttaa eri lajeihin eri tavalla. Suomessa suolaisuuden vaikutusta eri pohjaeläinlajeille ei ole tutkittu paljoa. Eri tutkimuksissa esitetyt pohjaeläimille toksisuutta kuvaavat raja-arvot ovat suhteellisen korkeita, verrattuna yleensä Suomessa kaivosten alapuolisissa vesistöissä havaittuihin arvoihin (Taulukko 6-1). Pohjaeläinlajistossa voi kuitenkin tapahtua muutoksia jo pienemmillä haitta-ainepitoisuuksilla. Tällöin herkemmat lajit vähenevät yhteisöissä ja haitta-aineelle vastustuskykyiset lajit lisääntyvät yhteisöissä. Monesti lajiston runsaussuhteiden muuttuminen haitta-aineen vaikutuksesta tapahtuu ensin vaikka jokin laji ei häviäisikään yhteisöstä (Hillebrand ym. 2008). Tällöin myös lajien väliset vuorovaikutussuhteet voivat muuttua. Näitä muutoksia on kuitenkin vaikeaa arvioida etukäteen. .

Yhteisörakenteen muutoksen lisäksi ekosysteemin toiminta (esim. tietyt prosessit ekosysteemissä) voivat häiriintyä, vaikka yhteisössä ei tapahtuisi muutoksia (mm. Canedo-Arguelles ym. 2014). Jo pienillä suolapitoisuuksilla voi olla ekosysteemiin toimintaa häiritseviä vaikutuksia, vaikkakaan lajistossa ei havaita suoria toksisia vaikutuksia (Tyree ym. 2016). Nykyiset ympäristöhallinnon asettamat velvoitetarkkailumenetelmät eivät kuitenkaan suoraan mittaa ekosysteemin toiminnassa tapahtuvia muutoksia. Näin ollen on vaikeaa arvioida kuinka paljon Suomessa esiintyneet suolapäästöt ovat vaikuttaneet ekosysteemin toimintaan jokivesissä.

Natriumille ei ole tehty suoraan paljoa toksisuuskokeita tai tutkittu natriumin vaikutusta pohjaeläimiin luonnossa. Lisäksi suurin osa suolaisuuden vaikutustutkimuksista vesistöissä on tehty muissa kuin boreaalisisissa ympäristöissä, joten niitä on varoen sovellettava Pohjois-Suomen olosuhteisiin. Lisäksi eri pohjaeläintaksoneilla saatuja tuloksia on vaikea verrata suoraan Suomen olosuhteisiin sillä Suomessa ei välttämättä esiinny niitä lajeja, joilla kokeita on tehty. Pohjois-Suomessa muutamalla kaivoksella on suolaisia päästövesiä (mm. Agnico Eagle Kittilä, Terrafame Sotkamo). Tarkkailemalla Suomessa olevien kaivosten vaikutusalueen alapuolisten vesistöjen pohjaeläinlajistoa, voidaan suuntaa antavasti arvioida kuinka suolaisuus on vaikuttanut pohjaeläinlajistoihin Suomessa. Tarkkailuaineisto kaivoksilla on kuitenkin verrattain lyhyt ja suolaisuuden pitkäaikaisvaikutukset voivat olla havaittuja suurempia. Toisin kuin piilevillä, pohjaeläimistössä ei esiinny joki/järvivesissä suoraan suolaisuutta vaativia lajeja. Näin ollen suolaisuuden vaikutusten erottaminen muista haitta-aineista (mm. metallit) on vaikeaa ja tarkkailuraporttien perusteella ei voida suoraan sanoa mikä on suolaisuuden vaikutus pohjaeläimistön tilaan kyseisten kaivosten alapuolisissa vesistöissä.

**Taulukko 6-1. Pohjaeläinten toksisuusarvoja suolaisuudelle. Suurimmassa osassa tutkimuksia suolaisuus on esitetty sähkönjohtavuutena, mutta osassa tutkimuksia on käytetty pitoisuutta. Pohjaeläinyhteisöissä ja ekosysteemin toiminnassa voi tapahtua muutoksia jo pienempinä pitoisuuksina.**

|                                                                   | Sähkönjohtavuus (mS/cm) |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| <u>Kefford et al. 2012 (72h LC50)</u>                             |                         |
| Coleoptera & Odonata                                              | 24                      |
| Crustaceans                                                       | 20                      |
| Diptera & Hemiptera                                               | 15                      |
| Ephemeroptera                                                     | 4                       |
| Hydracarina                                                       | 20                      |
| Trichoptera & Plecoptera                                          | 3                       |
| Baetis                                                            | 6                       |
| Hydropsyche                                                       | 12                      |
| Leptoceridae                                                      | 20                      |
| <u>Kefford et al. 2016</u>                                        |                         |
| EPT-lajimäärä voi vähentyä                                        | 1,5                     |
| <u>Canedo-Arguelles et al. 2012</u>                               |                         |
| pohjaeläinlajisto muuttuu                                         | 5                       |
| <u>Hart et al. 1991, Dunlop et al. 2005, Horrigan et al. 2005</u> |                         |
| pohjaeläinlajisto muuttuu herkimpien lajien osalta                | 0,8-1,5                 |
| <u>Canedo-Arguelles et al. 2013.</u>                              |                         |
| Ephemeroptera & Plecoptera (46h-72h LC50)                         | 5-20                    |
| <u>Conley &amp; Buchwalter 2011 ei julkaistu</u>                  |                         |
| <i>Centroptilum triangulifer</i> (10d LC50)                       | 327 (mg/l)              |
| <u>Soucek &amp; Kennedy 2005</u>                                  |                         |
| <i>Chironomus tentans</i> (48h LC50)                              | 14134 (mg/l)            |
| <i>Sphaerium simile</i> (96h LC50)                                | 2078 (mg/l)             |
| <u>Hassell, Kefford &amp; Nugegoda 2006</u>                       |                         |
| <i>Centroptilum</i> (21 d LC50)                                   | 2,7                     |

### **Kevitsan kaivos**

Kevitsan viimeisimmän tarkkailuraportin mukaan kaivoksen päästövesillä ei ole ollut vaikutusta alapuolisten vesistöjen pohjaeläinyhteisöihin.

### **Kittilän kaivos**

Agnico Eaglen pohjaeläinten ekologinen tila on säilynyt pääosin samana vuoteen 2014 asti suolaisista päästövesistä huolimatta. Vuonna 2014 prosentista mallinkaltaisuutta kuvaava PMA-indeksi on laskenut tyydyttävälle tasolle kahdessa kaivoksen alapuolisessa näytepisteessä. Prosenttinen mallinkaltaisuus kuvaa pohjaeläinyhteisössä tapahtuneita runsaussuhteiden muutoksia, jolloin indeksi reagoi lajistonmuutokseen vaikkakin lajimäärä ei vähenisi yhteisöissä. Näin ollen PMA-indeksi reagoi herkästi muutoksiin lajistossa. On huomioitavaa että vuonna 2014

pohjaeläinnäytteenotto on toteutettu kahdelta pohjanlaatutyyppiltä, kun se edellisvuosina on ollut kolmelta pohjanlaatutyyppiltä. Näin ollen näytemäärä on vuonna 2014 ollut edellisvuosia pienempää ja saattaa vaikuttaa osaltaan pohjaeläintuloksiin. Velvoitetarkkailuaineiston perusteella vuonna 2016 PMA-indeksi on laskenut myös kaivoksen yläpuolisilla pisteillä Seurujoessa ja Loukisessa, joten vuoden 2016 lasku johtuu todennäköisesti myös muista tekijöistä kuin suolaisuudesta. Seurujoesta on löytynyt harvinaista *Baetis liebenauae* -päiväkorentolajia veden suolaisuudesta huolimatta. Yleensä ajatellaan että päiväkörentolajit ovat herkkiä vedenlaadussa tapahtuville muutoksille.

### **Terrafamen kaivos**

Myös Terrafamen kaivosalueen alapuolisissa vesistöissä suurin vaikutus kaivoksen vesipäästöillä on ollut pohjaeläinten runsaussuhteiden muuttumiseen (PMA-indeksi). Etenkin Lumijoessa, jossa sulfaattipitoisuus on ollut todella korkea joinakin vuosina, pohjaeläinten runsaussuhteet ovat selvästi heikentyneet. On huomioitavaa että samaan aikaan kun vesistöissä on ollut suuria sulfaattipitoisuuksia, myös metallien pitoisuudet ovat olleet suuria. Näin ollen on vaikeaa arvioida johtuvatko pohjaeläinlajistossa tapahtuneet muutokset suolaisuudesta, vai metalleista. Lumijoessa pohjaeläinten monimuotoisuus on myös heikentynyt todennäköisesti kaivoksen vaikutuksen seurauksesta. Osa Terrafamen kaivoksen alapuolisista järivistä on kerrostunut pysyvästi suolaisuuden seurauksena, ja tämä on johtanut pohjaeläinlajiston häviämiseen syvänteistä. On kuitenkin vaikeaa arvioida johtuuko pohjaeläinten häviäminen suoraan suolaisuuden toksisesta vaikutuksesta, vai ovatko pohjaeläimet vähentyneet muiden korkeiden haitta-ainepitoisuuksien, vähähappisuuden tai näiden yhteisvaikutusten seurauksena.

### **Kemin kaivos**

Kemin kaivoksen alapuolisen Iso-Ruonaojan pohjaeläinyhteisöjen tilaa on tutkittu ottamalla pohjaeläinnäytteitä kaivoksen rikastushiekka-alueen alapuoliselta osuudelta 21.9.2017. Näytteiden perusteella Iso-Ruonaojan pohjaeläinten ekologinen tila tyyppiominaisten taksonien (TT), tyyppiominaisten EPT-heimojen (T-EPT<sub>h</sub>) ja prosenttinen mallinkaltaisuuden (PMA) perusteella laskettuna oli erinomainen. Suurelta osin kloridista johtuva suolaantuminen ei näin ollen ole heikentänyt merkittävästi pohjaeläinlajiston perusteella laskettua ekologista tilaa Iso-Ruonaojassa. Näytteitä on otettu kuitenkin vain yhtenä vuotena, joten pitkäaikaisia seurauksia pohjaeläinlajistossa ei voida sanoa. Lisäksi pohjaeläinnäytteitä ei ole olemassa ennen kaivoksen toimintaa, jolloin ei tiedetä millainen lajisto on ollut luonnontilaisessa joessa.

### **Johtopäätökset**

Tutkimusten perusteella on mahdollista, että myös muiden ionien kuin sulfaatin aiheuttama vesistöjen suolaantuminen saattaa aiheuttaa muutoksia pohjaeläinyhteisöissä. Suolaisuuden pitoisuustasot eivät kaivosten alapuolisissa vesistöissä yleensä nouse suoraan pohjaeläimille toksiselle tasolle, vaan yhteisörakenteessa saattaa tapahtua muutoksia jo pienempinä pitoisuuksina. Tällöin herkempien lajien yksilömäärät voivat vähentyä ja toleranttien lajien yksilömäärät lisääntyvät yhteisössä. Myös ekosysteemin toiminnallisissa prosesseissa saattaa tapahtua muutoksia suolaisuuden lisääntyessä, mutta näistä ei ole olemassa paljoa tutkimustietoa. Tarkkailuraporttien perusteella Suomessa Kittilän kaivoksen ja Terrafamen kaivoksen alapuolisissa jokivesissä pohjaeläinyhteisöt ovat muuttuneet yllättävän vähän suolaisten jätevesien seurauksesta. Edellä mainittujen kaivosten jätevesissä on suolaisuuden lisäksi metalleja, joten on vaikeaa arvioida ovatko tapahtuneet muutokset suoraan seurausta suolaisuudesta. Lisäksi tarkkailuhistoriaa on kaivoksilla vielä vähän ja suolaisuuden pitkäaikaisvaikutuksia pohjaeläinyhteisöihin ei vielä pystytty sanomaan.

## KALAT

### *Kittilän kaivos*

Vuosien 2006–2014 tarkkailutulosten mukaan kaivoksen kuormituksen vaikutuksia ei ole ollut havaittavissa Seurujoella taimenen ja harjuksen poikasten esiintymisessä. Poikastiheydet ovat vaihdelleet vuosittain ilman yksisuuntaista kehitystä. Taimenen mädin hautoutumiskokeiden mukaan mäti kehittyi normaalisti kaivoksen alapuolisessa Seurujoessa talvella 2016.

### *Terrafamen kaivos*

Vuosien 2004–2017 tarkkailutulosten mukaan taimenta on esiintynyt Tuhkajoessa kaikkina tarkkailuvuosina, eikä tuloksista ole nähtävissä selvää kuormituksen vaikutusta. Taimentiheydet ovat kuitenkin olleet v. 2015–2016 pienempiä kuin keskimäärin sitä ennen 2010-luvulla. Vedenlaatu oli Tuhkajoessa heikoimmillaan v. 2013–2014, jolloin sulfaattipitoisuus oli pitkiä aikoja tasoa 150–450 mg/l. Taimenen lisääntyminen oli tuolloin kuitenkin samanlaista kuin edellisvuosina.

### *Kevitsan kaivos*

Kevitsan kaivoksen puhdistetut jätevedet johdetaan Kitiseen, mutta kaivokselta tulee epäsuoraa kuormitusta myös Mataraojaan. Taimenta on esiintynyt Mataraojassa satunnaisesti, ja sen luontainen lisääntyminen ojassa on ollut myös satunnaista koko tarkkailujakson ajan. Kalastoseurannan perusteella kalastossa ei ole havaittu v. 2005–2015 merkittäviä yksisuuntaisia muutoksia.

## YHTEENVETO

Makeiden vesien suolaantumisen vaikutuksia on tutkittu mm. Yhdysvalloissa, Australiassa ja Keski-Euroopassa, mutta Suomessa aiheesta on tiettävästi ilmestynyt vain yksi vertaisarvioitu tutkimusartikkeli. Suolaantumisen ekologisista vaikutuksista saatu tieto ei siten ole suoraan yleistettävissä Suomen olosuhteisiin ja johtopäätösten teossa tulee olla varovainen. Tutkimuskirjallisuuden perusteella makeiden vesien suolaantuminen aiheuttaa eliöstölle haitallisia vaikutuksia joko suoraan (akuutti toksisuus) tai epäsuorasti. Tällöin eliöyhteisöjen rakenne muuttuu ja tietyt toiminnot, kuten lisääntyminen, voivat estyä. Suolaantuminen vaikuttaa myös vesistöjen fysikaalis-kemiallisiin olosuhteisiin. Vedet voivat sedimentaation lisääntymisen takia kirkastua tai järviin voi suolapitoisten vesien kertymisen seurauksena muodostua pysyvä kerrostuneisuus. Suolapitoisuuden muutokset vaikuttavat myös esimerkiksi metallien biosaatavuuteen ja sitä kautta metallien haitallisuuteen. Esimerkiksi kloridille ja sulfaatile on laadittu Kanadassa ja Yhdysvalloissa ympäristönlautunormeja, joiden tarkoituksena on suojella vesieliöstöä suolaantumisen haittavaikutuksilta. Natriumille lautunormeja ei sen sijaan ole juuri laadittu.

Tarkasteltaessa muiden Suomen kaivosten (Agnico Eaglen Kittilän kaivos, Bolidenin Kevitsan kaivos ja Terrafamen Sotkamon kaivos) aiheuttamia suolapitoisuuden muutoksia alapuolisissa vesistöissä, ovat ne voimakkaasti riippuvaisia vesistön koosta. Terrafamen kaivoksen alapuolisissa pienivirtaamaisissa vesistöissä esiintyy huomattavaa sähkönjohtavuuden kasvua ja lähialueen pienissä järvioltaissa myös vesien voimakasta ja pitkäaikaista kerrostumista. Kittilän kaivoksen alapuolisessa Seurujoessa on myös havaittavissa selkeää sähkönjohtavuuden kasvua. Kevitsan alapuolisessa Kitisessä vaikutukset jäävät lieviksi ja ajoittaisiksi. Keskeisimpänä suolapitoisuutta ja sähkönjohtavuutta nostavana ionina em. kaivosten päästöissä on kuitenkin sulfaatti. Terrafame Oy:n Sotkamon kaivoksella myös natriumilla on jonkin verran merkitystä, ja sille on myös määrätty päästörajat.

Suomessa Kittilän ja Terrafamen kaivosten sulfaattipitoiset purkuvedet ovat muuttaneet alapuolisten jokiven piilevyhteisöjen koostumusta. Alkuperäiset lajit ovat suurelta osin korvautuneet suolapitoisia vesiä suosivilla *Diatoma*-suvun lajeilla. Yhteisön lajirunsaus

on siten vähentynyt. Kevitsan kaivoksen alapuolisissa vesissä suolaantumista ja leväyhteisöjen muuttumista ei ole havaittu. Kemin kaivoksen alapuoliseen vesistöön kohdistuu lähinnä kloridikuormitusta, eikä *Diatoma*-levien lisääntymistä ole havaittu. Tässä vesistössä kuormitus näkyy mahdollisesti suolapitoisia vesiä suosivien *Achnanthes*-levien lisääntymisenä. Havaintoa ei kuitenkaan voida varmistaa nykyisissä tarkkailussa käytettävillä tekniikoilla. Näiden esimerkkien ja tutkimuskirjallisuuden tietojen perusteella on todennäköistä, että myös runsas natriumkuormitus saattaa muuttaa vesistöjen leväyhteisöjen rakennetta ja aiheuttaa muutoksia makeiden vesien ravintoverkoissa.

Kaivosvesien suolapäästöjen vaikutukset kalastoon ovat tähänastisten tarkkailutulosten perusteella jääneet vähäisiksi ja usein niitä ei ole voitu todeta lainkaan.

## 9

### VIITTEET

Australia and New Zealand Environment and Conservation Council 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Volume 1 The Guidelines. <<http://www.agriculture.gov.au/water/quality/guidelines>>

Bäthe, J. & Coring, E. 2011. Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. *Limnologica* 41:125–133

Bernhardt, E. S. & Palmer, M. A. 2011. The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223:39–57

Blinn, D. W. 1993. Diatom community structure along physicochemical gradients in saline lakes. *Ecology* 74:1246–1263

Blinn, D. W. & Bailey P. C. E. 2001. Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: a response to secondary salinization. *Hydrobiologia* 466:231–244

British Columbia Ministry of Environment 2016. Water Protection & Sustainability Branch. British Columbia Approved Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife & Agriculture. Summary Report. January 2017.

Canadian Council of Ministers of the Environment 2016. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>

Cañedo-Argüelles, M., Grantham, T. E., Perrée, I., Rieradevall, M., Céspedes-Sánchez, R., & Prat, N. (2012). Response of stream invertebrates to short-term salinization: a mesocosm approach. *Environmental pollution*, 166, 144–151.

Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B. & Schulz, C.-J. 2013. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173:157–167

Cañedo-Argüelles, M., Bundschuh, M., Gutiérrez-Cánovas, C., Kefford, B. J., Prat, N., Trobajo, R., & Schäfer, R. B. (2014). Effects of repeated salt pulses on ecosystem structure and functions in a stream mesocosm. *Science of the Total Environment*, 476, 634–642.

Carlisle, D. M., Hawkins, C. P., Meador, M. R., Potapova, M. & Falcone, J. 2008. Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 27(1):16–37

Coring, E. & Bäthe, J. 2011. Effects of reduced salt concentrations of plant communities in the River Werra (Germany). *Limnologica* 41:134–142

Dunlop, J., McGregor, G., & Horrigan, N. (2005). Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems. The State of Queensland, 72. National action plan for Salinity and Water Quality. WQ06 Technical report.

Elphick, J. R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E. C., Lo, B. & Bailey, H. C. 2011. An aquatic toxicological evaluation of sulfate: the case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(1):247–253

Hart, B. T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C. & Swadling, K. (1991). A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*, 210(1-2), 105-144

Hassell, Kathryn L., Ben J. Kefford, and Dayanthi Nuggeoda. Sub-lethal and chronic salinity tolerances of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centropitulum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). *Journal of Experimental Biology* 209.20 (2006): 4024-4032.

Hillebrand, H., Bennett, D. M., & Cadotte, M. W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89(6):1510–1520.

Horrigan, N., Choy, S., Marshall, J., & Recknagel, F. (2005). Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Marine and Freshwater Research*, 56(6), 825-833.

James, K. R., Cant, B. & Ryan, T. 2003. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany* 51:703-713

Jüttner, I., Ector, L., Reichardt, E., Van de Vijver, B., Jarlman, A., Krokowski, J. & Cox, E. J. 2013. *Gomphonema varioeduncum* sp. nov., a new species from northern and western Europe and a re-examination of *Gomphonema exilissimum*. *Diatom Research* 28(3):303–316

Kefford, B. J., Papas, P. J., Metzeling, L. & Nuggeoda, D. 2004. Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity? *Environmental Pollution* 129:355–362

Kefford, B. J., Hickey, G. L., Gasith, A., Ben-David, E., Dunlop, J. E., Palmer, C. G., Allan, K., Choy, S. & Piscart, C. (2012). Global scale variation in the salinity sensitivity of riverine macroinvertebrates: Eastern Australia, France, Israel and South Africa. *PloS one*, 7(5), e35224.

Kefford, B. J., Buchwalter, D., Cañedo-Argüelles, M., Davis, J., Duncan, R. P., Hoffmann, A., & Thompson, R. (2016). Salinized rivers: degraded systems or new habitats for salt-tolerant faunas?. *Biology letters*, 12(3), 20151072.

Leppänen, J. J., Weckström, J. & Korhola, A. 2017. Multiple mining impacts induce widespread changes in ecosystem dynamics in a boreal lake. *Scientific Reports* 7:10581

Lindberg, T. T., Bernhardt, E. S., Bier, R., Helton, A.M., Merola, R. B., Vengosh, A. & Di Giulio, R. T. 2011. Cumulative impacts of mountaintop mining on an Appalachian watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(52):20929–20934

Luoma, S. N. & Rainbow, P. S. 2008. *Metal Contamination in Aquatic Environments. Science and Lateral Management.* Cambridge University Press.

Meyas, C. & Nordin, R. 2013. *Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate, Technical Appendix.* Ministry of Environment, Province of British Columbia. [http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/sulphate\\_final\\_guideline.pdf](http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/sulphate_final_guideline.pdf)

- Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N. & Baldwin D. S. 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 51:655–665
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Schlesinger, W. H., Eshleman, K. N., Fofoula-Georgiou, E., Hendryx, M. S., Lemly, A. D., Loucks, O. L., Power, M. E., White, P. S. & Wilcock, P. R. 2010. Mountaintop Mining Consequences. *Science* 327:148–149
- Porter-Goff, E. R., Frost, P. C. & Xenopoulos, M. A. 2013. Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecological indicators* 32:97–106
- Potapova, M. & Charles, D. F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U. S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48:1311–1328
- Pöyry Finland Oy. 2011. Kevitsan kaivoksen laajennus. FQM Kevitsa Mining Oy. Ympäristövaikutusten arviointiselostus.
- Ramboll Finland Oy. 2015–2017a. Kittilän kaivoksen velvoitetarkkailuraportit 2014–2016. Agnico Eagle Finland Oy, Kittilän kaivoksen vesipäästöjen tarkkailu ja vesistö- ja kalataloustarkkailu.
- Ramboll Finland Oy. 2015–2017b. Terrafamen kaivoksen velvoitetarkkailuraportit 2014–2016. Terrafame Oy, Terrafamen kaivoksen vesipäästöjen tarkkailu ja pintavesien tarkkailu.
- Ramboll Finland Oy. 2015–2017c. FQM/Boliden Kevitsa Mining Oy, Kevitsan kaivoksen velvoitetarkkailuraportit 2014–2016. Kevitsan kaivoksen vesipäästöjen ja pintavesien tarkkailu
- US Environmental Protection Agency 2016. National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Criteria Table. October 2016. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>
- Soucek, D. J., & Kennedy, A. J. (2005). Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(5), 1204-1210.
- Tyree, M., Clay, N., Polaskey, S., & Entrekin, S. (2016). Salt in our streams: even small sodium additions can have negative effects on detritivores. *Hydrobiologia*, 775(1), 109-122.
- Williams, W. D. 2001. Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia* 466:329–337
- Wojtal, A. Z., Ector, L., Van de Vijver, B., Morales, E. A., Blanco, S., Piatek, J. & Smieja, A. 2011. The *Achnantheidium minutissimum* complex (Bacillariophyceae) in southern Poland. *Algological Studies* 136/137:211–238