

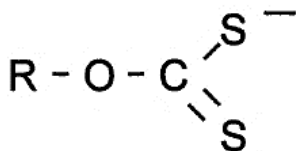
Asianajotoimisto Ympäristölaki Oy:n/asianajaja Sakari Niemelän pyynnöstä olen tarkastellut Hannukainen Mining Oy:n ympäristö- ja vesilupahakemusta (27.11.2015, PSAVI/3224/2015) sekä TkT, Prof. Kari Heiskanen siitä laatimaa lausuntoa (31.5.2017). Esitän näkemykseni kaivoshankkeen mahdollisista ekotoksikologisista vaikutuksista etenkin ksantaattien osalta. Ksantaatit hajoamistuotteineen on jätetty ympäristölupahakemuksessa täysin vaille huomiota, vaikka ne selkeästi aiheuttavat riskin vesieliöille ja koko vesiekosysteemille. Ksantaattien lisäksi tarkastelen prosessivesien sisältämien metallien sulfaatin sekä nitraatin ekotoksikologisia vaikutuksia.

Kaivoshankkeesta koituvat ekotoksikologiset riskit

Rautuvaaran selkeytysaltaan kuormitus on sen tilavuuteen nähden merkittävä. Veden viipymäaika altaassa jää lyhyeksi eikä säännöstelymahdollisuuksia juuri ole. Siten on hyvin todennäköistä, että keväisin joudutaan pumppaamaan nopeasti suuria vesitilavuuksia Muonionjokeen. Rautuvaaran selkeytysaltaan vesi sisältää rikastusprosessin kemikaaleja sekä metalleja ja koko kaivosalueelta kerätyt jätevedet. Ympäristövaikutuksiltaan haasteellisimman vesivirran muodostaa magneettikiisuvaahdotuksen jätteen vesi. Vaahdotusprosessi vaatii korkeat määrät kokoojakemikaaleja, kuten ksantaatteja (Heiskanen s. 18) Ksantaatteja käytetään prosessissa suuri ylimäärä, josta jää ksantaattijäämiä luonnonvesiin purettavaan jäteveeteen. Äärimmäisessä tapauksessa ksantaattipitoisuudet voivat nousta tasolle 220mg/l (kalium-amylyliksantaatti) ja 100 mg/l (natrium-isopropyliksantaatti), jotka tuoreveden lisäyksenkin jälkeen jäävät liki 200 ja 100 mg/l pitoisuuksiin (Heiskanen, ss. 22-23). Ksantaattien lisäksi prosesseissa käytetään dialkyyliiditiofosfaattia, polakryyliamidia, polypropyleeniglykoli-monometyylietteriä, rikkihappoa, kalsiumhydroksidia, metyyli-isobutylikarbinolia sekä natrium-karboksimetyyliselluloosaa. Jäteveden mukana vapautuu myös useita metalleja. Ksantaattien ja muiden prosessissa käytettävien ja vapautuvien kemikaalien osalta on herännyt huoli niiden vaikutuksista ympäristöön, erityisesti huomioiden pohjoinen sijainti sekä sen ainutlaatuinen merkitys vaelluskalojen lisääntymiselle. Osalle kemikaaleista ei edes ole ekotoksisuustietoja. Tornion-Muonionjoen lohi on Itämeren merkittävin luontainen lohikanta, minkä lisäksi joessa esiintyy harjus ja myös alajuoksun suvannoissa hauki ja ahven. Joessa on lisäksi sekä paikallista että mereen vaeltavaa vaellussiikaa. Jokeen istutetaan jonkin verran meritaimenen pien- ja vaelluspoikasia. (<https://www.vapaa-ajankalastaja.fi/kalastuspaikka/tornion-muonionjoki/>).

Ksantaatit riskinä vesiympäristölle

Ksantaatit eli ditiokarbonaatit ovat ryhmä orgaanisia yhdisteitä, joiden rakenne on yleisesti kuvan 1 mukainen.



Kuva 1: Ksantaattien rakenne.

Ympäristölupahakemuksessa mainitut ksantaatit ovat kalium-amylyliksantaatti (PAX, cas 928-70-1), Natrium-etylyliksantaatti (SEX, cas 140-90-9) ja natrium-isopropyliksantaatti (SIPX, cas 140-93-2).

Ekotoksisuuden selvittäminen

Yhdisteiden myrkyllisyyttä luonnoneliöille arvioidaan ekotoksisuuskokeilla, jotka ryhmitellään käytettävän koe-eliön elinikään suhteutetun koeajan mukaan lyhytaikaisiin (akuutteihin), keskipitkiin (sub-akuutteihin) ja pitkäaikaisiin (kroonisiin) kokeisiin. Akuutit kokeet kuvaavat kemikaalien myrkyllisyyttä kerta-annoksella lyhytaikaisessa altistuksessa. Akuutilla toksisuuskokeella määritetään tutkittavalle kemikaalille pitoisuus, jolla aiheutuu tietty haittavaikutus tietylle osalle, useimmiten 50 %:lle koe-eliöistä. Haitan aiheuttanut pitoisuus ilmoitetaan EC₅₀-arvona (effective concentration) tai mikäli puolet eliöistä kuolee, käytetään termiä LC₅₀ (lethal concentration). Testeillä voidaan selvittää myös pitoisuus, jolla haittavaikutusta ei ole havaittavissa (NOEC = no effect concentration) tai tulosten perusteella voidaan arvioida vaikuttamaton pitoisuus (PNEC = predicted no-effect concentration). Yleensä ekotoksisuustutkimuksissa suositellaan käytettäväksi useampaa kuin yhtä testityyppiä ja eliölajia, jotta myrkyllisyydestä saadaan kattava kuva, sillä eri eliöryhmien ja lajien herkkyys samalle kemikaalille vaihtelee erittäin paljon. Vesistöön mahdollisesti joutuvien kemikaalien testaamisessa käytetyimpiä koe-eliöitä ovat viherlevä, vesikirppu ja kala.

Eryteisesti ekosysteemivaikutusten arviointia varten kemikaalit tulisi testata ravintoverkon eri osiin kuuluvilla lajeilla. On tärkeää huomioida, että herkin laji määrittelee hyväksyttävän pitoisuuden (jollei toteuteta nollatoleranssia). Usein kemikaaleille on määritetty vain akuutisti myrkyllinen EC₅₀/LC₅₀ -pitoisuus, jolloin pidemmän ajan vaikutuksia arvioidaan lyhytaikaisiin testeihin perustuen turvakertoimien avulla.

Kemikaalit luokitellaan myrkyllisyytensä mukaan erittäin myrkyllisiksi (akuutti toksisuus EC₅₀ ≤ 1 mg/l tai pitkäaikaiskokeessa NOEC < 0,1 mg/l), myrkyllisiksi (1 < EC₅₀ ≤ 10 mg/l,) tai haitallisiksi (10 mg/l < EC₅₀ ≤ 100mg/l).

Pysyvyys

Kemikaalit luokitellaan ympäristössä pysyvyytensä mukaan nopeasti ja hitaasti hajoaviin sekä hajoamattomiin. Luokitteluperusteena on kemikaalin hajoamisnopeus OECD:n standarditestiohjeistuksen mukaisissa 28 vrk kestävässä kokeissa (OECD guideline for testing chemicals 301, 1992). Luokittelukriteerit ovat seuraavat:

- nopeasti biohajoava > 60% hajoaa 28 vrk aikana
- hitaasti biohajoava 20-60% hajoaa 28 vrk aikana
- ei-biohajoava, alle 20% hajoaa 28 vrk aikana

Testien tuloksia tulkittaessa on syytä huomioida, että standardien mukainen testaus tapahtuu useimmiten 22±2°C:ssa. Pohjoisissa oloissa lämpötila on huomattavasti alempi, mikä voi merkittävästi muuttaa hajoamisnopeutta.

Kertyvyys

Kemikaalin kertyvyyttä eliöiden kudoksiin kuvataan biokertyvyyskertoimen, BCF:n avulla. Kun BCF on yli 100, kemikaali on erittäin biokertyvä. Mikäli kertyvyystietoa on saatavissa, BCF lasketaan jakamalla eliöstä mitattu pitoisuus ympäristöstä (vesi, sedimentti) mitatulla pitoisuudella. Ellei varsinaista kertyvyystietoa ole saatavilla, BCF arvioidaan usein kemikaalin rasvahakuisuuden perusteella. Tällöin arvioinnissa käytetään kemikaalin jakautumiskerrointa oktanolin ja veden välillä (K_{ow}, useimmiten ilmoitetaan logaritmisena log K_{ow}). Kun log K_{ow} > 3, katsotaan kemikaali biokertyväksi ja log K_{ow}:n ollessa 4-7 kemikaalin katsotaan olevan erittäin biokertyvä. On syytä huomioida, että pelkkä log K_{ow} ei kuvaa kemikaalin kaikkia reittejä eliöön: kemikaali voi esimerkiksi tarttua/saostua eliöiden pinnoille, kuten kasvin lehdille tai kalan kiduksiin ja aiheuttaa haittaa sitä kautta.

Ympäristötekijöiden vaikutus

Ympäristötekijöillä, kuten lämpötilalla, auringonvalolla, pH:lla, luonnon orgaanisilla aineilla ja läsnä olevilla metalleilla voi olla voimakas vaikutus aineiden käyttäytymiselle ja vaikutuksille luonnossa. Lausunnossaan K. Heiskanen on esittänyt ksantaattipitoisuuden muutoksia lämpötilan ja pH:n funktiona. Lämpötilan vaikutuksia arvioitaessa on huomioitava kaivosalueen pohjoinen sijainti, jossa lämpimimmän kuukauden ylinkin keskilämpötila jää alle 20 asteen ja alin vajaan 10 asteeseen (www.ilma-ops.fi). Näin suuri osa ksantaateista säilyy kesäolosuhteissakin hajoamattomana ja voi sellaisenaan päätyä vesistöön. Osa ksantaateista kuitenkin hajoaa ajan kuluessa viimeistään vesistöissä. Hajoamisnopeus riippuu voimakkaasti pH:sta lämpötilan ohella. Myös hajoamistuotteet ovat eri yhdisteitä: matalassa pH:ssa muodostuu vielä ksantaatteja myrkyllisempää rikkihiiltä pH:sta riippuen ja korkeassa pH:ssa samoin myrkyllistä rikkivetyä. Kaivosyhtiö on esittänyt päästörajoiksi pH:ta 5,5-9,5 eli hajoamistuotteena voi muodostua sekä rikkihiiltä että rikkivetyä.

Alueen luonnonvesissä pH on tyypillisesti neutraali tai hieman hapan asettuen läpi vuoden välille pH = 6-7, kevättulvat laskevat pH:n 6 paikkeille. Tornionjoessa alkaliniteetti eli kyky vastustaa happamoitumista on yleensä hyvä, mutta ajoittain kevättulvien aikaan laskee tyydyttäväksi (YVA ohjelma, Pöyry, 2008, ss. 77-79)

Hajoamistuotteet, rikkihiili, alkoholit ja diksantogeenit vaativat oman arviointinsa (tässä raportissa ko. yhdisteitä käsitellään jäljempänä). Heiskasen lausunnon mukaan on todennäköistä, että ksantaatit eivät ehdi hajota Rautuvaaran selkeytysaltaassa, vaan ne pääsevät ympäristöön ja jatkavat hajoamistaan siellä. Mikäli ksantaatteja sisältävää vettä pääsee vesistöön ja siten varastoallasta mutkikkaamman ja ominaisuuksiltaan hallitsemattoman luonnonympäristön vaikutukseen, hajoamistuotteiden ekotoksisten vaikutusten arviointi hankaloituu entisestään. Koska hajoamisnopeus on erittäin alhainen talvella, ksantaattien lopullinen hajoaminen tapahtuu vasta Perämeressä. Koko Muonion/Tornionjoen kalakanta on vaarassa.

Testituloksia tulkittaessa on olosuhteisiin syytä kiinnittää huomiota. Staattisissa systeemissä määritetty toksisuus jää aliarvioiduksi verrattuna läpivirtauskokeeseen. Läpivirtauskokeessa toksisuus ilmenee jopa 200-2000 kertaa voimakkaampana kuin staattisessa koejärjestelyssä määritetty (Toxnet). Läpivirtauskoe mallintaa luonnossa tapahtuvaa altistusta paremmin kuin staattinen koe. Jos raja-arvoja hyväksyttäväksi katsottaville pitoisuuksille otetaan kirjallisuudesta staattisten testien tuloksista, on syytä jakaa tulokset turvakertoimella, jotta ne vastaisivat läpivirtaussysteemiä ja olisivat realistisia ajatellen luonnonoloja.

Ksantaattien ekotoksikologiset vaikutukset

Ksantaatit ovat yleisesti myrkyllisiä tai erittäin myrkyllisiä eliöille riippuen ksantattityypistä. Nisäkkäille ne aiheuttavat esimerkiksi maksa- ja ihovaurioita. Ihmisten altistumisessa on suositeltu jopa nollatoleranssia (Harris 1984). Vesiympäristössä ksantaateilla on tutkimuksissa havaittu haittavaikutuksia. Osa haitoista koituu ksantaateista itsestään, lisäksi ne mm. lisäävät raskasmetallien imeytymistä (Lam 1999). Kaloilla ksantaattien myrkyvaikutus johtuu niiden adsorptiosta kidusten pintaan, jolloin hapenotto ja kuona-aineiden poisto häiriintyvät. Ksantaatit myös imeytyvät kidusten kautta verenkiertoon ja reagoivat veren hemoglobiinin kanssa. Toisen tutkimuksen mukaan amylyksantaatti laskee kirjolohella aivoissa eräiden välittäjäaineiden, katekoliamiinien, määrää 5 µmol/l (1,1 mg/l) pitoisuudessa. Katekoliamiinit liittyvät useisiin stressireaktioihin ja säätelevät monien muiden tärkeiden hermovälittäjäaineiden ja hormonien toimintaa (Reid SG ym. 1998). Tällainen biokemiallinen muutos voi johtaa sekä yksilö- että populaatiotasolle (Weis ym. 2000). Taulukkoon 1 on koottu ksantaattien ekotoksisuutta kuvaavia arvoja.

Taulukko 1: Ksantaattien ekotoksisuutta kuvaavia arvoja (lähde <https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals> , 30.5.2017).

	PAX	SIPX	SEX
PNEC makeavesi	3,67 µg/l ¹ 36,7 µg/l ²	217 µg/l ¹ 180 µg/l ²	0,47-260 µg/l ¹ , 0,1-130 µg/l ²
PNEC sedimentti	4,8 µg/kg dw ³ 0,48 µg/kg dw ⁴	5,62 mg/kg dw ³ 0,56 mg/kg dw ⁴	1,9-5600 µg/kg dw ³ 0,41-560 µg/kg dw ⁴
akuutti EC ₅₀ /LC ₅₀ kala	10-100 mg/l (4 vrk)	0,01-1000 µg/l (4 vrk) LC₁₀₀ 300 µg/l (72h)	10 µg/l (4vrk)
sub-akuutti/krooninen kala	-	2,17 mg/l (28 vrk)	0,070-50 mg/l (28 vrk)
akuutti toksisuus selkärangattomat ^{5,6}	EC ₅₀ 4,73 mg/l ⁵ , 3,67 mg/l ⁶ EC ₁₀ 1,93 mg/l ⁵ , 1,31 mg/l ⁶	0,35-3,7 mg/l ⁵ 227 mg/l ⁶	EC ₅₀ 0,35-3,7 mg/l ⁵ , 446 mg/l ⁶ EC ₁₀ 0,18-1,9 mg/l ⁵
pitkäaikaistoksisuus selkärangattomat	-	NOEC 24-79 mg/l (30 vrk)	EC ₅₀ 372 µg/l (21 vrk) EC ₁₀ 47 µg/l (21 vrk)
levä ja syanobakteerit	EC ₅₀ 3,92-10,51 mg/l (72h) EC ₁₀ 0,88-3,21 mg/l (72h)	21-79 mg/l (4 vrk)	0,325-275 mg/l (72h)

dw = sedimentin kuiva-ainemäärä

¹ jatkuva altistus, ² ajoittain tapahtuva altistus, ³ makean veden sedimentti, ⁴ meriveden sedimentti, ⁵ 24h, ⁶ 48h

Kuten taulukosta 1 nähdään, olemassa oleva tieto ksantaattien ekotoksikologisista vaikutuksista on pitkälti saatu lyhytaikaisista ja sub-akuuteista kokeista. Pitkäaikaiskokeista ei ole kaikkien ksantaattien tuloksia kaloille. Huomioitavaa on, että selkärangattomien EC₅₀-arvot määritetään 1-2 vuorokauden aikana, mikä on kestoltaan vasta 0,25-0,5 % akuutin toksisuuden kokeesta kalalla ja kuolemaan riittävät pitoisuudet ovat esim. PAX:lle karkeasti 0,4-40 % kalan vastaavista pitoisuuksista. Altistuksen jatkuessa pidempään on todennäköistä, että vielä alemmat pitoisuudet tappavat selkärangattomia, mikä voi heijastua niin kalanpoikasten ravitsemukseen (ja sitä kautta kasvuun, terveyteen) kuin koko ekosysteemiinkin. Kirjolohella lisääntymisen estymiselle NOEC-pitoisuus on alle 0,03 mg/l ja vesikirpulle alle 0,047 mg/l

Ksantaattien vaikuttamattomiksi arvioidut pitoisuudet makeassa vedessä on erittäin matalia ilmentyen jo µg/l-pitoisuuksissa. Kirjallisuudessa on todettu, että jäännöspitoisuus jätevedessä voisi olla 10% käytetystä ksantaatista (East Boulder). Toisessa julkaisussa arvioksi on annettu 1% (PEC5s 7.4.3). Hannukaisen tapauksessa jäännöspitoisuus olisi siten n. 8 – 80 mg/l. Kylmissä olosuhteissa jäämä on todennäköisesti lähempänä ylärajaa, joten Heiskasen arvioima 30 – 40 mg/l on tämän valossa hyvin todennäköinen. Hannukaisen tapauksessa talvella 10% ksantaateista tarkoittaisi yli 120 mg/l, koska jätevesimäärä on silloin keskiarvoa pienempi. Prosessihäiriöiden seurauksena pitoisuus voi nousta vielä ennustettua korkeammaksi. Makeanveden sedimentissä ksantaattien PNEC on yleisesti tasolla µg/kg dw ja merisedimenteissä noin kymmenesosan makeanveden vastaavista arvoista eli erittäin pienet pitoisuudet. Useassa yhteydessä todetaan, että ksantaatteja sisältäviä jätevesiä ei lankaan pidä päästää ympäristöön niiden suuren vaaran takia (Bach ym. 2016 ja PEC5).

On syytä huomioida, että kaivosyhtiö on hakemuksessaan aliarvioinut jäteveden päästöjä ja käyttänyt keskiarvovirtaamia (Ymp.lupahakemus taulukko 5-27). Myöskään kationi-anionitase ei täsmää. Laskelmat on tehty käyttäen laimennussuhdetta 1:250, mikä vaatisi virtaaman 40m³/s. Tämä ei ole riittävä kuvaamaan talvisia olosuhteita. Laimenema talvella voi olla vain 1:38 eli virtaama 11 m³/s, joka hakemuksessa esiintyy ääritilanteena, mutta on erittäin todennäköinen. Konsulttitoimiston laskemat pitoisuusnousut Muonionjoessa laimennemalla 1:38 ja korjatulla kationipitoisuudella kaivosyhtiön ehdottamalla virtaamalla osoittavat pitoisuuksien nousevan keskimäärin 20-kertaisiksi (taulukko 5-27, LRS 9.6.2017) verrattuna

ympäristölupahakemuksen taulukon 5-27 arvoihin. Tämä muuttaa mm. metallien vaikutuksia. Samalla Muonionjokeen päätyvä vuotuinen kemikaalikuorma kasvaa arvioidusta. Jos tehdään hätäpäästöjä putken täydeltä 4.000 m³/h, muuttuu tilanne vielä dramaattisemmaksi. Talvella, jos Muonionjoessa virtaa minimissä 11 m³/s, on nousu 100-kertainen taulukkoon 5-27 verrattuna. Tällainen tilanne on erittäin harvinainen, mutta yksi tällainen päästö saattaisi tappaa koko joen ekosysteemin. Ekosysteemin tuhoutuminen olisi peruuttamaton tapahtuma ja siksi katastrofi sekä luontoarvolle että käyttöarvolle.

Yhteisvaikutukset muiden aineiden kanssa

Kemikaalien yhteisvaikutukset ovat ekotoksikologiassa erittäin tärkeä, mutta samalla haasteellinen ja toistaiseksi vasta vähän tutkittu ala. Huomiota tulee kiinnittää ympäristössä samanaikaisesti esiintyviin kemikaaleihin yhdessä, sillä yhteisvaikutus toksisuuteen voi olla enemmän tai vähemmän kuin tekijöiden toksisuuden summa riippuen niiden vaikutusmekanismeista. Ksantaateilla on oman toksisuutensa lisäksi yhteisvaikutuksia muiden aineiden, etenkin metallien, kanssa. Yhteisvaikutukset ksantaattien ja metallien välillä on otettava tarkasteltavaksi, sillä Muonionjokeen purettavassa jätevedessä olisi vesienhallintaraportin (Vesienhallintaraportti, taulukko 6-4) mukaan varsin korkeita pitoisuuksia kuparia (0,2 mg/l, päästörajan mukaan 0,5 mg/l), sinkkiä (0,03 mg/l) ja uraania (0,02 µg/l). Purkuputken alapuolella esitetään metallipitoisuuksien kohoavan arvioituun luonnontasoon nähden kadmiumin n. 209 %, koboltti n. 120 % ja kupari n. 97 % (Ymp.lupahakemus, taulukko 5-27). Esitys on virheellinen, sillä siinä ei ole huomioitu ionitasetta ja laimentuminen on arvioitu liian suureksi. Minimivirtaamassa ja ionitase korjattuna pitoisuustasot ovat siten esitettyä huomasti korkeammat. Kuparin pitoisuuskasvu olisi yli 4500 % ja hätäpäästön yhteydessä yli 17 000%. Vastaavasti kadmiumille pitoisuuskasvut olisivat yli 3800 % ja yli 14 500 %, uraanille n. 620 % ja n. 2 360 % (taulukko 5-27, LRS 9.6.2017). Samaan aikaan ksantaattipitoisuus joessa olisi yli 12 mg/l, mikä on jo akuutisti myrkyllisellä tasolla.

Ksantaatit itse ovat vesiliukoisia (esim. PAX:lle $K_{ow} = -0,76$), mutta reagoidessaan metallien kanssa liukoisuus muuttuu, mikä vaikuttaa sekä kulkeutumiseen vesiympäristössä ja vuorovaikutukseen veden ja sedimentin orgaanisen aineksen kanssa että pääsyyn eliöiden soluihin. Ksantaatit muodostavat kahden- ja kolmenarvoisten metallien (Cu, Zn, Cd, Pb) kanssa rasvaliukoisia komplekseja (Chang ym. 2002, Bediako ym. 2015). Eliöissä tällainen rasvaliukoinen ksantaattokompleksi pääsee solukalvon fosfolipidikerroksen läpi. Metallien toksisuuden on havaittu lisääntyvän ksantaattien kanssa yhdessä esiintyessään. Esimerkiksi levälle toksisuuden on havaittu kasvavan jopa 25-kertaiseksi ja kaloilla 3,5-kertaiseksi. Yhteisvaikutuksena metallien kanssa ksantaatit lisäävät esimerkiksi kadmiumin akkumulaatiota kalan kidusepiteelisoluissa: Cd-pitoisuus kiduksissa kymmenkertaistui ksantaattipitoisuudessa 0,2 µg/l (Block ja Pärt 1986, Block ja Glynn 1992). Metallialtistus vaikuttaa kaloilla kidusten kautta. Kiduksissa kalsiumin kanssa kilpailevat metallit haittaavat kalsiumkanavien toimintaa, mikä johtaa ionitasapainon ja hengitystoimintojen häiriintymiseen (Playle 1998). Ionitasapainon häiriintyminen johtaa ns. ihmeverkon ("rete mirabile") toiminnan muutoksiin, mistä seuraa vaikeuksia mm. hapen ja lämpötilan siirtämisessä kehon eri osissa ja sitä kautta vaikuttaa useisiin fysiologisiin toimintoihin.

Metallien omat haitat

Kadmium

Kadmium muistuttaa kemialliselta rakenteeltaan sinkkiä, joka puolestaan on pieninä määrinä entsyymitoiminnoille tarpeellinen hivenaine. Samankaltaisuuden vuoksi Cd pääsee eliöihin ja kasveihin samoja reittejä kuin Zn. Elimistössä Cd²⁺-ioni on reaktiivisempi kuin Zn²⁺-ioni, minkä vuoksi se syrjäyttää sinkin entsyymeissä. Lohikalat ovat erityisen herkkiä kadmiumille, herkimpiä kehitysvaiheita niillä ovat alkio ja

varhainen poikasvaihe. Kadmiumaltistus aiheuttaa niille mm. selkärangan epämuodostumia. Kadmiumaltistuksesta voi seurata myös populaatioon vaikuttavia fysiologisperäisiä käyttäytymisvaikutuksia ns. hälytysmolekyyliden ("alarm substances") toiminnan häiriintymisen kautta. Kalanpoikasilla petokalan vaurioittama yksilö lähettää ympärilleen normaalisti kemiallisia viestiaineita, jotka varoittavat muuta parvea vaarasta. Tämän kemiallisen viestinvälityksen häiriintyminen voi tehdä parven alttiimmaksi pedoille (Scott ym.). Kadmium on elimistöön kertyvä metalli, joten sen aiheuttama kuormitus kasvaa ajan kuluessa. Elimistöön kertyvyyden vuoksi kadmium myös siirtyy ravintoverkossa lajista toiseen. PNEC-arvot kadmiumille ovat makeassa vedessä 190 ng/l ja merivedessä 1,14 µg/l. Kaloille pitkäaikaisaltistuksessa (2,959 v) NOEC-arvoksi on määritetty 900-6400 ng/l ja 65 vrk ajalle 1,1 µg/l sekä akuutisti (4 vrk) LC₅₀ on 748 µg/l. Vesiselkärangattomille akuutisti myrkyllinen pitoisuus on (72h) 8,88 µg/l ja ravintoverkon perustuotannosta vastaaville leville LC₅₀ (24h) on 18 µg/l (<https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.028.320>). Arvio Muonionjokeen johdettavan veden Cd-pitoisuudesta on keskimäärin 0,004 mg/l (Ymp.lupahakemus, taulukko 5-25). Jo tämä pitoisuus ylittää PNEC-arvon 21-kertaisesti ja nelinkertaisesti kaloille määritetyn NOEC:n. Virtaaman jäädessä talvikuukausina pieneksi (laim. 1:38) ja korjatulla ionitaseella laskettuna Cd-pitoisuus nousee yli 3800 % ollen siten akuutisti myrkyllinen veden selkärangattomille ja leville.

Kupari

Kupari on pieninä määrinä välttämätön hivenaine osallistuen mm. useisiin entsyymitoimintoihin ja hemoglobiinisynteesiin, mutta aiheuttaa haittoja suurempina pitoisuuksina. Vesielioille kupari on yksi myrkyllisimmistä aineista: myrkylliset pitoisuudet ovat vain hieman korkeampia kuin eliöille välttämättömät pitoisuudet. Kuparin PNEC-arvo makeassa vedessä on erittäin matala, 0,04-20,6 µg/l ja merivedessä 0,6-6,1 µg/l (<https://echa.europa.eu/fi/brief-profile/-/briefprofile/100.124.825>). Akuutisti myrkyllinen, tappava, se on kaloille jo 10 – 20 µg/l pitoisuuksissa. Happamissa vesissä (pH < 6) kupari on erityisen myrkyllistä. Kuparin myrkyllisyys myös kasvaa pehmeässä (20 mg/l CaCO₃) vedessä jopa 20-kertaiseksi kovaan (120 mg/l CaCO₃) veteen verrattuna. Kaivosyhtiö ilmoittaa luonnonveden Ca-pitoisuudeksi 3,2 mg/l (Vesienhallintaraportti, taulukko 5-12), eli CaCO₃ –pitoisuudeksi laskettuna 8 mg/l. Tämä hieman nousee jäteveden Ca:n johdosta, mutta on silti erittäin pehmeää vettä ja siksi lisää kuparin myrkyllisyyttä.

Pitkäaikaisaltistus kuparille vaikuttaa kaloilla mm. kasvuun, immuunijärjestelmään ja lisääntymiseen sekä selviytymiseen. Kuparin laaja-alaisimmat vaikutukset ilmenevät populaatiotasolla hajuaistiin kohdistuvien vaikutusten vuoksi: hajuaisti on yhteydessä ravinnonhankintaan, petojen välttämiseen, suunnistamiskykyyn sekä kykyyn löytää parittelukumppani. Näiden toimintojen häiriintyessä populaatio on vaarassa. Lohikalojen toimintoihin vaikuttava pitoisuus on 0,18 – 5 µg/l (Woody ja O'Neal, 2012). Ympäristölupahakemuksessa (s. 153) ilmoitetaan kuparipitoisuuden Muonionjoessa "jäävän pieneksi myös kevättalvella" ja annetaan pitoisuusarvioksi 1,1-1,2 µg/l. Tämä on kuitenkin noin 27 kertaa korkeampi kuin alin arvioitu PNEC 0,04 µg/l ja on jo lohikaloihin vaikuttava pitoisuus, joten pienestä pitoisuudesta ei voida puhua edes tämän aliarvion kohdalla. Korjatulla ionitaseella talviolosuhteissa (1:38-laimenema) pitoisuusnousu tulisi olemaan noin 1800% ja esitetyllä 13,2 µg/l päästörajalla 4500%. Kuparia olisi siten kalat akuutisti tappavassa pitoisuudessa. Hätäjuoksuksen yhteydessä (laim. 1:10) kuparipitoisuus nousisi yli 17 000%. Sulkemisvaiheen jälkeiseksi Cu-pitoisuudeksi ympäristölupahakemuksessa (Ymp.lupahakemus, taulukko 5-38) arvioidaan 1,7 - 2,5 µg/l. Tämän perusteella on syytä olettaa Muonionjoen kuparipitoisuuksien olevan lohikaloihin haitallisesti vaikuttavalla tasolla kaivoksen sulkemisen jälkeenkin.

Sinkki

Sinkkipitoisuuden vuotuinen keskiarvo Muonionjokeen johdettavassa jätevedessä on arvioitu olevan 27 µg/l, mikä on yli makean veden PNEC-arvon 20,6 µg/l. Talvella minimivirtaamatilanteessa ja korjatulla ionitaseella laskettuna nousee sinkkipitoisuus joessa 37 %. Äyriäisille määritetty pitkäaikaisaltistuksen EC₅₀-arvo on 33 – 100 µg/l ja kaloille NOEC (3,9 kk) 56 – 250 µg/l (<https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.028.341>). Sinkki voi aiheuttaa haittaa vähintäänkin paikoin, esimerkiksi Niesajokisuulla on arvioitu kaivostoiminnan päättymisen jälkeen pitoisuuden olevan 17 – 53 µg/l (Ymp.lupahakemus, taulukko 5-37); tällaiset pitoisuudet vaikuttavat ainakin äyriäisiin, joille jo 33 µg/l aiheuttaa kuoleman puolelle eliöistä.

Leville puolestaan NOEC-arvo on vain 20 µg/l, joten nekin kärsivät kohonneista sinkkipitoisuuksista. Ravintoverkon alatasoille, leviin ja äyriäisiin, kohdistuvat vaikutukset voivat heijastuvat myös kaloihin. Sinkin myrkyllisyys pehmeässä vedessä on suurempi kuin kovassa vedessä, kuten kuparillakin.

Uraani

Uraani on radioaktiivinen alkuaine. Elimistössä uraani (U²⁺) aiheuttaa haittaa syrjäyttämällä Ca²⁺-ioneja kertyen luustoon ja munuaisiin. Soluviljelmässä uraanin on havaittu aiheuttavan DNA-muutoksia ja siten voivan olla karsinogeeninen (http://fi.opasnet.org/fi/Uraani_juomavedess%C3%A4). Ekotoksisuustietoja uraanille on saatavilla vain vähän. Herkimpää lajeja uraanille ovat makeanveden äyriäiset ja kasvit. Leville määritetty EC₅₀ on 37 µg/l, äyriäisille 39 µg/l ja kaloille 80 µg/l (Beaugelin-Seiller ym.). Uraanin PNEC-arvoksi on esitetty 0,5-5 µg/l ja se on luokiteltu vesieliöille mahdollisesti pitkäaikaishaittaa aiheuttavaksi aineeksi. (https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/depleted-uranium/fr/l-3/6.htm).

Uraanipitoisuuden esitetään ympäristölupahakemuksessa nousevan yli kolmanneksella ja Muonionjokeen johdettavan pitoisuuden olevan 21 µg/l. Jo tämä olisi 4 - 40 -kertainen PNEC-arvoon verrattuna. Talvikuukausien pienellä virtaamalla ja korjatulla ionitaseella laskettuna pitoisuus nousisi yli 600 % ja on siten akuutisti myrkyllinen. Hätäjuokсутutustilanteessa (laimenema 1:10) uraanipitoisuus nousisi yli 2300 %.

Arseeni, nikkeli, koboltti

Arseenin pitoisuus voi kohota hätäpäästön yhteydessä yli turvalliseksi määritetyn rajan 5 µg/l (<http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/143>). Laimeneman ollessa 1:10, arseenipitoisuus nousee arvoon 7,5 µg/l.

Nikkelipitoisuus nousee samoissa olosuhteissa tasolle 30 µg/l. Nikkeli luokitellaan erittäin myrkylliseksi kirjolohen alkioille ja se EC₅₀ pitoisuus on 50 µg/l (http://www.pesticideinfo.org/List_AcquireAll.jsp?Rec_Id=PC35171&Taxa_Group=Fish&offset=50).

Kobolttipitoisuus voi talviolloissa olla 1 µg/l, mikä on yli koboltille määritetyn PNEC-arvon 600 ng/l eli 0,6 µg/l (<https://echa.europa.eu/fi/brief-profile/-/briefprofile/100.028.325>). Hätäjuokсутuksen yhteydessä kobolttipitoisuus voi nousta arvoon 3,8125 µg/l, jolla voi olla haitallinen vaikutus leviin (NOEC 1,8 µg/l).

Ksantaattien hajoamistuotteet

Ksantaattien hajoamisnopeus riippuu sekä pH:sta että lämpötilasta. Hajoaminen on nopeinta pH:n ollessa alle 7. Neutraaleissa ja lievästi emäksisissä oloissa (pH 7-8) ksantaatit ovat stabiileimmillaan. Emäksisemmissä oloissa (pH 9-10) hajoaminen nopeutuu jälleen ja hidastuu uudelleen pH:n ollessa yli 10. Ksantaattien hajoamistuotteena muodostuu happamissa oloissa ksantiinihapon kautta hiilidisulfidia (rikkihiihi, CS₂) ja alkoholia. Emäksisissä oloissa ksantaattien hajoamistuotteena muodostuu hapettumisen kautta diksantogeenia ja vesieliöille erittäin myrkyllistä rikkivetyä (H₂S). Metallionit (Cu, Fe, Pb, Zn) toimivat katalyyttinä ksantaattien hajoamiselle (Bach ym.).

Pohjoisten luonnonvesien pH on luontaisesti lähellä neutraalia tai hieman happaman puolella, mikä vie hajoamisprosessia rikkihiilen ja alkoholien suuntaan. Heiskasen lausunnossa on esitetty arvioita ksantaattien hajoamisnopeudesta eri lämpötiloissa ja todetaan, että 10°C:ssa hajoamista tapahtuu 0,5% vuorokaudessa ja lämpötilan ollessa 3°C hajoaminen on enää vain noin 0,2% vuorokaudessa. Alueen vuotuinen keskilämpötila on -0,4°C. Kuukauden keskilämpötila on yli 0°C vain 5-7 kk:na vuodessa, eikä joka vuosi ylitä 10°C lainkaan. Kylmissä oloissa ksantaattien hajoaminen on erittäin hidasta, joten hajoamistuotteita voi muodostua vielä kaukana päästölähteestä ja siten ne voivat aiheuttaa riskin laajalla alueella. Ksantaatit hajoavat hitaasti koko matkalla Perämerelle. Talvella pitoisuudet eivät luultavasti ole edes puoliintuneet, kun ksantaatit saavuttavat Perämeren. Näin myös rikkihiiltä vapautuu tasaisesti, koska jäteveden tulo on

jatkuva. Kesällä lämpö ja UV-valo nopeuttavat hajoamista, mikä tarkoittaa korkeampia rikkihiilipitoisuuksia vedessä. Myös metallit vaikuttavat ksantaattien hajoamiseen: kupari, rauta, lyijy ja sinkki toimivat hajoamisreaktion katalyytteinä ja siten nopeuttavat ksantaattien hajoamista (Bach ym.).

Hajoamistuotteiden aiheuttamat ekotoksikologiset riskit

Osa ksantaattien ympäristöhaitoista koituu niiden hajoamistuotteista. Happamassa ja neutraalia lähellä olevassa pH:ssa muodostuu mm. rikkihiiltä. Rikkihiili on teratogeeninen eli epämuodostumia aiheuttava aine niin kaloille kuin linnuille ja nisäkkäillekin. Vakavimmat epämuodostumat esiintyvät selkärangassa ja –nikamissa ja ovat myös yhteydessä ravinnon imeytymishäiriöihin ruskuaispussivaiheessa (Van Leeuwen ym 1986). Tällaiset varhaisen kehitysvaiheen häiriöt johtavat laaja-alaisiin fysiologisiin seurauksiin. Ravinnon imeytymishäiriöt johtavat kasvun häiriintymiseen, mikä puolestaan on yhteydessä mm. sukukypsyden saavuttamiseen ja heikentyneeseen lisääntymispotentiaaliin.

Rikkihiilellä voi olla ekosysteemivaikutuksia. Se vähentää sedimentissä tapahtuvaa nitrifikaatiota, sillä se inhiboi nitrifikaatiobakteerien toimintaa pitkäkestoisesti. Nitrifikaatiobakteerit hapettavat ammoniumtyyppiä nitraatiksi, joka edelleen muuttuu denitrifikaatioprosessin kautta typpikaasuksi pois rehevöittävästä vesistöstä. Ksantaateista muodostuva rikkihiili voi vähentää nitrifikaatiota useiden viikkojen ajan (Asworth 1979, Underhill ja Prosser 1987). Nitrifikaation muutokset voivat johtaa typen kierron häiriintymiseen. Laajamittaisena tapahtuessaan nitrifikaation häiriintymisellä voi olla vaikutusta koko vesiekosysteemiin.

Rikkivetyä (H₂S) muodostuu ksantaattien hajoamistuotteena pH:n ollessa yli 7. Se on vesieliöille erittäin myrkyllistä, esimerkiksi kalalle 96h altistuksessa LC₅₀ = 0,01-0,77 mg/l ja on siksi luokiteltu ympäristölle vaaralliseksi aineeksi (<http://www.ttl.fi/ova/rikkivet.html>). Rikkivety myös happamoittaa vesistöä. PNEC-arvo makealle vedelle on 50 ng/l (<https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.029.070>). Rikkivedyllä voi olla paikallinen vaikutus purkupuutken alapuolella, jos jäteveden pH on kaivosyhtiön ehdottamalla ylärajalla 9,5. Voimakkaan emäksiset olosuhteet eivät ole todennäköiset (PEC5s), mutta eivät täysin poissuljetut korkean pH-ylärajan vuoksi.

Nitraatit

Nitraatti-nitriittityyppiä on talvisin runsaasti, mikä on tyyppillistä pohjoisille jokivesille. Nitraattityypellä on haittavaikutuksia useisiin vesieliöihin, kuten nilviäisiin, sammakkoeläimiin ja kaloihin. Mahdolliset rikkihiilen vaikutukset voivat vielä voimistaa haittoja. Muonionjoessa typpipitoisuudet kohoavat alavirtaa kohti johtuen jätevedenpuhdistamoiden aiheuttamasta kuormituksesta sekä hajakuormituksesta, ja kaivostoiminnan räjähdysainejäämät nostaisivat typpipitoisuuksia entisestään. Ympäristölupahakemuksessa mainittu kokonaistyyppimäärä on 1225 tonnia vuodessa (Ympäristölupahakemus s. 104). Kaivoksen tuoma lisämäärä, 445 t/v, tuottaisi tyyppiä kokonaisuudessaan 1695 t/v, mikä olisi merkittävä Perämeren rehevöitymisen kannalta. Kaivoksen päästö olisi enemmän kuin Helsingin Viikinmäen puhdistamon eli 800 000 hengen jätevesien vuosien 2013-14 keskimääräinen 384 tonnin typpipäästö (ESAVI Nro 240/2015/2).

Sulfaatit

Yksi prosesseista vapautuva, pitkäaikaista vesistöhaittaa aiheuttava aine on sulfaatti (SO₄²⁻). Se on peräisin vaahdotuksen pH-arvoa alentavana käytettävästä rikkihaposta sekä kiisuja sisältävästä, mahdollisesti happoja muodostavasta sivukivestä sekä korkearikkisestä rikastushiekasta. Prosessissa käytettävän rikkihapon sulfaatista suurin osa jää jäteveeseen (arviolta 80 %, osan vedestä sitoutuessa rikastushiekkoihin)

kokeiden perusteella jäteveden jäävä määrä on yli 6000 t/v. Tätä määrää kaivosyhtiö ei ole huomionnut laskelmissaan, joten jäteveden sulfaattipitoisuus nousee merkittävästi ennustettua korkeammaksi. Sulfaatti itsessään ei ole myrkyllinen, mutta vaikuttaa voimakkaasti mm. vesistön suolaantumiseen ja rehevöitymiseen. Talven ääritilanteissa tarvittavissa hätäjuoksutuksissa (4000 m³/h) sulfaattipitoisuus voi nousta useiksi päiviksi yli 150 mg/l-pitoisuuteen. Vuotuinen sulfaatin määrä laskettuna päästörajan 1 500 mg/l mukaan on jopa 13 000 t, mikä kipsiksi laskettuna on keskimäärin kaksi rekkakuormaa päivässä.

Sulfaatti nostaa veden tiheyttä ja vaikuttaa siten veden kerrostumiseen ja happitilanteeseen. Raskas sulfaattipitoinen vesi painuu pohjalle eikä pääse sekoittumaan kevyemmän ja vähemmän suoloja sisältävän, hapekkaan pintaveden kanssa, jolloin pohjalle syntyy pysyvä happivaje. Suolaantuminen voi jopa muuttaa koko jokiekosysteemin murtovesityypiksi. Niin on käynyt esimerkiksi Seurujoessa Kittilässä, missä suolaantumisen seurauksena kalojen luontainen poikastuotto on jäänyt pieneksi ja kaivoksen alajuoksulla kalastettaessa saadaan vain istutettuja kaloja (Kittilän Rakennus- ja ympäristölautakunnan lausunto 20.1.2017).

Sulfaatin rehevöittävä vaikutus johtuu sen pelkistymisestä hapettomissa oloissa mikrobiologisten toimintojen seurauksena ja tämä vaikuttaa fosforin ja raudan kiertoon. Sulfaatti pelkistyy sulfideiksi, jotka pelkistävät rautaoksidin kolmenarvoisen raudan kahdenarvoiseksi, kiinteäksi ferrosulfidiksi (FeS tai FeS₂). Tässä muodossa rauta ei pysty sitomaan fosforia ja siten fosfaatti siirtyy veteen.

Yhteenveto

Ksantaattien haitattomiksi arvioidut (PNEC) pitoisuudet ovat erittäin matalia ilmeten µg/l-tasolla. Saatavilla oleva tieto ksantaattien ekotoksikologisista vaikutuksista on osin puutteellista, sillä se sisältää lähinnä lyhytaikaista altistusta koskevia tutkimuksia. Ksantaattien haitat voivat koitua sekä ksantaateista itsestään että niiden hajoamistuotteista. Kylmien olosuhteiden vuoksi ksantaatit pääsisivät todennäköisesti kulkeutumaan vesistöissä eteenpäin ennen hajoamistaan ja hajoamistuotteena muodostuisi vesieliöille erittäin myrkyllistä rikkihiiltä sekä alkoholeja mahdollisesti vasta kaukana päästölähteestä, Perämerellä asti. Happamuusoloista riippuen ksantaattien hajoamistuotteena voi muodostua myös kaloille erittäin myrkyllistä, vesistöjä happamoittavaa rikkivetyä.

Purkuvesissä on ksantaattien lisäksi varsin korkeita pitoisuuksia kadmiumia, kuparia, sinkkiä ja uraania, joista kaikki ovat aiheuttavat haittaa vesieliöille. Metallialtistus vaikuttaa kaloilla kidusten kautta. Kiduksissa kalsiumin kanssa kilpailevat metallit haittaavat kalsiumkanavien toimintaa, mikä johtaa ionitasapainon ja hengitystoimintojen häiriintymiseen. Ionitasapainon häiriintyminen johtaa muutoksiin mm. hapenkuljetuksessa ja heijastuu siten useisiin fysiologisiin toimintoihin. Lohikalat ovat Cd:lle erityisen herkkiä ja vaikutus kohdistuu etenkin alkioihin ja varhaisiin poikasvaiheisiin. Kupari on yksi myrkyllisimmistä aineista vesieliöille ja sen pitoisuuden Muonionjoessa arvioidaan olevan lohikaloihin haitallisesti vaikuttavalla tasolla vielä kaivoksen sulkemisen jälkeenkin. Kuparin haitat heijastuvat populaatiotasolle mm. käyttäytymis- ja lisääntymisvaikutusten vuoksi. Uraanille herkimpiä ovat äyriäiset ja kasvit. Ksantaatit muodostavat metallien kanssa rasvaliukoisia komplekseja, jolloin metallien toksisuuden on havaittu lisääntyvän esimerkiksi levillä jopa 25-kertaiseksi ja kaloilla 3,5-kertaiseksi. Ksantaattien metallikompleksien ympäristövaikutuksista ei ole toistaiseksi riittävästi tietoa.

Vettä on pumpattava koko talven, sillä pohjavettä valuu kaivoksiin jatkuvasti eikä selkeytysaltaassa ole säännöstelyvaraa. Talvikuukausien aikana, jolloin virtaama joessa on erittäin pieni, ksantaattien ja useiden metallien pitoisuudet nousevat akuutisti myrkylliselle tasolle. Huhtikuussa vettä joudutaan pumppaamaan Muonionjokeen suurempia määriä kevättulviin varautumisen vuoksi. Ajankohta on erityisen riskialtis, sillä silloin jokiveden pH on alimmillaan: matala pH aiheuttaa kaloille itsessään stressitekijän ja tekee ne

tavallistakin herkemmiksi kemikaalikuormitukselle. Erityisesti lohi, taimen ja harjus ovat herkkiä happamille oloille, joten niiden voidaan olettaa kärsivän ensimmäisinä luontaisen happamoitumisen kanssa samaan aikaan tapahtuvasta kemikaalialtistuksesta.

Viitteet

Asworth ym. 1979, Xanthates as inhibitors of fertilizer nitrogen transformation in soil, Chemistry and industry, 3 February, 30-32.

Bach ym. 2016, Review on environmental risk assessment of Mining chemicals used for mineral separation in the mineral resources industry and Recommendations for Greenland.

Beaugelin-Seiller ym.

http://www.academia.edu/22760552/Ecotoxicity_of_Uranium_in_Freshwaters_Influence_of_the_Physico-Chemical_Status_of_the_Rivers (13.6.2017).

Bediako ym. 2015, Removal of heavy metals from aqueous phases using chemically modified waste Lyocell fiber Journal of Hazardous Materials 299, 550–561.

Block ja Glynn 1992, Influence of xanthates on the uptake of ¹⁰⁹Cd by Eurasian dace (*Phoxinus phoxinus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environmental Toxicology and Chemistry, 11, 6, 873-879.

Block ja Pärt 1986, Increased availability of cadmium to perfused rainbow trout (*Salmo gairdneri*, rich.) gills in the presence of the complexing agents diethyl dithiocarbamate, ethyl xanthate and isopropyl xanthate. Aquat Toxicol 8:295-302.

Chang Y-K ym. 2002, Integrated copper-containing wastewater treatment using xanthate process, Journal of Hazardous Materials B94 (2002) 89–99.

East Boulder Mine Project Final Environmental Impact Statement, 1992, Montana Department of State Lands, U.S. Forest Service, and Department of Health and Environmental Sciences.

ESAVI Nro 240/2015/2, Viikinmäen jätevedenpuhdistamon ympäristöluvan lupamääräysten tarkistaminen, Helsinki 2015.

Heiskanen K, lausunto 31.5.2017.

<http://www.ttl.fi/ova/rikkivet.html> 6.6.2017

https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/depleted-uranium/fr/l-3/6.htm (6.6.2017)

<https://ilmasto-opas.fi/fi/ilmastonmuutos/suomen-muuttuva-ilmasto/-/artikkeli/b8e5b99f-e66d-494d-88b7-a80838bb6352/keski-lappi-mannerilmastoa-aapasoilla-ja-tuntureilla.html> (2.6.2017)

Kittilän Rakennus- ja ympäristölautakunnan lausunto 20.1.2017.

Lam K-S, 1999, Biodegradation of xanthate by microbes isolated from a tailing lagoon and a potential role for biofilm and plant/microbe associations, PhD thesis, University of Western Sydney.

OECD guideline for testing chemicals 301, 1992.

PEC5S, Sodium ethyl xanthate, Priority Existing Chemical Secondary Notification, Assessment Report No.5S.

Playle RC, Modelling metal interactions in fish gills, Science of the Total Environment, 1998, 219, 147-163.

Reid SG ym, 1998, The adrenergic stress response in fish: control of catecholamine storage and release, Comparative Biochemistry and Physiology Part C 120, 1–27.

Scott GR ym. 2003, Cadmium disrupts behavioural and physiological responses to alarm substance in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), The Journal of Experimental Biology 206, 1779-1790.

Sihvonen T, 2012, Determination of collector chemicals from flotation process waters using capillary electrophoresis, Master thesis, Lappeenranta teknillinen yliopisto.

Underhill ja Prosser, 1987, Inhibition and stimulation of nitrification by potassium ethyl xantahe, Journal of General Microbiology, 133, 3727-3745.

Van Leeuwen CJ ym. 1986, Aquatic toxicological aspects of dithiocarbamates and related compounds. III. Embryolarval studies with rainbow trout (*Salmo gairdneri*), Aquatic Toxicology 9, 2-3, 129-145.

Vesienhallintaraportti, Hannukainen Mining Oy, Hannukaisen kaivosalan luvitusvaihe , Vesienhallinta ja käsittely, 27.11.2015.

Webb M ym. 1976, The toxicity of various mining flotation reagents to rainbow trout (*Salmo gairdneri*), Water Research, 10, 4, 303-306.

Weis JS ym. 2000, Predator/prey interactions: a link between the individual level and both higher and lower level effects of toxicants in aquatic ecosystems, Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 7: 145–153.

Woody CA ja O'Neal SL, 2012, Effects of Copper on Fish and Aquatic Resources, Report for the Nature Conservancy, Anchorage, Alaska

YVA selvitys, Pöyry

Ympäristölupahakemus, Hannukainen Mining Oy, Ympäristölupahakemus 17.2.2016

16.6.2017

Kukka Pakarinen, FT