

Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa

Tapio Sutela, Kari-Matti Vuori, Pauliina Louhi, Karoliina Hovila, Sinikka Jokela, Satu Maaria Karjalainen, Marja Keinänen, Martti Rask, Anssi Teppo, Lauri Urho, Teppo Vehanen, Pekka J. Vuorinen & Peter Österholm

LUONNON-
VARAT



Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa

**Tapio Sutela, Kari-Matti Vuori, Pauliina Louhi, Karoliina Hovila,
Sinikka Jokela, Satu Maaria Karjalainen, Marja Keinänen,
Martti Rask, Anssi Teppo, Lauri Urho, Teppo Vehanen,
Pekka J. Vuorinen & Peter Österholm**

Helsinki 2012

Suomen ympäristökeskus



S Y K E

SUOMEN YMPÄRISTÖ 14 | 2012
Suomen ympäristökeskus

Kansikuva: Kari-Matti Vuori

Taitto: DTPage Oy

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2012

ISBN 978-952-11-4013-6 (nid.)
ISBN 978-952-11-4014-3 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkokj.)

ALKUSANAT

Laki vesienhoidon järjestämisestä (1299/2004) toi happamien sulfaattimaiden vesistöhaittojen torjunnalle uusia velvoitteita. Happamuushaitat huomioitiinkin erikseen valtioneuvoston vesienhoitosuunnitelmia koskevassa päätöksessä 9.12.2009. Sen mukaisesti tulee mm. lisätä tiedotusta ja neuvontaa, näiden maiden kartoitusta, vesiensuojelumenetelmien käyttöönottoa ja ohjeistusta sekä kehittää vesiensuojeluun tukijärjestelmiä. Happamuuden torjunnan vuosikustannuksiksi arvioitiin 25 miljoonaa euroa. Valtioneuvoston päätöksessä todetaan, että toimenpiteiden toteutukseen tarvitaan valtioneuvoston lisärahoitusta. Maa- ja metsätalousministeriö ja Ympäristöministeriö julkaisivat maaliskuussa 2011 strategian happamuushaittojen vähentämiseksi (Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011).

Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) koordinoimana toteutetaan vuosina 2010–2012 EU:n Life+-ohjelmasta rahoitettava hanke ilmastomuutoksen aiheuttamien ympäristöriskien vähentämiseksi happamilla sulfaattimailla (Climate Change Adaptation Tools for Environmental Risk Mitigation of Acid Sulphate Soils -CATERMASS). SYKEN lisäksi hankkeen päätoteuttajina ovat Geologian tutkimuskeskus, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Helsingin yliopisto, Åbo Akademi, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos sekä Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. LIFE+-ohjelman lisäksi hanketta rahoittavat Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö, Oiva Kuusiston Säätiö sekä Pohjanmaan, Etelä-Pohjanmaan, Keski-Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan liitot. Hankkeen tavoitteena on kehittää valmiuksia sopeuttaa happamien sulfaattimaiden maankäyttöä ja vesiensuojelua muuttuvaan ilmastoon. Osaltaan se tuottaa myös vesienhoitosuunnitelmien ja happamuusstrategian toimeenpanon tarvitsemaa tietoa ja konkreettisia esimerkkejä vesiensuojelun tarpeista ja keinoista.

Vesistö-, kalasto- ja luontohaittojen vähentäminen edellyttää systemaattista tiedon kokoamista ongelma-alueista, happamuus- ja metallialtistuksen kehityksestä, ympäristöriskien luonteesta ja prioriteettikohteista sekä käytettävissä olevista vesiensuojelumenetelmistä ja niiden toimivuudesta muuttuvassa ilmastossa. CATERMASS-osahanke ”Pintavesien ekologiseen tilaan ja kalakantoihin kohdistuvien riskien tunnistaminen ja demonstrointi” on koonnut tähän julkaisuun tiedot happamien sulfaattimaiden vaikutuksista Suomen vesistöjen vedenlaatuun, eliöstöön ja kalakantoihin. Osahankkeen toteutukseen ovat osallistuneet Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus ja Åbo Akademi.

SISÄLLYS

Alkusanat	3
1 Johdanto	7
2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen	9
3 HS-maiden vesistöhaitat Suomessa	11
3.1 Alueellinen levinneisyys.....	11
3.2 Ajallinen vaihtelu.....	14
4 HS-maiden vaikutukset vedenlaatuun ja metallipitoisuuksiin	16
4.1 Vaikutukset veden laatuun.....	16
4.2 Vaikutukset veden ja sedimenttien metallipitoisuuksiin.....	17
4.3 Vaikutukset eliöiden metallipitoisuuksiin.....	19
5 HS-maiden vesiekologiset vaikutukset	22
5.1 Happamuuden ja metallien vaikutuksista eliöihin ja ekosysteemiin.....	22
5.2 Vesikasvillisuus ja pohjalevästö.....	23
5.3 Pohjaeläimet.....	24
5.4 Kalat.....	27
5.4.1 Yleistä happamuuden kalastovaikutuksista.....	27
5.4.2 Hengitys ja ionisäätely.....	28
5.4.3 Lisääntyminen.....	29
5.4.4 Varhaisvaiheiden kehitys.....	30
5.4.5 Poikasvaihe.....	31
5.4.6 Muutokset kalapopulaatioissa.....	33
6 HS-maiden aiheuttamat kalakuolemat	35
6.1 Yleistä.....	35
6.2 Jokien kalakannat ja kalakuolemat.....	36
6.3 Järvien kalakannat ja kalakuolemat.....	40
6.4 Suistojen ja rannikkovesien kalakannat ja kalakuolemat.....	43
Kirjallisuus	44
Liite I Todennäköisesti happamista sulfaattimaista johtuneita kalakuolemia	51

1 Johdanto

Pääosa nykyisistä happamista sulfaattimaista (HS-maat) syntyi Itämeren ns. Litorinakauden aikana 4000–8000 vuotta sitten. Tuolloin rannikkovesien rehevillä ja niukkahappisilla matalikoilla mikrobit pelkistivät meriveden sulfaattia sulfidiksi. Sulfidi saostui sedimentteihin niukkaliukoisena rautasulfidina, jossa myös monien muiden raskasmetallien pitoisuudet olivat suuria. Hapettomissa oloissa sulfidisaven pH on neutraali ja metallit pysyvät saostuneina (Österholm & Åström 2002).

Maankohoamisen seurauksena sulfidisavikoita sisältäviä maita alettiin kuivata viljelykäyttöön. Myös vesirakentaminen ja muu maankäyttö ovat erityisesti 1970-luvulta lähtien voimistuneet. Sulfidisavikot hapettuvat pohjaveden laskiessa kuivatusalueilla ja maanrakennustöiden myllätessä maamassoja. Hapettuminen hajottaa rikkipitoisia mineraaleja ja vapautunut rikki muodostaa maaperän veden kanssa rikkihappoa, joka puolestaan liuottaa maaperästä metalleja. Runsaiden sateiden ja keväällä sulamisvesien mukana happamuus ja metallit voivat huuhtoutua vesistöihin. Tämä on aiheuttanut pitkään tunnettuja haittoja länsirannikon vesistöissä ja äärimmillään kalakantojen ja vesien ekologisen tilan pysyvän vaurioitumisen.



Kuva 1. Salaojitusta CATERMASS-hankkeen koekentällä Söderfjärdenissä. (Kuva Rainer Rosendahl)

Vesistöhaitat ovat pahentuneet kuivatustoiminnan laajenemisen myötä. Intensiivisintä kuivattaminen on ollut viimeiset 50–60 vuotta, jona aikana perheviljelmäpohjainen ja pienviljelyvaltainen maatalous muuttui osana yhteiskunnan muuta muutosta. Koneistuminen yleistyi ja siirryttiin avo-ojituksesta salaojitukseen (kuva 1).

Salaojituksen myötä peltojen kuivatussyvyys on kasvanut huomattavasti ja perkaukset ovat alentaneet pohjaveden pintaa. Tämä on aiheuttanut entistä syvempien maakerrosten hapettumisen. Ojituksilla on siten erittäin suuri merkitys happamuuden muodostumisessa ja huuhtoutumisessa (Lähetkangas & Lakso 1995). Avo-ojitukseen verrattuna salaojituksen onkin osoitettu aiheuttavan huomattavasti suuremmat happamuushuuhtoutumat vesistöihin (Palko & Yli-Halla 1993, Eden ym. 1999). Myös vesirakentaminen, maankäyttö ja säännöstely sekä muut ympäristömuutokset voivat pahentaa happamuustilannetta (Alasaarela 1983, Vuori 1998). Ilmastomuutos uhkaa entisestään lisätä happamuushaittoja (Vuori & Saarinen 2010, Saarinen ym. 2010). Kun Suomessa samat alueet ovat sekä HS-maita, maankohoamisaluetta että intensiivisen viljelyn ja kuivatustoiminnan kohteena, syntyy hyvin erityinen, jopa pistekuormituksenomainen vesistöön huuhtoutuva happamuus- ja metallikuormitus.

Noin puolet Suomen peltopinta-alasta on tällä hetkellä salaojituksen piirissä. Salaojituksen tavoiteohjelma 2020 mukaan ohjelmakauden aikana uudisojitetaan vielä avo-ojitettuna olevista pelloista 15 000 ha/v sekä uusinta- ja täydennysojitetaan tarvittava määrä olemassa olevista salaojista, runsaat 10 000 ha/v. Ohjelmaa tuetaan valtion rahoituksella. Myös vesistöihin kohdistuneet järjestelytyöt ovat olleet mittavia. HS-maiden alueilla tavoitteet ovat ristiriidassa vesienhoidon ympäristötavoitteiden kanssa.

Tiedot HS-maiden vesistövaikutuksista ovat olleet hajallaan ympäristöhallinnon, kalatalousviranomaisten, tutkimuslaitosten ja yksittäisten tutkijoiden julkaisuissa, ns. harmaassa kirjallisuudessa ja tietokannoissa. Tähän julkaisuun on koottu mahdollisimman kattavasti tietämys HS-maiden vesistö- ja kalastohaitoista Suomessa.

2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen

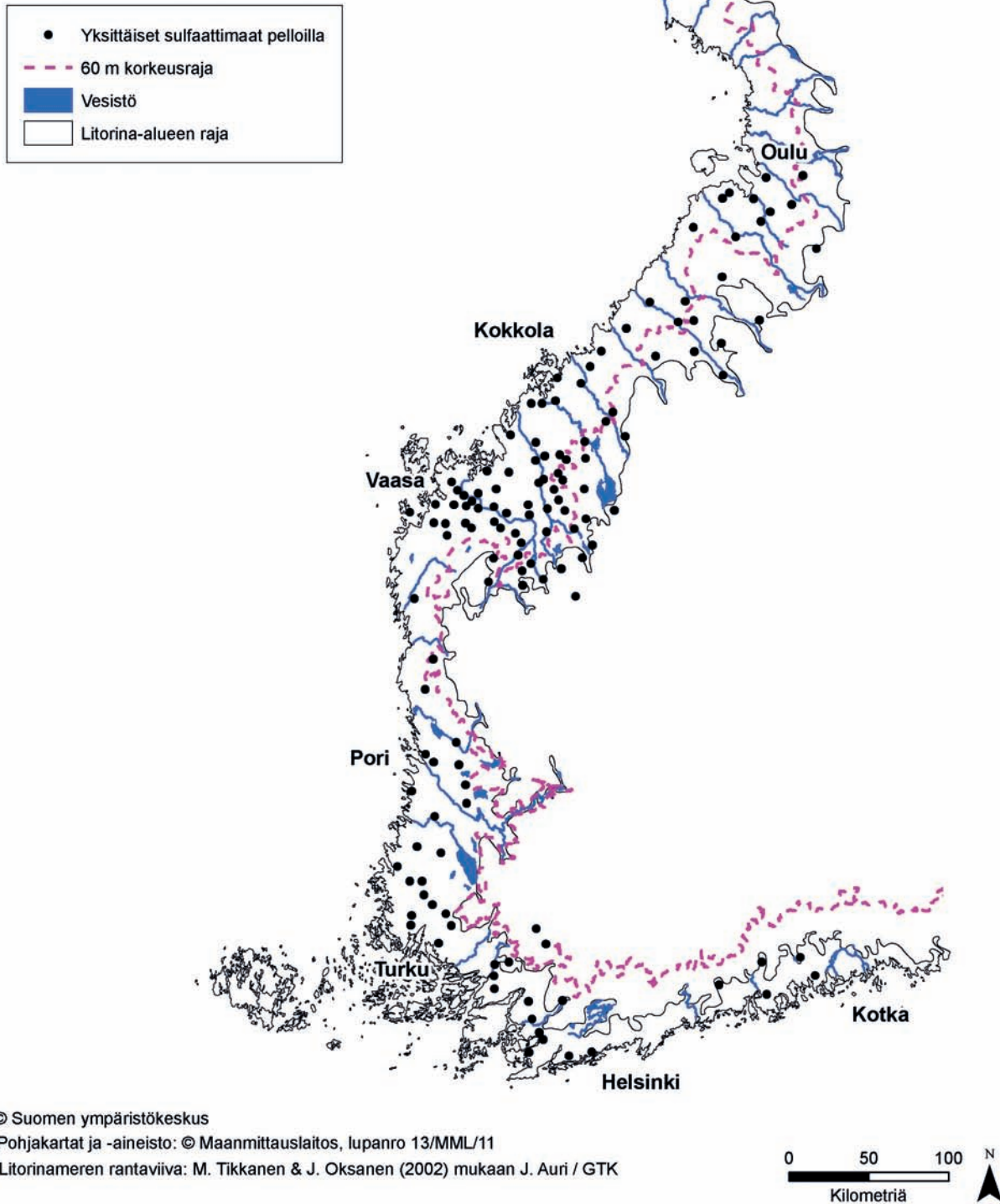
Andriessse & van Mensvoortin (2006) mukaan happamia sulfaattimaita esiintyy maailmassa n. 17 miljoonaa hehtaaria, pääosin tropiikissa, erityisesti Kaakkois-Aasian ja Länsi-Afrikan rannikoilla sekä Yhdysvalloissa ja Australiassa. Suomessa on HS-maita Euroopan maista selvästi eniten (Österholm ym. 2010), joidenkin arvioiden mukaan jopa yli 3000 km² (Puustinen ym. 1994). Nykyisestä peltoalasta HS-maita on arvioitu olevan jopa 16 % (Palko 1994). Suomen HS-maat sijaitsevat Itämeren altaan alueella taannoisen Litorinamerivaiheen ylimmän rannan ja nykyisen rantaviivan alueella jopa n. 100 metrin korkeudelle meren pinnasta, mutta pääosa esiintymistä on kuitenkin noin 45 metrin alapuolella. Toisinaan myös Keski- ja Itä-Suomen notkojen soissa esiintyy sulfaattimaita (Kivinen 1944). Purokosken (1959) mukaan pääosa rikkipitoisista maista on Etelä-Suomen rannikkoalueella lieju- ja savimaita, Pohjanmaan rannikolla hietamaiden osuus lisääntyy. Jossain määrin HS-maita esiintyy myös turve- ja hiekkamailla. Yleensä sulfaattimaita esiintyy vanhoilla vesijättömailla mereen laskevien jokien suistoissa. Sulfaattimaiden esiintymisestä saadaan lähivuosina enemmän selvyyttä meneillään olevista GTK:n johtamista kartoituksista (http://www.geo.fi/happamat_sulfaattimaat.html). Suomessa on paikoin myös sulfidipitoisia mustaliuskealueita, jotka myös voivat aiheuttaa happamuus- ja metalliongelmia vesistöissä.

Maailmanlaajuisestikin harvinaisen ilmiön, maankohoamisen seurauksena uutta HS-maata nousee merestä jatkuvasti. Maankohoamisilmiön keskus on eteläisellä Perämerellä ja ilmiön on arvioitu jatkuvan vielä tuhansia vuosia (Kakkuri 1990). Suurin osa Suomen HS-maista sijaitseekin Pohjanmaalla. Selkämeren ja Suomenlahden rannikkoalueella maankohoamista tapahtuu selvästi vähemmän ja alueet ovat neutralisoituneet huuhtoutumisen seurauksena. HS-maiden pinta-alat vaihtelevat vesistöalueittain ja ovat enimmillään yli 10 prosenttia valuma-alueista. Esimerkiksi Kyrönjoen, Kälviänjoen ja Sirppujoen valuma-alueilla HS-maiden osuuden on arvioitu olevan noin 10 % ja Lestijoella sekä Lapväärtinjoella noin 1 % maapinta-alasta (Rantala 1991). Vakavia happamuushaittoja on arvioitu ilmenevän nykyisessä kuivastutilanteessa mikäli HS-maiden osuus valuma-alueesta on yli 1 %.

Laskeuman aiheuttama happamuuskuormituksen on Suomessa todettu olleen voimakkaimpien ilmapäästöjenkin aikaan vain prosentin murto-osan HS-maiden vapauttamasta happamuudesta (Wepppling ym. 1999). Ilmapäästöistä johtuva happamoituminen on 1990-luvun alusta lähtien selkeästi vähentynyt järvissä (Vuorenmaa 2007).

Happamien sulfaattimaiden esiintyminen

Puustisen ym. (1994) kartoituksen mukaan



© Suomen ympäristökeskus

Pohjakartat ja -aineisto: © Maanmittauslaitos, lupanro 13/MML/11

Litorinameren rantaviiva: M. Tikkanen & J. Oksanen (2002) mukaan J. Auri / GTK

Kuva 2. Happamien sulfaattimaiden potentiaalinen esiintymisalue Suomessa on Litorina-meren (4000–8000 vuotta sitten) ylimmän rajan alapuolinen alue, jonka sisällä sijaitsee 91 % Puustisen ym. (1994) selvityksessä happamiksi sulfaattimaiksi arvioiduista peltokohteista (mustat pisteet). Kyseisistä kohteista 72 % sijaitsee korkeuskäyrän 60 m mpy alapuolella ja 28 % sen yläpuolella.

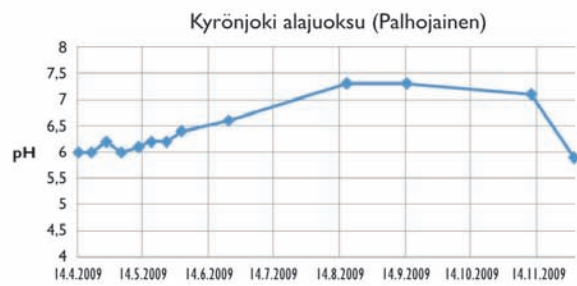
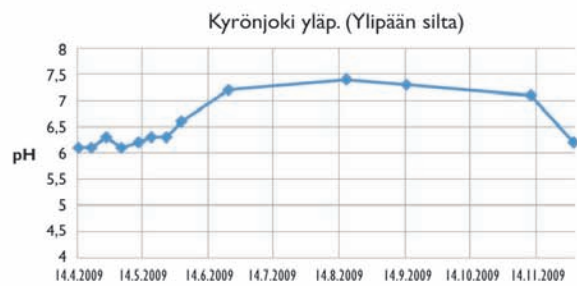
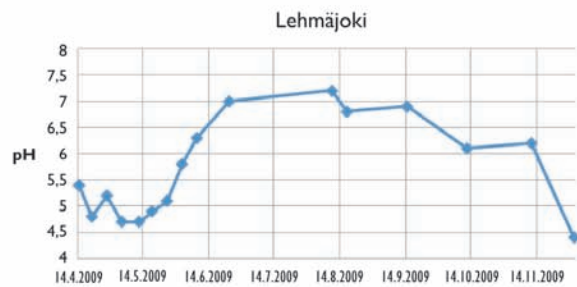
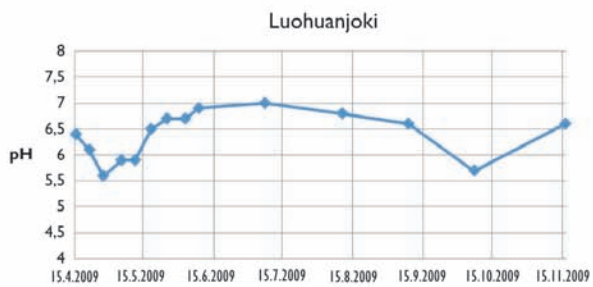
3 HS-maiden vesistöhaitat Suomessa

3.1

Alueellinen levinneisyys

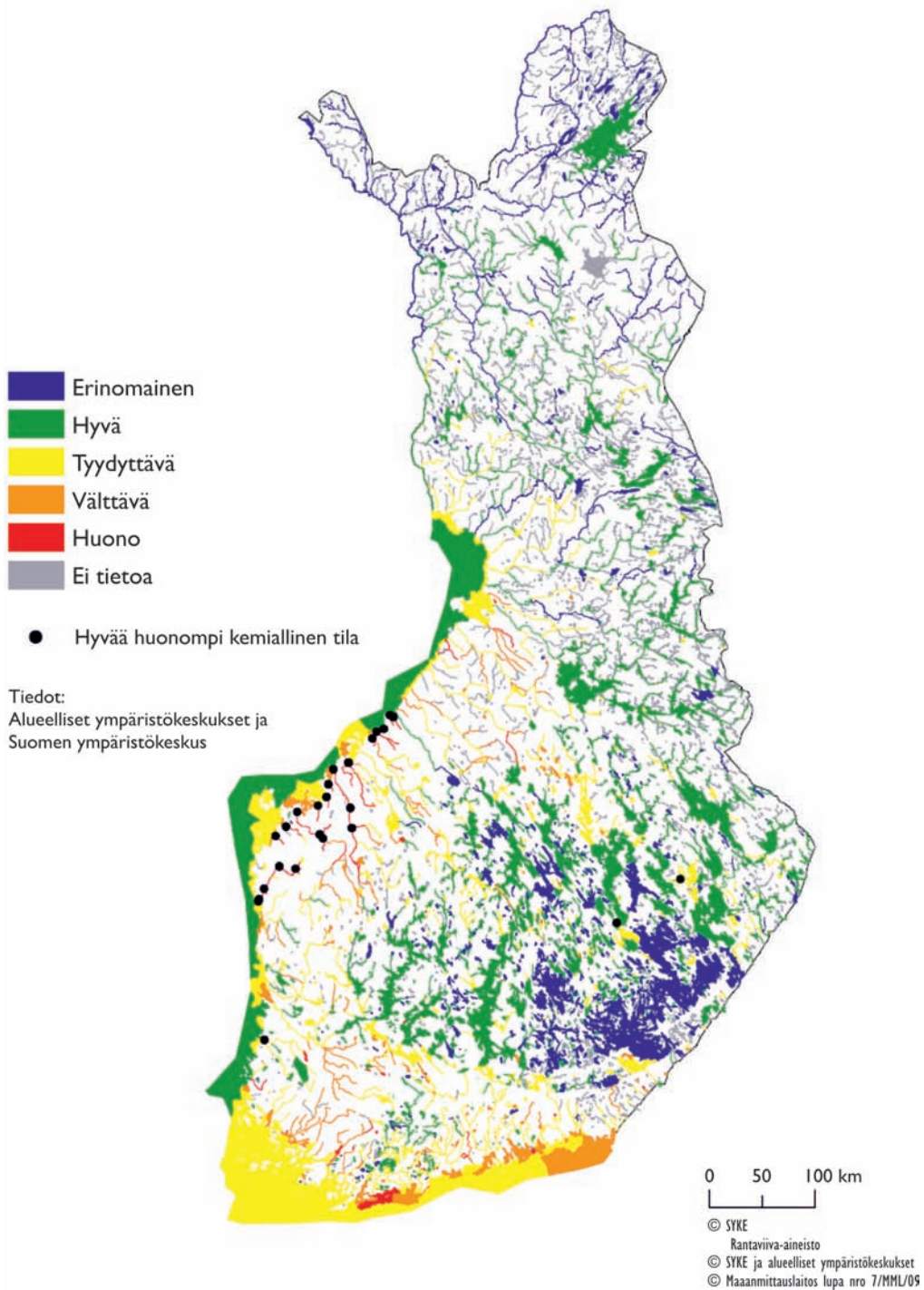
Laajimmat ja eniten rikkiä sisältävät sulfidisavialueet sijaitsevat Pohjanmaan rannikolla. HS-maat muodostavat huomattavan osan varsinkin rannikon pienten jokien valuma-alueista, jotka ovat myös voimakkaassa viljelykäytössä (Yli-Halla & Alasaarela 1983). Julkaistuja arvioita HS-maiden vesistöhaittojen vaikutuspiirissä olevien pienempien latva- ja sivujokien/-purojen tai muiden pienvesien määrästä ei kuitenkaan ole tiedossamme. Maa- ja metsätalousministeriön rahoituksella vuonna 2009 käynnistyneessä ns. MaaMet-seurannan osaohjelmassa (www.ymparisto.fi/syke/maamet) on seurattu happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksia latva-/sivujokikohteissa (Lehmäjoki, Luohuanjoki) sekä niiden ylä- ja alapuolisissa pääuomissa (Kyrönjoki, Siikajoki). Kuvassa 3 esitetyt vuoden 2009 tulokset toimivat esimerkkinä vuodesta, jolloin hapen huuhtouma ei ole kovin voimakasta eivätkä vaikutukset ulotu kovin voimakkaina pääuomiin. Sen sijaan voimakkaasti HS-maiden kuormittama Lehmäjoki, pieni Kyrönjoen sivujoki, alitti selkeästi kriittiset pH-arvot.

Parhaiten happamuushaitat ja niiden vaihtelu tunnetaan suurempien jokivesien osalta. Wepling ym. (1999) arvioivat HS-maiden aiheuttamien happamuus- ja metallihaittojen vaikutuksia esiintyvän noin kolmessakymmenessä Pohjanlahteen laskevassa jokivesistössä. Roos & Åström (2006) tutkivat metallipitoisuuksia 29 valuma-alueeltaan yli 500 km² suuruisen rannikkojokemme alajuoksulla ja arvioivat HS-maiden metallikuormituksen olevan huomattavaa näistä kolmessatoista. HS-maiden kuormittamissa jokivesistöissä etenkin kadmiumin ympäristölaatunormit ylittyvät yleisesti. Vesienhoitosuunnitelmissa nämä vesimuodostumat on luokiteltu kemialliselta tilaltaan hyvää heikommaksi ja niiden ekologinen tila on korkeintaan tyydyttävä. Suomen pintavesien vuonna 2009 laaditun luokittelun perusteella kadmiumin ympäristölaatunormien mukaisten pitoisuuksien ylitysten takia kemialliselta tilaltaan heikentyneet vesimuodostumat on koottu kuvaan 4.



Kuva 3. Veden pH:n vaihtelu vuonna 2009 MMM:n maa- ja metsätalouden vesistövaikutusten seurannan HS-maiden osaohjelman kohteissa. Näytepaikkoina ovat Siikajoen sivujoki Lehmäjoki sekä pääuomien ylä- ja alapuoliset paikat.

Pintavesien ekologinen luokka ja muu arvio tilasta



Kuva 4. Pintavesien ekologinen tila (värit) ja kemialliselta tilaltaan heikentyneet vesimuodostumat (pisteet, kadmiumin ympäristölaatunormin ylitykset) vuoden 2009 luokittelun perusteella.

Ajallinen vaihtelu

Happamuuden ja metallien huuhtoutuminen ja siten myös vesistövaikutukset vaihtelevat ajallisesti hyvinkin paljon (Weppling ym. 1999, Hudd 2000, Österholm & Åström 2008, Saarinen ym. 2010, Nyberg ym. 2011). Monien jokien kohdalla pH-arvo vaihtelee vuoden sisällä merkittävästi ja laskee lähes joka vuosi alle viiden. Pienet purot ja joet, jotka sijaitsevat pahimmilla sulfaattimaa-alueilla, voivat kärsiä jopa ympärivuotisesta happamuudesta. Tällaisten jokien lajisto kärsii kroonisesta happamuusaltistuksesta, mikä heijastuu ekologisen tilan pysyvänä heikkenemisenä.

Haittavaikutukset kasautuvat tyypillisesti jokien alajuoksuille, jotka saavat merkittävän osan valumavesistään happamilta sulfaattimailta (Vuori 1998). Haittojen vakaavuusaste on yhteydessä happamien maiden suhteelliseen osuuteen valuma-alueella sekä niiden happamuuspotentiaaliin eli sulfidikerrosten syvyyteen ja rikkipitoisuuteen, mikä vaihtelee paikasta toiseen (Weppling ym. 1999, Yli-Halla 2003). Happamat sulfaattimaat voidaan jakaa siten todellisiin ja potentiaalisiin (mm. Roos & Åström 2006). Joidenkin maa-alueiden kohdalla rikkipitoinen maa-aines on jo pääosin hapettunut ja sulfaattivarat huuhtoutuneet pois, mutta toisaalla ongelmalliset maakerrokset ovat edelleen pohjaveden pinnan alapuolella hapettomissa oloissa. Luonnontilassa tuhansia vuosia maassa säilynyt rikkivarasto pienenee erittäin nopeasti, kun maata kuivatetaan. Rikkivaraston pienentymisnopeuteen vaikuttavat muun muassa ojituksen tehokkuus ja maatyypit. Tyypillisellä sulfaattimaa-alueella rikkivarasto puoliintuu n. 30 vuodessa, kun sulfidikerrokset ovat kuivatuksen seurauksena hapettumiselle alttiita (Österholm & Åström 2004). Siten ajan myötä ongelmien painopistealueet muuttuvat vanhempien happamien sulfaattimaiden menettäessä happamuuspotentiaalin ja uusien maiden paljastuessa maankohoamisen seurauksena ja joutuessa ojituksen kohteiksi (mm. Palko & Myllymaa 1987). Österholmin ja Åströmin (2004) laskelmien mukaan yksin maankohoamisella ei ole käytännön merkitystä sulfaattimaa-ongelmaan, vaan ongelma muodostuu ojituksen kautta.

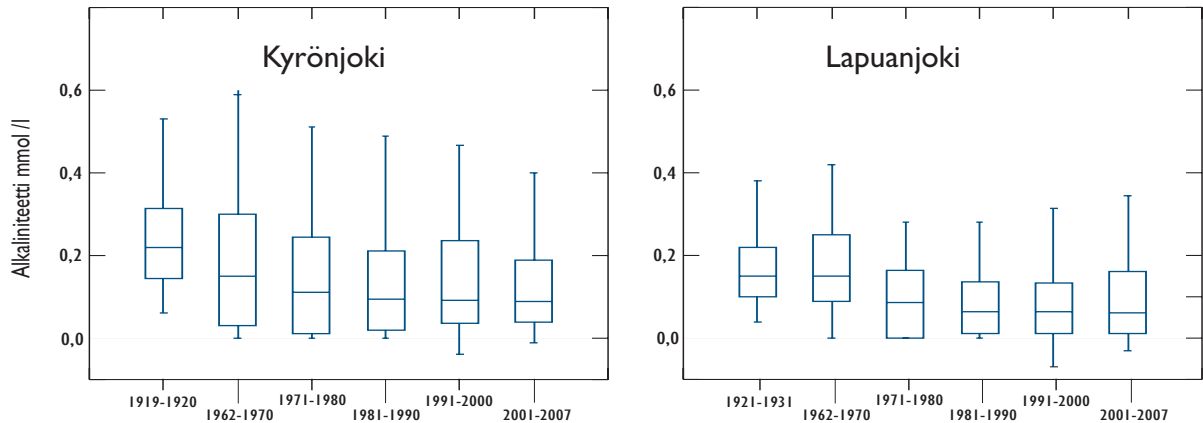
Happamuuden ja metallien huuhtoutuminen painottuu ylivirtaamakausiin (kuva 3, Saarinen ym. 2010, Vuori & Saarinen 2010). Epäedullisimmat olosuhteet syntyvät yleensä kevät- ja syysvaluntojen aikana, kesällä rankkasateiden jälkeen ja keväällä syvän roudan sulaessa. Vesistöseurantojen yhteydessä on havaittu, että pahimpia tilanteita luonnehtivat pitkien kuivien kausien jälkeiset alhaiset virtaamat ja äkilliset rankkasateet, joiden seurauksena sivu-uomista huuhtoutuu nopeasti suuri määrä happamuutta ja metalleja pääuomiin. Kun pääuomien virtaama on alhainen, on myös laimeneminen vähäisempää kuin normaaleina vesivuosina. Seurauksena voi olla ääreviä ja laajemmalle ulottuvia toksisuusvaikutuksia kuin normaaleina vesivuosina. Tällainen tilanne esiintyi viimeksi vuonna 2006 monissa Länsi-Suomen jokivesissä. Esimerkiksi Lestijoella pH-muutos oli hyvin äkkinäinen, sillä Lestijoen automaattimittausaseman mukaan pH laski vuorokaudessa pykälällä.

Jos syksyn sateet jäävät pieneksi, mutta edeltänyt kesä on ollut erityisen kuiva, voi happamuuspiikki siirtyä seuraavaan kevääseen. Myös satunnaiset rankkasateet kesällä voivat saada aikaan happamuuspiikin läheisissä vesistöissä (mm. Palko ym. 1985, Palko & Yli-Halla 1993, Weppling ym. 1999, Edén ym. 1999).

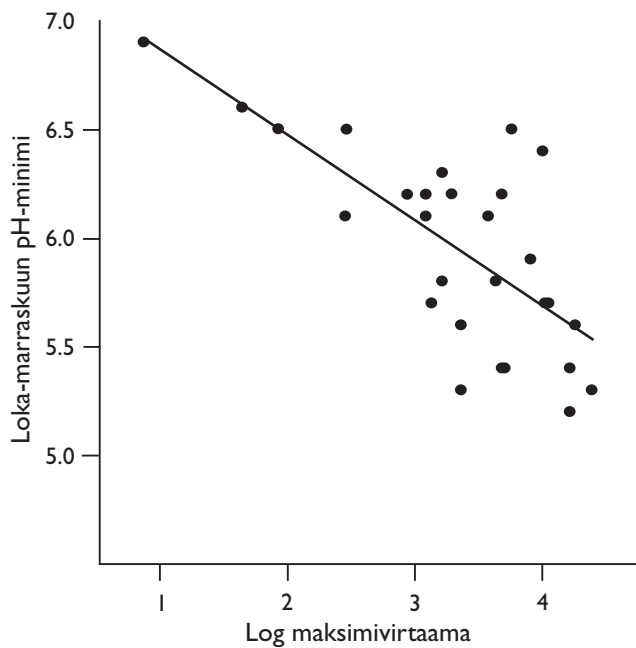
Saarinen ym. (2010) tutkivat happamuuden kehitystä yhdeksässä rannikkojoessa vuosina 1910–2007 suhteessa hydrologisiin tekijöihin ja vuotuisiin sääoloihin, kuten virtaamiin, lämpö- ja sadantaoloihin sekä lumen vesiarvoihin. Vuosikeskiarvojen ja -minimien/-maksimien lisäksi laskettiin vuodenajoittaiset tunnusluvut. Tutkimuksessa havaittiin veden happamuuden puskurikapasiteetin eli alkaliniteetin alentuneen selvästi 1920-luvulta 2000-luvulle Kyrönjoella ja Lapuanjoella (kuva 5). Jokien valuma-alueilla sulfidisavikoita esiintyy runsaasti ja niiden valuma-alueiden maankäyttö

on merkittävästi voimaperäistynyt 1960-luvulta lähtien. Notkahdus alkaliniteetissa näkyy 1970-luvun voimakkaan vesistöarakentamisen ja maankäytön aikana.

Tutkimuksessa havaittiin myös, että HS-maiden jokivesissä merkittävin syys-talvikauden pH-minimiä selittävä tekijä oli ko. ajanjakson ylivirtaaman suuruus. Erityisesti kuivien kesien jälkeisten suurten virtaamahuippujen yhteydessä pH tip-puu yleisesti alle kriittisen tason 5,5 (kuva 6). Ilmastomuutoksen myötä lämpötilan on arvioitu nousevan ja kuivuusjaksojen yleistyvän. Samalla talvitulvat ja -sadanta kasvavat. Saarinen ym. (2010) päättelevätkin ilmastomuutoksen lisäävän happamoi-tumisriskejä rannikon jokivesistöissä.



Kuva 5. Happamuuden puskurikapasiteetin (alkaliniteetti) vaihtelu Kyrönjoella ja Lapuanjoella seurantajaksoilla 1919–2007. Muokattu Saarisen ym. (2010) mukaan.



Kuva 6. Talvitulvan suuruus vaikuttaa merkittävästi HS-maiden jokien happamuuteen. Esimerkkinä Lestijoen loka-marraskuun maksimivirtaamien (logaritmiasteikolla) suhde jokiveden pH-minimiin vuosina 1971–2007. Muokattu Saarinen ym. (2010) mukaan.

4 HS-maiden vaikutukset vedenlaatuun ja metallipitoisuuksiin

4.1

Vaikutukset veden laatuun

Happamien sulfaattimaiden vaikutusta vesistöjen veden laatuun voidaan arvioida eri vedenlaatumuuttujista. Niiden avulla voidaan myös arvioida mahdollisia ekologisia vaikutuksia. Yksi tärkeimmistä muuttujista on pH-arvo, joka kuvaa vetyionien (H^+) tasapainoa vesistöissä. Happamuustilaa voidaan pitää kriittisenä, jos keskimääräinen pH alittaa arvon 5,5 (Palko & Myllymaa 1987, Palko ym. 1988). Vaihtelu voi kuitenkin olla suurta esimerkiksi sateiden vaikutuksesta, joten seurantajakson keskimääräinen pH ei anna todellista kuvaa vesistön happamuustilasta (Palko ym. 1988). Vesien ekologisen tilan luokittelussa käytetäänkin pH-arvojen vuotuisia minimiarvoja, koska se kuvaa paremmin vesieliöstön kannalta kriittisiä olosuhteita (Vuori ym. 2009). Lisäksi on huomattava pH-asteikon logaritmisuus, jossa yhden yksikön lasku tarkoittaa vetyionien määrän kymmenkertaistumista.

Toinen tärkeä happamuustilannetta kuvaava muuttuja on alkaliniteetti, joka mittaa veden heikkojen emästen määrää eli veden puskurikykyä happamoitumista vastaan. Vesistön happamoituminen näkyy ensin alkaliniteetin laskuna ja vasta sen jälkeen pH-arvoissa. Alkaliniteetti kuvastaa siten yhdessä pH:n kanssa olemassa olevaa happamuustilaa. Se voi olla perinteisessä happotitrausmenetelmässä (titraus noin pH 4,5 asti) etenkin tulva-aikoina lähellä nollaa, jolloin pH-arvo voi romahtaa (Teppo ym. 2006). Luotettavimmin alkaliniteettia voidaan HS-maiden vesissä mitata ns. Gran-titrausmenetelmällä, jossa happotitraus tehdään alhaisempiin pH-arvoihin (pH 4,3-3) ja lasketaan happolisäyksen ja pH:n välille lineaarinen funktio, jossa ei tarvita päätepistettä pH-arvoille. HS-maiden oloissa Gran-alkaliniteetti saa tyypillisesti negatiivisia arvoja. Samalla alkaliniteetin indikaattoriarvo päättyy. Jos vesistöissä kuitenkin on puskurikykyä, ei alkaliniteetti laske tulva-aikanakaan nollaan ja tällöin sen keskimääräistä pitoisuutta voidaan käyttää vesistön tilan kuvaamiseen.

Myös asiditeetti kertoo happamuustilasta. Se kuvaa neutraloitavissa olevaa happamuuden määrää valumavedessä. Asiditeetin keskiarvo on käyttökelpoinen valumavesien happamuustilaa kuvaava muuttuja.

Happamuustilanteen kärjistyminen äärevimmilleen johtaa usein veden kirkastumiseen, mikä voidaan havaita poikkeuksellisen pienenä värilukuna (yksikkönä mg Pt/l). Samanaikaisesti veden rautapitoisuudet usein pienenevät voimakkaasti. Veden kirkastuminen johtuu raudan taipumuksesta muodostaa saostumia humusyhdisteiden kanssa happamuuden lisääntyessä. Esimerkiksi Vuoren (1995a) tutkimuksessa raudan pitoisuudet olivat Lehmäjoella happamuuspiikin (pH 5,0–4,4) aikana moninkertaisesti pienemmät kuin suurimpien pH-arvojen (pH 5–6) aikana.

Happamuus voi kuitenkin olla lähtöisin myös turve- ja metsämailta, joten happamilta sulfaattimailta tulevan valumaveden määrää kuvastaa parhaiten sähkönjohtavuus sekä sulfaattien ja metallien määrä. Sähkönjohtavuus kertoo vedessä olevien liuenneiden suolojen määrän eli veden kokonaisionipitoisuuden ja kuvastaa siten

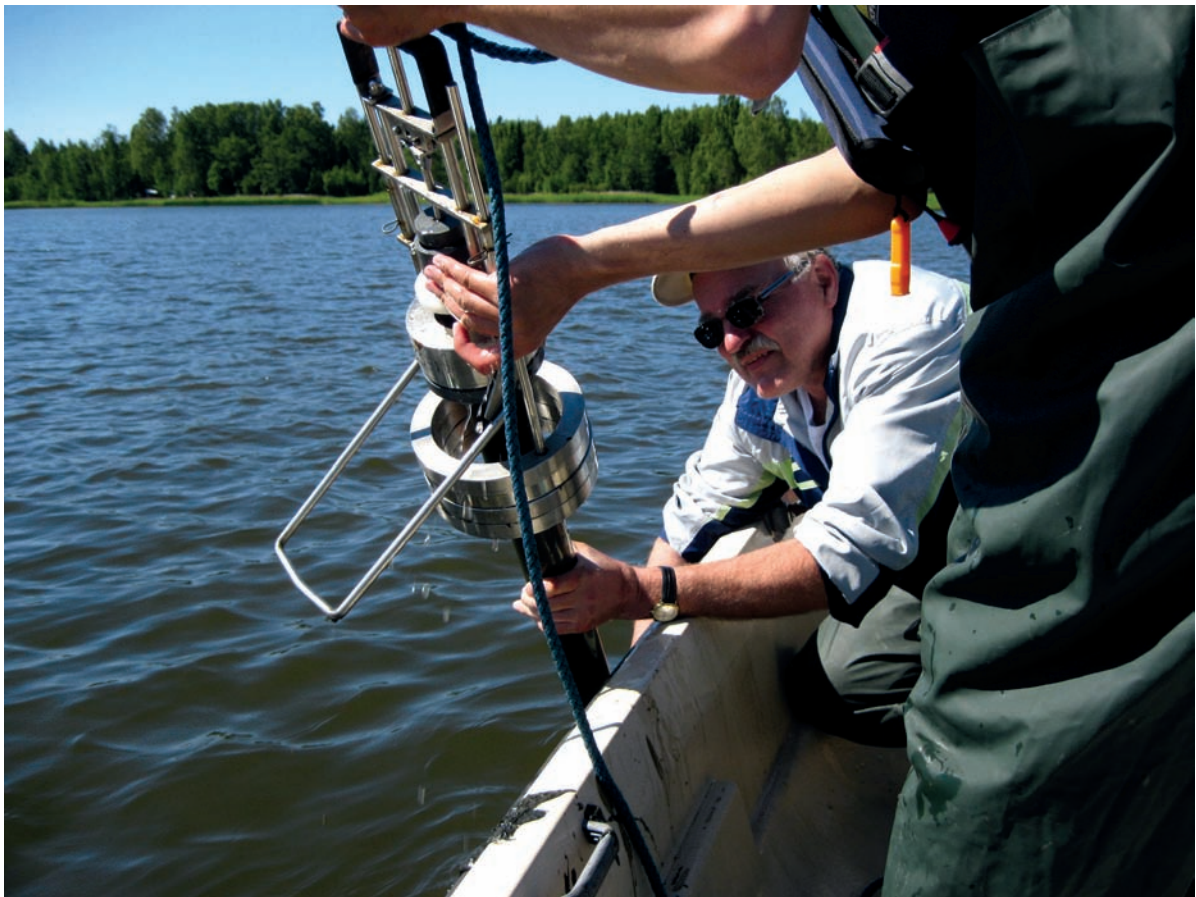
huuhtouman määrää. Happamilta sulfaattimailta tuleva valumavesi lisää jokiveden kokonaisionipitoisuutta, mikä näkyy sähkönjohtavuuden kasvuna. Myös sulfaattien ja metallien, erityisesti alumiinin, määrä jokivedessä kasvaa.

4.2

Vaikutukset veden ja sedimenttien metallipitoisuuksiin

Happamista sulfaattimaista on arvioitu huuhtoutuvan vesiin myrkyllisiä metalleja enemmän kuin kaikista Suomen teollisuusjätevesistä yhteensä (Sundström ym. 2002). Esimerkiksi Kyrönjoen vedestä on mitattu varsin suuria metallipitoisuuksia keskimäärin ja etenkin maksimipitoisuuksina (suluissa): mangaania 0,3 (0,7) mg/l, alumiinia 1,4 (4,2) mg/l, sinkkiä 32,7 (65) µg/l, kadmiumia 0,1 (0,62) µg/l ja kuparia 2,6 (5) µg/l (Hudd ym. 1984). Kaikki nämä metallit voivat olla kaloille myrkyllisiä noissa mitatuissa pitoisuuksissa (Spry & Wiener 1991).

Vedessä metalli-ionit voivat esiintyä kemiallisesti erilaisissa olomuodoissa, joiden keskinäiset osuudet ovat usein voimakkaasti riippuvaisia veden happamuudesta (Moore & Ramamoorthy 1984). Metallien olomuoto vaikuttaa niiden kykyyn tunkeutua eliöiden soluihin ja aiheuttaa niissä myrkyvaikutuksia. Esimerkiksi alumiini on useiden tutkimusten mukaan myrkyllisintä vesieliöille pH:ssa 4,5. Samat alumiinipitoisuudet ovat vähemmän haitallisia muissa pH-arvoissa. Tämä voi johtua lisääntyneestä H⁺- ja Al³⁺-ionien kilpailusta solun pinnan sitoutumiskohdissa (Vuori 1996, Vazquez ym. 2000). Myös humus vaikuttaa merkittävästi metallien toksisuuteen, mikä perustuu humusainesten taipumukseen muodostaa metallien kanssa komp-

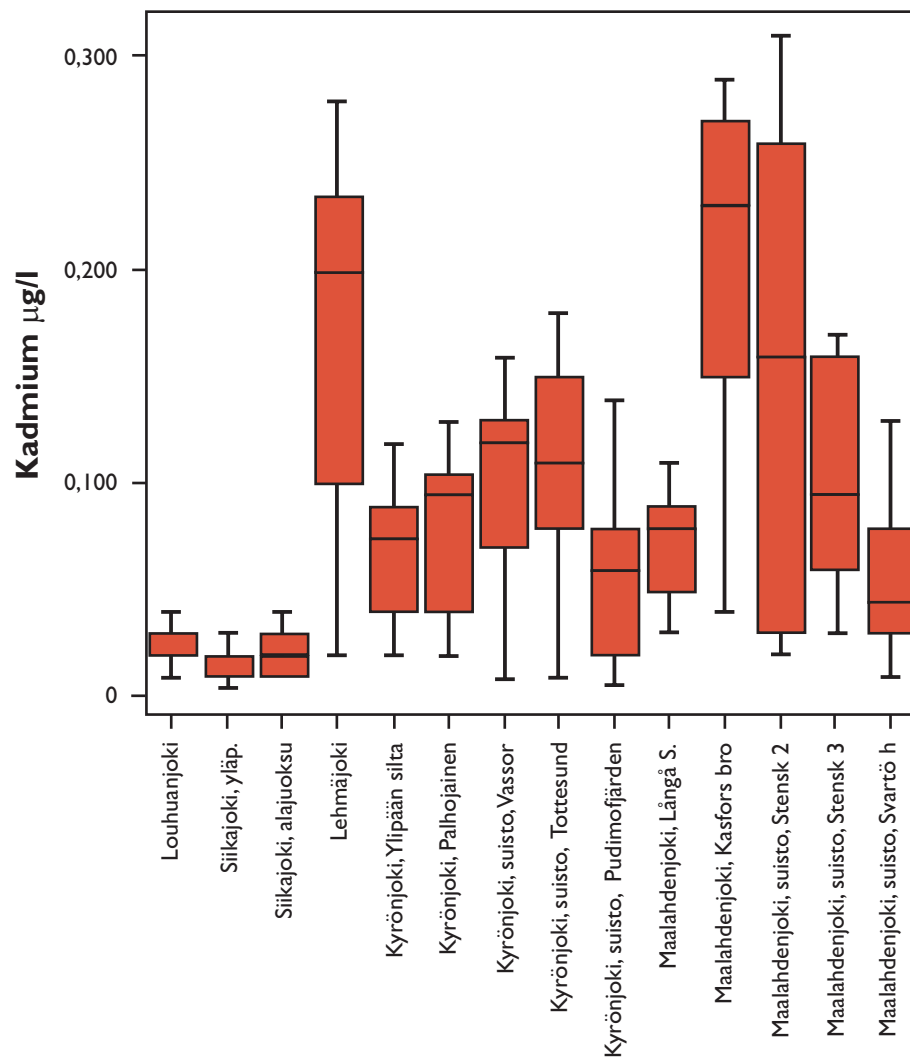


Kuva 7. Sedimenttinäytteenottoa Vöyrinjoen suistossa. (Kuva Jaana Wallin)

leksiyhdisteitä ja siten vähentää niiden bioosaatavuutta. Jopa 80 % veden alumiinista voi olla sitoutuneena humushappoihin. Humusaineet maaperässä ja vedessä siten vaikuttavat myös metallien kulkeutumiseen.

Myös joillakin metalliyhdisteillä, kuten raudan ja mangaanin yhdisteillä, on taipumus muodostaa metallikomplekseja. Tämä vaikuttaa muidenkin metallien bioosaatavuuteen ja kulkeutumiseen. Metallioneista alumiinin ja raudan merkitys vesistöjen happamoitumisen kannalta on suurempi kuin esimerkiksi mangaanin ja sinkin, sillä ensin mainittuja on suomalaisessa maaperässä huomattavasti enemmän (Palko ym. 1985). Yleisesti jokivesien metallipitoisuuksia on tutkittu runsaasti 1990-luvulta lähtien, mutta metallien käyttäytyminen joki- ja muissa pintavesissä on yhä huonosti tunnettu. Tämä tiedonpuute on pääsääntöinen syy siihen, miksi ojituksen ja maankuivatusten ympäristövaikutuksia ei osata kovinkaan tarkasti ennustaa (mm. Åström & Corin 2000).

Roos & Åström (2006) ovat tutkineet Pohjanlahden jokien metallipitoisuuksia ja havainneet, että ongelmallisimmat alueet sijaitsevat Etelä-Pohjanmaalla, jossa jokiveden kadmium-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet ovat muuta maata huomattavasti suuremmat. Alueella ei kuitenkaan ole voimakasta teollisuutta tai muuta ihmispe-



Kuva 8. Kadmiumin pitoisuusvaihtelu hajakuormituksen vesistövaikutusten seurannan joki- ja suistokohteissa. Näytepaikkoina on Siikajoen sivujoki Louhuanjoki (Pohjois-Pohjanmaa) ja Kyrönjoen sivujoki Lehmäjoki sekä pääuomien ylä- ja alapuoliset paikat, Maalahdenjoen ylä- ja alajuoksu (Kasfors) sekä Kyrönjoen ja Maalahdenjoen kolme suistopaikkaa jokisuulta merelle.

räistä metallikuormituslähdeettä, mikä voisi selittää suuret metallipitoisuudet, joten metallit ovat pääosin lähtöisin happamilta sulfaattimailta. Tutkimuksessa viljellyn maa-alueen suhteellinen osuus ja jokiveden metallipitoisuudet korreloivat merkittävästi keskenään.

Myös metallien ympäristölaatuunormeja ja taustapitoisuuksia selvittäneet Verta ym. (2010) raportoivat kadmiumin ja nikkelin pitoisuushuippujen esiintyvän happamien sulfaattimaiden purovesistöissä. Happamien sulfaattimaiden vaikutuksia veden metallipitoisuuksiin on seurattu maa- ja metsätalousministeriön rahoituksella vuodesta 2009 alkaen 8 joki- ja 6 suistopaikalla osana seurantaa (www.ymparisto.fi/syke/maamet). Pitoisuuksien vuotuiset vaihtelut ovat suuria erityisesti jokisuistoissa (kuva 8). EU:n vaatimat ympäristölaatuunormit (enimmäispitoisuudet) on asetettu veden metallipitoisuuksien vuosikeskiarvoille ja maksimipitoisuuksille. Suomen jokivesistöissä on normit ylittäviä veden metallipitoisuuksia kadmiumin osalta nimenomaan happamien sulfaattimaiden vaikutuskohteissa (ks. edellä Kuva 4).

Metallit sitoutuvat herkästi kiintoainepartikkeleihin ja orgaaniseen ainekseen, joiden sedimentoitua muodostuu erityisesti HS-maiden jokien suistoihin pitkäaikaisia metallivarastoja. Näiden ympäristövaikutukset tunnetaan huonosti. Nordmyr ym. (2008a,b) tutkivat Vöyrinjoen sedimentin metallipitoisuuksia noin 16 kilometrin matkalta joen suulta lähtien. He havaitsivat, että alumiini, koboltti, kadmium, kupari, mangaani, nikkeli ja sinkki esiintyivät runsaina joen sedimenttikerrosten yläosissa, mutta kromin, raudan ja vanadiinin, joita ei merkittävässä määrin huuhtoutu suomalaisilta sulfaattimailta, osalta pitoisuudet olivat pieniä koko sedimentissä. Tämän tulkittiin viittaavan happamien sulfaattimaiden vaikutukseen, sillä sedimentin yläosiin voimakkaammin kertyneiden metallien tiedetään huuhtoutuvan runsaasti happamilta sulfaattimailta. Metallien pitoisuudet poikkesivat suiston sisä- ja ulkosien välillä. Orgaaniseen ainekseen herkästi sitoutuvat alumiini ja kupari esiintyivät suurina pitoisuuksina lähellä jokisuuta, kun taas monien muiden metallien (Cd, Co, Mn, Ni, Zn) sedimenttipitoisuudet olivat suurimmillaan kauempana suistossa. Heikkilän (1999) mukaan Kyrönjoen suistossa useiden metallien (Al, Cu, Zn) kohonneet pitoisuudet sedimenttien pintaosissa olivat yhteydessä 1700-luvun lopulta alkanneeseen maankäytön tehostumiseen.

4.3

Vaikutukset eliöiden metallipitoisuuksiin

Metallit sammalissa

On laajalti tunnettua, että esimerkiksi sarakasvien (*Carex*-suku) ja mesiangervon (*Filipendula ulmaria*) vedenalaiset juuret sekä isonäkingsammalen (*Fontinalis antipyretica*) verso ottavat tehokkaasti metalleja suoraan vedestä ja vastaavat pitoisuusmuutoksiin nopeasti (kuva 9). Näistä näkingsammalia on käytetty happamien sulfaattimaiden metallikuormituksen kartoituksissa (Jokela 2004, Lassila 2004, Posti 2006, Fältmarsch ym. 2008, Vuori & Helisten 2010).

Mäenpää (2004) tutki vuosina 1996–2000 Kyrönjoen sammalnäytteitä ja havaitsi, että alumiinin, kuparin, nikkelin ja raudan pitoisuudet sekä tuore- että kokoversoissa kasvoivat mentäessä jokea alaspäin HS-maiden vaikutuksen kasvaessa. Näiden metallien pitoisuudet, erityisesti alumiinin ja raudan pitoisuudet, myös korreloivat keskenään. Vesikasvillisuus oli alueella happamuudesta ja runsaasta metallipitoisuudesta huolimatta runsasta. Tämä johtuu kenties alueen veden suuresta ravinnepitoisuudesta, joka vähentää toksisen alumiinin haitallisia vaikutuksia. Myös Vuoren (2002) tutkimuksessa saatiin vastaavanlaisia tuloksia. Kolmen suuren, happamuudesta kärsivän joen (Kyrön-, Lesti- ja Perhojoen) isonäkingsammalissa oli suuria määriä



Kuva 9. Koskikivien pinnoilla kasvava isonäkinsammal (*Fontinalis antipyretica*) kerää tehokkaasti metalleja. (Kuva Vesa Vuori)

alumiinia, kuparia ja rautaa. Sammalten alumiinipitoisuudet korreloivat merkittävästi veden kokonaisalumiinipitoisuuden, johtokyvyn, kiintoainepitoisuuden ja pH:n kanssa. Näin ollen happamien sulfaattimaiden aiheuttama kuormituksen lisäys oli selvästi nähtävissä joen sammalissa. Sitä vastoin sammalten rautapitoisuutta selitti veden pH-arvo veden rautapitoisuutta paremmin. Rauta saostuu pH:n laskiessa, jolloin HS-maiden sammalissa on havaittavissa rautasaostumia sammalten pinnalla etenkin happamuuspiikkien aikana. Tällöin vesinäytteissä rautapitoisuudet ovat pienentyneet, kun taas sammalissa rautapitoisuudet suurenevat. Sammalet siis ilmentävät tällaisessa tilanteessa vesinäytteitä paremmin pohjahabitaattiin kohdistuvaa ja ekologisesti merkittävää raudan vaikutusta (Vuori 2002).

Happamien sulfaattimaiden metallivaikutusten erityispiirteisiin kuuluu, että veden suuret kadmium- ja sinkkipitoisuudet eivät heijastu vesisammalten pitoisuuksissa (Vuori 2002, Mäenpää 2004, Vuori & Helisten 2010). Tämä voi johtua suurista rauta- ja mangaanipitoisuuksista, jotka voivat estää kadmiumin oton vesikasveissa. Lisäksi HS-maille tyypillisten korkeiden natrium, magnesium- ja vetyionipitoisuuksien tiedetään vähentävän sinkin saatavuutta vesikasveille.

Metallit pohjaeläimissä

Metalleja kertyy pohjaeläimiin joko niiden pinnalle tai absorboitumalla ruoansulatuksen tai ulkokuoren kautta. Vuoren ja Kukkosen (1996) tutkimus osoittaa, että alumiini, kadmium, kupari ja sinkki imeytyvät helposti siiviläsirvikkään (*Hydropsyche pellucidula*) toukan kudoksiin, kun taas rauta kertyy pääasiassa toukkien nahan, ns. eksokutikulan pinnalle. Toukat luovat nahkansa kasvaessaan kaikkiaan neljä kertaa viiden eri kehitysvaiheensa aikana. Tutkimuksessa verrattiin juuri nahkansa

luoneiden ja toukkanahaltaan vanhempien yksilöiden metallipitoisuuksia. Lyijyn ja sinkin pitoisuuksissa ei havaittu eroa nahkansa luoneiden ja vanhempien yksilöiden välillä, mikä viittaisi näiden metallien nopeaan absorptioon. Erityisesti kuparin ja kadmiumin pitoisuudet olivat suurempia nahkansa luoneilla yksilöillä. Taustalla voi olla kaksi mekanismia: joko nahanluonti altistaa toukat näiden metallien nopeamalle kertymiselle ohuen kutikulan läpi tai metallialtistus itsessään nopeuttaa nahanluontiprosessia. On huomattavaa, että kuoriutumisosprosessi on itsessään erityisen herkkä, sillä vastakuoriutunut, pehmeä ja keskeneräisesti kitinisoitunut ulkokuori voi läpäistä metalleja paremmin kuin ikääntyneempi nahka. Alumiinin todettiin kertyvän yksilöihin ja aiheuttavan muun muassa siiviläsirvikkäiden anaalipapilleissa epämuodostumia, mikä vaikuttaa merkittävästi toukan alumiinipitoisuuteen. Kuoriutumattomien toukkien suurempi alumiinipitoisuus viittaisi alumiinin kohdalla myös pinnan kautta tapahtuvaan absorptioon. Eliön kokonaisrautapitoisuus puolestaan koostuu pääosin ulkokuoren kautta saadusta raudasta, minkä kuoriutumattomien yksilöiden huomattavasti suurempi rautapitoisuuskin antaa ymmärtää. Raudalla on taipumus muodostaa eliön pinnalle komplekseja, erityisesti happamissa oloissa, ja siten lisätä toukan kokonaismetallipitoisuutta. Laajojen rautaoksiidi- ja rauta-humuspeitteiden on todettu lisäävän toukan kokonaisrauta- ja kokonaismetallipitoisuutta sekä kuolleisuutta (Vuori & Kukkonen 1996).

Simpukoita on käytetty laajasti hyväksi bioindikaattoritutkimuksissa. Ne pystyvät suodattamaan suuren määrän vettä lyhyessä ajassa ja tämän vuoksi keräävät itseensä suuren määrän alueen ympäristömyrkyistä. Ympäristömyrkkypitoisuudet saattavat olla 1 000–10 000 kertaa suuremmat kuin vedessä esiintyvät pitoisuudet (Pynnönen 1990). Mäenpää ja Swanljung (2006) ovat todenneet automaattisilla mittausasemilla tehtyjen kokeellisten tutkimusten perusteella, että pallosimpukat soveltuvat biotestieliksi. Ne elävät sedimentin pinnalla eivätkä suoranaisesti käytä sedimentoitunutta ainesta ravinnokseen, vaan suodattavat ravintonsa suoraan vedestä. Esimerkiksi Kyrönjoen Skatilassa veden kadmiumpitoisuus oli suurimmillaan 0,19 µg/l, kun taas testissä käytetyistä pallosimpukoiden pehmeistä kudoksista mitattiin 5,0 mg/kg pitoisuuksia. Cd-pitoisuudet kasvoivat kokeessa 3 viikossa tilastollisesti merkitsevästi suuriksi tai erittäin suuriksi.

Leka (1997) tutki kenttäkokeessa Perhonjoessa metallien kertymistä ravun kidukseen, lihaskudokseen ja maksahaimaan sekä rapujen ravintoon (lepän lehdet) alajuoksun HS-maiden kuormittamisissa kohteissa ja niiden yläpuolisella alueella. Metalleista lähinnä rautaa kertyi rapuihin ja niiden ravintoon. Rautaa ja lyijyä kertyi erityisesti rapujen kiduksiin, kun taas kadmium ja sinkki eniten maksahaimaan. HS-maiden alapuolisella jokijaksolla rapujen ja niiden ravinnon metallipitoisuudet olivat yleisesti suuremmat kuin yläpuolisella jokijaksolla. Virtaamien säännöstelyllä saattoi olla myös yhteyttä metallien suurentuneisiin pitoisuuksiin alajuoksun tutkimuspaikoilla.

5 HS-maiden vesiekologiset vaikutukset

5.1

Happamuuden ja metallien vaikutuksista eliöihin ja ekosysteemiin

Happamien sulfaattimaiden vaikutus biodiversiteettiin sekä kala-, selkärangaton- ja makrofytyyhteisöihin vaihtelee ajallisesti ja jokikohteittain (Fältmarsch ym. 2008). Suorat ja epäsuorat vaikutukset voidaan edelleen jakaa joko äkillisestä happamuusaltistuksesta aiheutuviin tai pitkään jatkuneesta happamuusaltistuksesta ja sen kasautuvista vaikutuksista johtuviin. Erityisesti harvinaisten, uhanalaisten ja herkkien lajien kannalta yksittäiset happamuuspiikit ja siihen liittyvät suuret metallipitoisuudet voivat olla kohtalokkaita. Happamuuden haitat liittyvät tiivistetysti seuraaviin seikkoihin:

- metallien toksisten olomuotojen yleistyminen
- metallien biosaatavuuden lisääntyminen
- pienimolekyylisten, liuenneiden humusaineiden biosaatavuuden lisääntyminen
- humus-metallisakan muodostuminen ja pohjahabitaattien eliöstön aineenvaihdunnan hidastuminen
- jo pelkästään aleneva pH häiritsee herkkien lajien ionitasapainoa ja hengitysaineenvaihduntaa

Happamien sulfaattimaiden valumavedet voivat aiheuttaa vesistöissä ekosysteemin rakenteelle ja toiminnalle sekä yksittäisille eliölajeille haittaa useilla eri tavoilla. Haittavaikutukset ilmenevät kaikilla biologisen hierarkian tasoilla: yksilöissä, populaatioissa, eliöyhteisöissä ja koko ekosysteemissä. Tyypillisiä vaikutuksia ovat yksilö- ja populaatiotasolla heikentynyt kasvu ja lisääntynyt kuolevuus, yhteisötasolla ikärakenteen muutokset, lajiston köyhtyminen, herkkien lajien karsiutuminen ja korvautuminen kestävämmillä lajeilla sekä ekosysteemitasolla lisääntynyt ravinteiden ja energian vuoto systeemin ulkopuolelle ja koko systeemin tuottavuuden aleneminen. Tästä voi seurata jopa alapuolisen vesistöosan tai rannikkoveden rehevöitymisen kiihtymistä (Vuori 1998).

Veden happamuus vaikuttaa metallien liukoisuuteen ja kemialliseen muotoon, josta puolestaan riippuu metallien myrkyllisyys; alumiini (Al) on tästä hyvä esimerkki (Driscoll & Postek 1996). Happamuuden myötä kaloille myrkyllisten Al-muotojen eli lähinnä epäorgaanisen, liukoisen alumiinin osuus kasvaa. Alumiinin ja alhaisen pH:n haitallinen yhteisvaikutus on sitä suurempi mitä happamampaa vesi on. Kuitenkin hyvin happamassa, pH:n ollessa alle 4,5, alumiini voi hidastaa myrkyvaikutusten ilmaantumista, millä on merkitystä ohimenevässä, lyhytaikaisessa happamuuspiikissä.

Veden kovuus eli kalsium- ja magnesiumpitoisuus vaikuttavat metallien myrkyllisyyteen ja siihen, missä pH:ssa haitallisia vaikutuksia ilmenee. Toisaalta veden happamoitumiseen usein liittyy kalsiumpitoisuuden pieneneminen, mikä pahentaa

happamuuden ja ilmeisesti myös alumiinin haitallisia vaikutuksia. Kalsiumilla on tärkeä merkitys monissa fysiologisissa prosesseissa, kuten esimerkiksi hengitysepiteelin läpäisevyydessä (Marshall 1985, Wood 1989), koska vety- ja alumiini-ionit kilpailevat kalsiumin kanssa sitoutumispaikoista hengitysepiteelissä (Reid 1995).

Luonnon olosuhteissa metallien myrkkyyvaikutuksissa on yleensä kyse niiden yhteisvaikutuksista. Yksittäisen metallin pitoisuus ei välttämättä ole suurentunut kuolleisuutta aiheuttavaksi, vaan useat metallit lisäävät toistensa myrkkyyvaikutusta. Useilla metalleilla ilmiö on pH-riippuvainen. Jotkut metallit myös vähentävät toistensa myrkyllisyyttä, mutta happamassa ympäristössä oleellista on tärkeimpien vaikuttavien metallien myrkyllisyyden pH-riippuvuus. Tärkeimpinä metalleina voidaan pitää alumiinia, kuparia ja sinkkiä, koska niiden yhteisen myrkyllisyyden kaloille on todettu olevan yhtä suuri kuin seoksen, jossa niiden lisäksi oli mangaania, nikkeliä, rautaa ja lyijyä (Spry & Wiener 1991).

Kalojen ja muiden eliöiden kannalta oleellisia ovat ääri-ilmiöt eli happamuuden ja metallipitoisuuksien maksimiarvot, kuten pienin pH-arvo ja metallin suurin pitoisuus; keskiarvopitoisuuksilla ei tässä mielessä välttämättä ole niin paljon merkitystä. Kuitenkin hyvin lyhytaikaisesta altistuksesta akuutisti tappavalle metallipitoisuudelle tai pH:lle osa kaloista saattaa toipua, ja toisaalta ne kestävät lyhytaikaisia ei-tappavia ”piikkejä” peräkkäin toistuvina paremmin kuin jatkuvaa altistumista. Näiden maksimiarvojen havaitseminen ei onnistu kuin tiheällä seurannalla, käytännössä automaattisella mittausasemalla tai biologisella monitoroinnilla. Jokivesien kuljettamat metallit voivat kuitenkin jäädä myös jokisuistojen pohjasedimentteihin ja aiheuttaa haittoja myöhemmin (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007).

5.2

Vesikasvillisuus ja pohjalevästö

Happamien sulfaattimaiden aiheuttamia ekologisia vaikutuksia vesikasveihin on tutkittu vain vähän (Fältmarsch ym. 2008). Esimerkiksi vesisammalten kyvystä kestää metalleja tiedetään jo jonkin verran (luku 4.3), mutta suurentuneiden metallipitoisuuksien ja lisääntyneen happamuuden merkitystä vesisammalten kasvuun ja lisääntymiseen ei tunneta.

Meriläinen (1989) tutki vesikasvillisuutta happamuudesta kärsivän Kyrönjoen suistoalueella. Sisäsuistoalueella kasvillisuus on runsasta, myös eniten happamuudesta kärsineillä alueilla. Yleisiä lajeja tällä alueella ovat järviruoko (*Phragmites australis*), järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*), pohjanlumme (*Nymphaea candida*) ja ulpukka (*Nuphar lutea*). Nämä lajit siis näyttäisivät kestävän happamuutta sekä metallien, erityisesti alumiinin, suuria pitoisuuksia. Toisaalta alueella on suuri ravinnepitoisuus, mikä voi lieventää alumiinin haitallisia vaikutuksia.

Happamuutta on jonkin verran tutkittu happamissa järvissä, joista on löytynyt runsaasti rahkasammalia (*Sphagnum*) ja rentovihvilää (*Juncus bulbosus*) ja näiden lajien tiedetään sietävän hyvin happamuutta. Kyseisiä lajeja ei kuitenkaan löytynyt Kyrönjoesta. Näyttäisi kuitenkin siltä, että happamuus ja suuri metallikonsentraatio ovat jonkin verran rajoittaneet joidenkin lajien esiintymistä sisäsuistoalueella, sillä jotkin herkät lajit puuttuivat sisäiseltä, happamalta suistoalueelta (Meriläinen 1989).

Piilevälajit reagoivat vahvasti ympäristönsä happamuuteen, sillä vain harvat lajit esiintyvät sekä happamissa että alkalisissa vesissä. Van Dam ym. (1994) pH-luokittelussa happamissa vesissä esiintyvät lajit on jaettu asidobiontteihin ja asidofiilisiin lajeihin. Länsi-Suomen jokivesissä asidobionteista lajeista, joiden optimaalinen esiintyminen on alle 5,5 pH:ssa, tyypillisimpiä ovat *Eunotia exigua* ja *Frustulia crassinervia*. Asidofiilisiä lajeja, jotka esiintyvät pääosin alle pH 7:ssä, sen sijaan esiintyy useita.



Kuva 10. Virtavesien pohjalevästö (kuvassa *Nitella* sp. Siikajoen yläjuoksulta) muuttuu herkästi vesien happamoituessa. (Kuva K.-M. Vuori)

Metallien vaikutuksia piileviin on tutkittu niiden esiintymisen (Besch ym. 1972, Ivorra ym. 2002, Hallihan & Roeder 2011) sekä epämuodostumien avulla (Dickman 1988, Falasco ym. 2009). Länsi-Suomen jokivesissä esiintyneistä lajeista esim. *Melosira varians* ja *Gomphonema parvulum* ovat Ivorra ym. (2002) mukaan herkkiä sinkin suurentuneille pitoisuuksille, mutta eivät kadmiumille. Kuparin, sinkin ja kadmiumin on havaittu eniten vaikuttavan epämuodostumien esiintymiseen (Falasco ym. 2009).

Ivorra ym. (2002) mukaan *Achnanthydium minutissimum* lajin suhteellinen osuus yhteisössä puolestaan kasvoi, kun sinkki- ja kadmiumpitoisuudet olivat suuret. *Achnanthydium minutissimum* on hyvin yleinen laji jokivesissä ja monet piileväindeksit pitävät sitä hyvän veden laadun indikaattorina. Suomessa on CATERMASS-hankkeen yhteydessä kerätty laaja piileväaineisto, joka tulee tuottamaan merkittävästi lisätietoa happamien sulfaattimaiden vaikutuksista piileväyhteisöihin.

5.3

Pohjaeläimet

Jokien pohjaeläimet

Happamien sulfaattimaiden vaikutusalueen jokien selkärangattomien lajirunsaus on useiden tutkimusten valossa köyhtynyt ja herkäät lajit puuttuvat. Näillä alueilla pohjaeläimet altistuvat suurille raskasmetallien pitoisuuksille, mikä aiheuttaa sekä suoria

että epäsuoria vaikutuksia. Suorat vaikutukset liittyvät metallien suurentuneista altistuspitoisuuksista seuraaviin solu- ja aineenvaihduntamuutoksiin. Epäsuorista vaikutusmekanismeista voidaan mainita lajien käyttäytymisen ja kilpailutilanteen sekä ravinnon ja habitaatin laadun muutokset esimerkiksi rautasaostumien vuoksi (Vuori 1995a). Happamien sulfaattimaiden kuormittamisessa vesissä on havaittu esimerkiksi vesiperhosten (heimo Hydropsychidae) käyttäytymiseen liittyviä muutoksia, kuten virheitä pyyntiverkon kudonnassa ja rakenteessa (mm. Vuori 2002, Kanckos 2003). Pyyntiverkko on näillä vesiperhostoukilla olennainen väline ravinnonhankinnassa. Lestijoen suhteellisen puhdasvetisen yläosan alueella verkon rakennevirheitä havaittiin vähemmän kuin HS-maiden kuormittamilla alueilla (Vuori 2002).

Alhaisen pH:n lisäksi metallien, etenkin alumiinin mobilisoituminen vaikuttaa pohjaeläinten runsauteen ja levinneisyyteen happamien sulfaattimaiden kuormittamisessa vesissä (Meriläinen 1989, Vuori 1995b ja 1996). Selkärangattomien vasteet vaihtelevat happamuusongelman vakavuuden ja keston mukaan (Fältmarsch ym. 2008). Monet vesiperhoslajit (*Trichoptera*) kestävät hyvin happamuutta ja siihen liittyvää altistumista alumiinille. Alumiiniyhdisteiden on todettu olevan myrkyllisimpiä vesieliöille pH-arvojen ollessa noin 4,5-5, mikä voi johtua toksisempien alumiinimuotojen, kuten monomeerisen labiilin alumiinin runsastumisesta. Kenttäkokeet osoittavat, että happamissa oloissa alumiini on myrkyllinen herkille joen selkärangattomille jo paljon pienempinä pitoisuuksina kuin laboratorioaltistuksessa. Taustalla vaikuttanee luonnossa esiintyvien stressitekijöiden moninaisuus, kuten altistuminen useiden eri metallien seoksille.

Happamuudesta ja suurista metallipitoisuuksista kärsivillä alueilla vesihyönteisissä esiintyy morfologisia epämuodostumia ja muutoksia. Näitä ovat mm. vesiperhosten anaalipapillien ja kidusten rakenne- ja värimuutokset (Vuori & Kukkonen 2002, Lassila 2004, Posti 2006). Alumiini (Al^{3+})-ionien kertyminen vesiperhostoukkien anaalipapillien epiteelisoluihin on todennäköisesti taustalla näihin epämuodostumiin (Vuori 1996). Anaalipapillien epiteelisolut pystyvät ottamaan sisäänsä elektrolyyttejä ja korvaamaan siten solujen väkevämmästä suolapitoisuudesta johtuvaa ionien hävikkiä toukkia ympäröivään makeampaan veteen. Tämä lisääntynyt alumiinin kertyminen ioninsäätelyelimiin voi olla osaltaan syynä lajiston muutoksiin happamissa vesissä. Alumiini voi vaikuttaa toukkiin myös kidusten kautta. Tämä näkyi Vuoren (1996) alumiinialtistuskokeessa valkoisena sakkana kidusten pinnoilla.

Vuoren ja Kukkonen (1996) tutkimuksessa, jossa verrattiin epämuodostuneiden ja normaaleiden vesiperhosenkokoisten metallipitoisuuksia, havaittiin epämuodostuneilla yksilöillä huomattavasti suurempia alumiinipitoisuuksia kuin normaaleilla vesiperhostoukilla. Alumiinin kertyminen vaikuttaisi siis olevan osallisena epämuodostumien syntyyn. Useiden tutkimusten valossa näyttäisi siltä, että alumiini on happamissa oloissa toksisuusvaikutusten synnyssä tärkeämpi tekijä kuin kadmium tai kupari. Kadmiumin on kuitenkin useissa tutkimuksissa todettu myös vaurioittavan vesieliöiden ioninvaihtoelimiä. Vuoren (1994) kadmiumaltistuskokeessa kävi ilmi, että noin puolella suuremmille kadmiumpitoisuuksille altistuneista vesiperhosenkokoisista oli jälkeenjääneisyyttä koteloitumisessa, joten vakavien anaalipapillivaurioiden voidaan päätellä johtavan lisääntymisen epäonnistumiseen. Happamien sulfaattimaiden kuormitus aiheuttaa tyypillisesti altistumisen yhtäaikaaisesti useiden eri metallien suurentuneille pitoisuuksille. Näiden yhdysvaikutuksia luonnon altistusoloissa ei ole juurikaan tutkittu.

Siirtokokeet Pohjanmaan jokivesistöissä vesiperhosten toukilla osoittivat, että jotkin herkimmät lajit eivät selvinneet alhaisesta pH-arvosta ja suurista metallipitoisuuksista, kun taas paremmin happamuutta sietävät lajit, jotka olivat kasvaneet happamien sulfaattimaiden vaikuttamisessa vesissä, sietivät happamuutta paremmin. Populaation alkuperällä on siis vaikutusta sietokykyyn (Vuori 1996, Petrin ym. 2008).



a)



b)

Kuva 11. Normaali (a) ja vaurioitunut (b) vesiperhosen toukka, jolla kidustummentumia. (Kuvat A. Vuorenmaa ja Vesa Vuori)

Myös merkittäviä lajikohtaisia eroja vesiperhostoukkien alhaisen pH:n ja suuren alumiinipitoisuuden sietokyvyssä on raportoitu useissa tutkimuksissa. Erot johtuvat todennäköisesti lajien erilaisista aineenvaihduntaan liittyvistä sopeumista. Esimerkiksi Vuoren (1994) tutkimuksessa *Hydropsyche siltalai* kesti paremmin kadmiumaltistusta kuin *Hydropsyche contubernalis*, mutta *H. siltalai* osoitti morfologisia muutoksia myös kiduksissa. Lajeista *H. siltalai* vaatii paljon happea ja suosii nopean virtauksen paikkoja, kun taas *H. contubernalis* sietää vähäistä happipitoisuutta ja metaboliavaatimukset ovat muutenkin laajemmat kuin ensin mainitulla lajilla.

Suistoalueiden pohjaeläimet

Happamien sulfaattimaiden jokisuistoista on niukasti pohjaeläimiä koskevaa tutkimustietoa. Meriläisen (1989) tutkimuksissa Kyrönjoen suistoalueella havaittiin, että suiston sisäosissa eläimistö on lajistoltaan köyhää ja biomassa vähäinen. Alueelta puuttuivat happamuudelle herkiksi tunnetut luokat ja lahkot kuten kotilot (*Gastropoda*), simpukat (*Lamellibranchiata*), päivänkorennot (*Ephemeroptera*) ja juotikkaat (*Hirudinea*). Muunnoslimakotiloa (*Radix peregra*) pidetään happamuutta parhaiten sietävänä kotilona suomalaisissa järvissä (pH minimi 5,3 ja keskiarvo 5,7). Sitä tavattiin Kyrönjoessa noin kymmenen kilometrin matkalla joen suulta merelle päin. Kotilot todennäköisesti viihtyisivät hyvin joessa, sillä esimerkiksi jokiveden kalsiumpitoisuus on niille suotuisa, mutta ne eivät Meriläisen mukaan siedä happamuusjaksoja. Sisimmät havainnot simpukoista suistoalueella olivat noin kuuden kilometrin päässä jokisuulta merelle päin, jossa havaittiin hernesimpukoihin kuuluva *Pisidium casertanum*. Meriläisen ja Hynysen (1989) happamien järvien tutkimuksessa tämän lajin on todettu sietävän kaikista siinä tavatuista kahdestatoista simpukkalajista parhaiten happamuutta (pH-minimi 4,5 ja keskiarvo 5,0). Yleensä lajirikkaita ryhmiä kuten surviaissäasket (*Chironomidae*) ja vesipunkit (*Hydracarina*) tavattiin hyvin vähän sisäisellä suistoalueella. Harvasukasmatoihin kuuluva *Limnodrilus hoffmeisteri* oli runsain laji suiston sisäosissa sekä makro- että meiobenthosfaunassa. Järvien happamuustutkimuksessa lajia ei tavattu pH-arvojen ollessa alle 4,7 ja keskiarvon 5,3 (Meriläinen 1989). Laji kuitenkin näyttäisi selviytyvän suistojen olosuhteissa, joita luonnehtii jaksottainen happamuus.

Keski- ja ulkosuistoalueella lajimäärät olivat sisäosia selvästi runsaampia. Meriläinen (1989) päätteli tämän johtuvan esimerkiksi suolaisuudesta ja sedimentin laadusta, jotka olisivat näillä alueilla tärkeitä lajiston ja runsauden määrittäjiä.

Yleistä happamuuden kalastovaikutuksista

Kalalajien määrä yleensä vähenee vesistön happamoitumisen seurauksena lajikohtaisen sietokyvyn määräämässä järjestyksessä. Happamoituvista vesistä katoavat todennäköisesti ensimmäisinä särki, made ja lahna pH:ssa 6–5,5 (Tuunainen 1991). Poleon ym. (1997) happamuus- ja alumiinialtistuskokeissa herkkyysjärjestys oli seuraava: lohi, särki, muttu, ahven, harjus, taimen ja nieriä. On huomattava, että näillä kaikilla lajeilla havaittiin kyseisessä altistuksessa (labiili Al 300 µg/l pH:ssa 5,1) merkittävää kuolleisuutta. Keski-Suomen ja Pohjanmaan jokien sähkökalastusaineiston perusteella herkimpiä happamuudelle olivat taimen, särki ja made, kun taas kestävimpiä olivat kiiski ja hauki (Sutela ym. 2010). Särjen puuttuminen kahdesta Keski-Suomessa sijaitsevasta järvestä (pH 5,1) pääteltiin johtuneen happamoitumisesta (Tuunainen ym. 1990). Vaellussiikakannan säilyminen elinkelpoisena edellyttää veden pH:n jatkuvaa pysymistä yli 5,5:n. Parhaiten happamuutta kestävät yleensä ahven, kiiski ja hauki, jotka häviävät vasta pH:n laskiessa 4–4,5:n tienoille (Tuunainen 1991). Kyrönjoen suistoalueella lahnanpoikasia ei tavattu alueelta, missä pH oli alle 5,3 (Urho ym. 1990) ja viikon ikäisten särjenpoikasten eloonjäännin kannalta kriittinen raja oli pH 5,2 (Hudd ym. 1984). Minkään kalalajin poikasia ei tavattu alueelta, missä pH oli 4,7 (Urho ym. 1990). Yleensä kaikki kalat kuolevat, jos pH laskee neljään. EU:n kalavesidirektiivin mukainen suositus happamuuden suhteen on 6–9 sekä lohi- että särkipitoisille vesille (Neuvoston direktiivi 78/659/ETY), mutta pH-alueita 6,7–8,6 pidetään yleensä optimaalisena kalapopulaatioille (Alabaster & Lloyd 1980).

Happamuuden ja metallien yhteisvaikutuksen voimakkuus riippuu paitsi kalalajista, myös kalan elämänsä vaiheesta sekä muusta veden laadusta kuten elektrolyyttien, erityisesti kalsiumin, ja humusaineiden pitoisuuksista. Sen vuoksi tarkkoja tappavia tai haitallisia pH-arvoja ei voida antaa. Yleensä aikuiset kalat kykenevät hakeutumaan parempiin oloihin lyhytkestoisten happamuusjaksojen ajaksi, mutta tällainen vaeltaminen merkitsee kalalle ylimääräistä fyysistä rasitusta ja energiavarojen käyttöä. Aikuiset kalat myös sietävät happamia oloja paremmin kuin varhaiset elämänsä vaiheet (Alabaster & Lloyd 1980). Happamien olojen on todettu olevan haitallisimpia kalojen alkionkehityksen varhaisvaiheissa, erityisesti ruskuaispussivaiheen aikana (Rask 1984, Tuunainen ym. 1991). Äkillinen ohimenevä happamuuspiikki voi kuitenkin olla haitallinen myös aikuisille kaloille ja vanhemmille poikasille, kun kiduksiin voi tällaisissa oloissa saostua metalleja. Kutunousun on todettu pysähtyvän tai estyvän sekä kutuajan muuttuvan happamien valuntavesien takia (Hudd ym. 1984).

Kalojen on todettu sietävän paremmin happamoitumista humuspitoisissa vesissä kuin kirkkaissa vesissä (Henriksen ym. 1998). Humuksinen, kemiallisesti stabiili vesi voi sisältää jopa useita milligrammoja rautaa litrassa ilman että se olisi myrkyllistä kaloille (Steffens ym. 1993, Lappivaara ym. 1999). Humusaineet vähentävät metallien myrkyllisyyttä, koska humushapot muodostavat komplekseja metallien kanssa (Gensemer & Playle 1999).

Humus suojaasi muun muassa taimenta raudan happamassa vedessä aiheuttamilta kidusvaurioilta (Peuranen ym. 1994), ja myös harjuksen ja taimenen ruskuaispussipoikasia alumiinin ja raudan myrkyvaikutuksilta (Vuorinen ym. 1998). Myös taimenen poikasten eloonjäanti oli hyvä Luutajoessa keväällä 1988, vaikka pH kävi hetkellisesti alle viidessä ja jokivedessä ei ollut enää puskurikykyä (Tuunainen ym. 1990). Luutajo-

en veden väri oli samanaikaisesti yli 100 mg Pt/l, joten veden humuspitoisuus saattoi Tuunaisen ym. (1990) mukaan suojata lajin herkkiä kehitysvaiheita happamuuden ja metallien yhteisvaikutukselta. Myös Hesthagen ym. (2008) havaitsivat Norjassa järvitaimenvesien happamuuden neutralisointiin tarvittavan kapasiteetin (ANC, acid neutralizing capacity) kasvaneen kolminkertaiseksi vuosien 1986 ja 1995 välillä. He arvelivat tämän johtuvan järvien kasvaneesta orgaanisesta kuormituksesta.

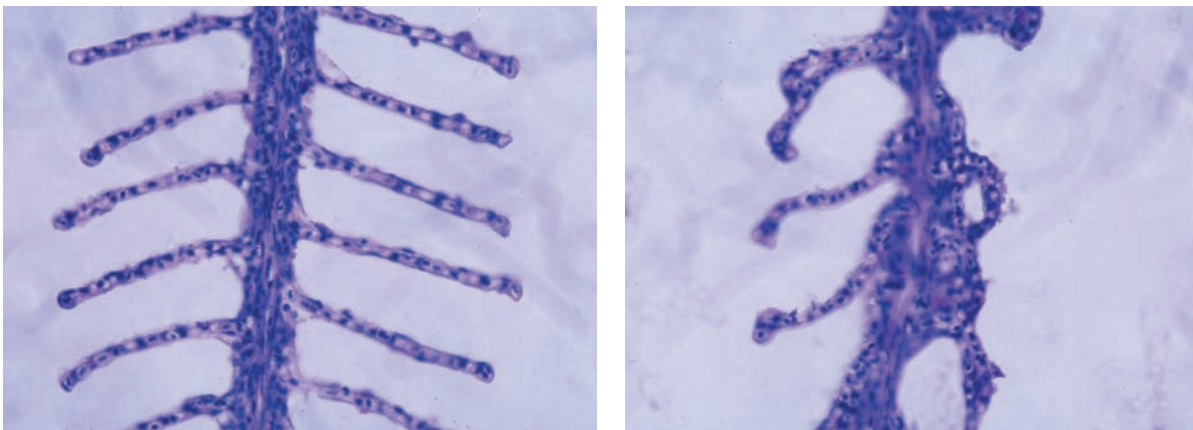
5.4.2

Hengitys ja ionisäätely

Kalalajin happamuudensietoon nähden liian happamassa vedessä kalojen ionitasapaino häiriintyy, jolloin kala menettää enemmän suoloja kuin se pystyy niitä ottamaan ympäröivästä vedestä (Keinänen ym. 1998, Keinänen ym. 2000). Aikuisella kalalla ilmiö on todettavissa veriplasman natrium- ja kloridipitoisuuden pienenemisenä (Booth ym. 1988) ja poikasissa koko kehon pienempinä ionipitoisuuksina (Keinänen ym. 1998). Alumiini pahentaa näitä vaikutuksia. Kala voi kompensoida fysiologisesti suolojen menetystä kasvattamalla veren sokeripitoisuutta, jolloin plasman ionien vuoto vähenee (Vuorinen 2000 viitteineen).

Kala pystyy sopeutumaan lievään happamuteen, mutta kuluttaa silloin enemmän energiaa, mikä näkyy suurempana hapenkulutuksena (Keinänen ym. 2000). Jos Al-pitoisuus ei ole ollut liian suuri, kalat ovat pysyneet hengissä, vaikka niiden plasman ionipitoisuudet ovat olleet 80–85 % normaalista (Audet ym. 1988, Vuorinen ym. 2004). Toisaalta veriplasman kloridipitoisuuden lyhytaikainenkin pieneneminen 35 prosentilla on saattanut johtaa kalan kuolemaan (Tuunainen ym. 1991).

Äkilliset happamuuden muutokset etenkin alumiini- ja/tai rautapitoisissa vesissä aiheuttavat hengitysvaikeuksia ja voivat johtaa kalakuolemiin. Keväisten sulamisvesien tai runsaiden sateiden myötä vesistön fysikaaliskemiallinen stabiliteetti muuttuu äkisti, jolloin alumiinia tai rautaa voi sakkautua kidusten pinnalle (Lehtinen & Klingstedt 1983). Kala yrittää suojautua hengitysveden haitallisilta aineilta lisäämällä kidusten limaneritystä (Exley ym. 1991, Perry & Laurent 1993). Tällöin kuitenkin hengityskaasujen diffuusiomatka pitenee, mikä vaikeuttaa hengitystä. Myös veden lämpötila vaikuttaa: vaikka kylmässä vedessä kalojen hapentarve on pienempi ja hapen liukoisuus suurempi, metallialtistuksesta syntyneiden kidusvaurioiden ja ionisäätelyn korjaantuminen on kylmässä vedessä (3 °C) hitaampaa kuin lämpimämmässä (13 °C) vedessä (Peuranen ym. 2003). Toisaalta laboratoriokokeissa taimenten



Kuva 12. Oikealla pahoin vaurioitunutta nuoren harjuksen kidusta, jossa kiduslehti on paksuuntunut ja kiduslehdykät ovat suurimmaksi osaksi liimautuneet toisiinsa. Harjuksia oli altistettu raudalle (2 mg/l) ja alumiinille (0,2 mg/l) lievästi happamassa (pH 6) humuksettomassa vedessä kolmen päivän ajan. Vasemmalla on harjuksen normaalia kidusta. (Kuvat Seppo Peuranen)

uintiaktiivisuus heikkeni lämpötilassa 15 °C jo pH:ssa 4,5, kun taas lämpötilassa 5 °C taiminen uintikyky heikkeni vasta pH:ssa 4,0 (Butler ym. 1992).

Alumiini voi tilapäisesti estää vetyionien sitoutumisen kiduksissa ja siten hidastaa happamuuden haittavaikutusta hyvin happamassa vedessä (pH 4–4,5) (Keinänen ym. 1998). Alumiini on silti kaloille myrkyllistä joutuessaan ennen pitkää solun sisään (Vuorinen ym. 1990, Exley ym. 1991). Pii ja orgaaniset hapot voivat estää Al-ionin sitoutumista kiduksissa ja vähentää alumiinin myrkyllisyyttä hidastamalla sen joutumista soluun. Alumiini, riippuen sen pitoisuudesta, on alle pH:ssa 5,5 enemmän vapaana Al-ionina ja fluorokomplekseina kuin kompleksoituneena humukseen (Driscoll & Postek 1996), joten pieni alumiinipitoisuus ei humuksisessa vedessä aiheuta haittavaikutuksia, jos veden kalsiumpitoisuus on kohtalainen. Vetyionit kilpailevat kalsiumin sitoutumispaikoista hengitysepiteelin pinnalla, jolloin epiteelin läpäisevyys kasvaa happamassa vedessä sitä herkemmin mitä pienempi veden kalsiumpitoisuus on (Exley ym. 1991).

Happamuuden on todettu myös hidastavan joidenkin kalalajien, kuten siian kasvua (Vuorinen ym. 1990). Kaloille voi aiheutua myös stressaantumista, joka näkyy esimerkiksi veren glukoosipitoisuuden kasvuna (Vuorinen ym. 2003).

5.4.3

Lisääntyminen

Aikuisten kalojen altistuminen happamuudelle ja metalleille havaitaan kenties selvimmin niiden sukukypsyysvaiheeseen ja lisääntymiseen liittyvinä häiriöinä. Happamuudelle ja suurentuneelle alumiinipitoisuudelle altistuminen voi vaikuttaa sukupuolihormonien tuottoon ja niiden vaikutuksiin. Vitellogeneesi eli ravintoaineiden siirtyminen emokalan elimistöstä kehittyvään munasoluun vararavinnoksi voi häiriintyä (Roy ym. 1990), jolloin munasolut jäävät normaalia pienemmiksi tai niitä kehittyy vähemmän. Koiraissakin testisten kehitys ja palautuminen kudusta voivat hidastua.

Jos aikuiset kalat altistuvat subletaalille (ei-tappavalle) happamuudelle ja alumiinille pitkän aikaa ennen kutua, munasolujen kypsyminen ja kutu viivästyvät tai voivat estyä kokonaan (Vuorinen 2000). Jos osa munasoluista jää happamassa ympäristössä kypsymättä, kokonaishedelmällisyys pienenee (Mount ym. 1988, Vuorinen ym. 2003) ja potentiaalinen jälkeläistuotto heikkenee.

Happamuuden on todettu viivästyttävän ainakin kirjolohen, muikun, puronierjän ja siian munasolujen kypsymistä ja/tai kutua (Tam & Payson 1986, Weiner ym. 1986, Vuorinen ym. 1990, Tuunainen 1991, Vuorinen ym. 2003). Myös happamuutta muita lajeja paremmin kestävä ahvenen lisääntymisen on todettu häiriintyvän ja kantojen taantuvan veden pH:n laskiessa pitkäaikaisesti alle viiden (Lappalainen ym. 1988, Raitaniemi ym. 1988). Kudun viivästyminen voi etenkin syyskutuisilla kaloilla johtaa poikasten kuoriutumiseen keväällä epäedulliseen aikaan ravinto- tai petoeläintilanteen kannalta. Kevätkutuisilla kaloilla kudun viivästyisestä voi aiheutua ongelmia myös alkioiden hapensaannille: munankuori ja perivitelliineste muodostavat esteen hengityskaasujen vapaalle diffuusiolle, ja kehityksen vilkastuessa liian lämpimässä vedessä hapensaanti ei ole riittävää, jolloin alkionkehitys häiriintyy (Cingi ym. 2010).

Kalojen mätimunien hedelmöityminen onnistuu happamassa vedessä huomattavasti nopeammin kuin neutraalissa vedessä, koska siittiöt liikkuvat happamassa huomattavasti nopeammin ja lyhyemmän aikaa (Daye & Glebe 1984, Urho ym. 1984). Mädin hedelmöityminen voi jäädä tapahtumatta juuri siittiöiden huonon liikkumisen vuoksi, koska veteen laskettu mätimuna aktivoituu heti eli se alkaa turvota ja kuori kovettua sulkien samalla hedelmöityskanavan. Kuorireaktiossa solukalvon alaiset kolloidit vapautuvat ja niiden vaikutuksesta vettä imeytyy osmoottisesti ympäristöstä munan kuoren ja

solukalvon väliin, jolloin muodostuu nesteen täyttämä ontelo, jossa alkio kehittyy (perivitelliiniontelo ja perivitelliinineneste).

Perivitelliininenesteen pH on normaalisti hieman korkeampi kuin sitä ympäröivässä vedessä (ks. Keinänen 2002 viitteineen), mikä suojaa kehittyvää alkiota lievästi happamassa vedessä. Munien kuorireaktio voi happamassa ja metallipitoisessa vedessä jäädä osittaiseksi tai estyä, mikä näkyy munien pienempänä läpimittana (von Westernhagen 1988, Keinänen ym. 2003). Alkionkehitys vaikeutuu, kun suojaavan perivitelliininenesteen määrä jää vähäiseksi ja alkioille jää liian vähän tilaa kasvamiseen (ks. Keinänen 2002 viitteineen). Esimerkiksi vaellussiian hedelmöitymistulos heikkeni happamuuden kasvaessa vähäionisessa humuksettomassa vedessä, ja lisäksi alumiini heikensi hedelmöitymistulosta (Keinänen ym. 2003). Useimpien kalalajien mädin hedelmöityminen epäonnistuu kokonaan, jos veden pH on lähellä neljää (Tuunainen 1991).

Happamuus on varsinkin happamuudelle herkkien lajien alkioille hyvin haitallista etenkin heti hedelmöitymisen jälkeen (Keinänen ym. 2004). Solunjakautuminen on silloin vilkasta, ja häiriöt solun jakautumisissa ja gastrulaatiossa johtavat kehityksen pysähtymiseen tai myöhemmin ilmeneviin kehityshäiriöihin (Keinänen 2002, Cingi ym. 2010).

5.4.4

Varhaisvaiheiden kehitys

Poikasten kuoriutuminen voi viivästyä tai estyä happamassa vedessä kuoriutumisenentsyymin aktiivisuuden tai/ja erityksen heiketessä. Alkiovaiheen lopulla alkion pääpuolen rauhasten erittämä kuoriutumisenentsyymi sulattaa munankuorta sisältäpäin. Entsyymi toimii parhaiten neutraalissa tai emäksisessä pH:ssa. Happamassa ympäristössä entsyymi ei pysty sulattamaan kuorta hyvin, ja lisäksi, jos kuorireaktio on jäänyt osittaiseksi, alkio ei pysty liikkeillään levittämään entsyymiä koko perivitelliinitalaan. Kuori saattaa jäädä niin paksuksi, ettei kuoriutuva poikanen pysty liikkeillään rikkomaan kuorta. Laboratoriokokeissa happamassa vedessä voikin usein nähdä osittain kuoriutuneita kuolleita poikasia. Happamuutta hyvin kestävien lajien kuten hauen tai ahvenen kuoriutuminen voi viivästyä tai estyä, vaikka alkionkehitys olisi onnistunutkin (Tuunainen 1991, Keinänen ym. 2004). Happamissa metalleja sisältävissä kaivosjätevesissä hauenpoikasten kuoriutumisen aikainen kuolleisuus olikin paljon suurempaa kuin alkiovaiheen kuolleisuus (Duis & Oberemm 2000b).

Happamille vesille tyypillinen pienentynyt kalsiumpitoisuus yleensä pahentaa happamuuden ja suurentuneen Al-pitoisuuden vaikutuksia alkioihin ja vastakuoriutuneisiin poikasiin, mutta eri lajien välillä on eroja kalsiumriippuvuudessa (Ingersoll ym. 1990). Osa muikun poikasista jäi kuoriutumatta pH:ssa 5,5 vähäionisessa vedessä, jossa ei ollut metalleja (Duis & Oberemm 2000a). Alumiini oli hauen, siian ja särjen vastakuoriutuneille poikasille myrkyllisempää kuin munankuoren suojaamille alkioille (Keinänen 2002). Kaiken kaikkiaan alumiinin ja muidenkin metallien suuri pitoisuus vedessä ilmeisesti heikentää hautoutumistulosta. Äkillinen veden happamuuden muuttuminen voi saostaa humusaineita ja metalleja munien päälle, jolloin alkioiden kehitys häiriintyy hengityskaasujen vaihtumisen hankaloituessa.

Korsu ym. (2003) havaitsivat Rautavaaran jokien happamuusselvityksessä, että taimenen mädistä oli elossa enää 11–27 %, kun veden happamuus oli alimmillaan eli pH 4,8–5,6. Vastaavasti lähempänä neutraalia olevilla paikoilla elossa oli 58 %. Samoilla alueilla kevätkutuisen harjuksen mädistä happamissa paikoissa oli elossa 0–2 %, kun taas neutraalimmissa paikoissa elossa pysyi 18 %.

Lajien väliset erot herkkyydessä happamuudelle johtuvat ionenvaihtonopeuden eroista. Särjen natriumin menetystä kompensoiva natriuminotto oli 3–4-kertainen ver-

rattuna haukeen, vaikka särjen ja hauen natriuminotto estyi suhteellisesti yhtä paljon pH:ssa 5 eri Al-pitoisuuksissa (Keinänen ym. 2004). Sekä hauki että särki pystyivät sopeutumaan lievästi happamaan veteen, jos vedessä ei ollut merkittävästi alumiinia (Keinänen ym. 2000). Tällöin energian kulutus kuitenkin kasvoi. Veden kalsiumin vähyys lisää ja nopeuttaa happamuuden ja alumiinin haitallisia vaikutuksia (Keinänen ym. 1998, 2004, Keinänen 2002).

Ruskuaispussipoikasilla ionien menetys johtaa aineenvaihdunnan hidastumiseen ja passiivisuuteen, mikä näkyy ruskuaisen hitaampana kulumisena ja uintiaktiivisuuden vähenemisenä (Keinänen ym. 2000, Keinänen ym. 2004). Happamuuden on havaittu hidastavan kaikkien tutkittujen lajien, esim. hauen, siian, peledsiian, taimenen, lohen ja särjen poikasten ruskuaispussista saaman ravinnon imeytymistä sekä poikasten kasvua ja uintiaktiivisuutta (Tuunainen ym. 1990, Tuunainen 1991, Vuorinen ym. 1993, Keinänen 2002 viitteineen). Toisaalta aineenvaihdunnan hidastuminen auttaa ruskuaispussipoikasia selviämään ohimenevästä altistumisesta, koska ionien menetys vähenee. Pitkäaikaisessa happamuus/alumiinialtistuksessa ruskuaispussipoikasten kehitys kuitenkin väistämättä hidastuu ja aktiivisuus vähenee ennakoiden kuolemaa (ks. Keinänen 2002 viitteineen).



Kuva 13. Vaellussiian poikanen, jolla vielä jäljellä ruskuaispussin vararavintoa. (Kuva Marja Keinänen).

Kidusten kehittyessä hapenotto ja ionisäätely kidusten kautta kasvavat. Kuitenkin vielä ruskuaispussivaiheen lopussa ihon osuus näissä toiminnoissa on huomattava. Siksi ruskuaispussipoikaset ovat kestävämpiä äkilliselle ohimenevälle happamuudelle kuin vanhemmat poikaset ja aikuiset kalat, joilla kidukset hoitavat ionisäätelyn ja hengityksen. Ruskuaispussivaiheen lopulla alumiinia voi helpommin sakkautua kiduksiin, jos veden alumiinipitoisuus on suuri tai pH:ssa tapahtuu äkillisiä muutoksia.

5.4.5

Poikasvaihe

Käytettyään ruskuaispussinsa loppuun virtakutuisen kalalajin poikanen kykenee uimaan entistä paremmin ja siirtymään kutusoraikosta poikasalueelle. Uintikyvyn kehityttyä poikanen kykenee osoittamaan myös erilaisia käyttäytymisvasteita, kuten karttamisreaktioita. Åtland ja Barlaupin (1996) mukaan lohen ensimmäisen vuoden poikaset karttoivat vesiä, joiden pH oli 4 ja 4,5, kun taas pH:ta 5 poikaset eivät enää karttaneet. Samassa tutkimuksessa happamuus aiheutti kalojen karttamisreaktion jo ennen niiden altistumista alumiinille. Happamuuden on todettu aiheuttavan myös kalanpoikasten uintikyvyn heikkenemistä (Ingersoll ym. 1990, Butler 1992), joka altistaa poikasen normaalia suuremmalle saalistukselle varsinkin jos se huuhtoutuu pois suojoapaikastaan. Lyhytaikainen happamuus (pH < 5 ja Al > 200 µg/l) aiheutti



Kuva 14. Joessa elävä lohien poikanen. (Kuva Panu Orell)

myös puronieriöiden poikasten siirtymistä alavirtaan ja suurempaa kuolleisuutta (Gagen ym. 1994). Paitsi happamuuden ja metallien määrä myös altistuksen kesto vaikuttavat eloonjääntiin (Hildén ja Hirvi 1987).

Smolttituumisvaiheessa eli muuttuessaan vaelluspoikasiksi (smolteiksi), lohikalat käyvät läpi lukuisia fysiologisia, morfologisia ja käyttäytymiseen liittyviä muutoksia. Niiden tarkoitus on valmistella poikasia selviytymään suolaisessa vedessä merivaelluksen aikana. Tämä elinympäristön vaihtuminen makeasta vedestä suolaiseen veteen edellyttää muun muassa muutoksia kalan kiduksissa, suolessa ja munuaisissa (McCormick ym. 1998). Äkillinen ohimenevä pH:n lasku jokiympäristössä (pH noin 5–6) tehdyissä sumputuskokeissa vahingoitti Atlantin lohien poikasten kiduksia ja häiritsi ionisäätelyä sekä smolttituumista lisäten myös kuolleisuutta (McCormick ym. 2009).

Lyhyenkin, jopa vuorokauden mittaisen altistuksen pH:ssa 6 on havaittu muutuvan Atlantin lohien smolttien ionitasapainoa. Myös lohismolttien kuolleisuuden havaittiin kasvavan pH:n laskiessa alle 5,8:n (Kroglund & Staurnes 1999). Smolttien ionitasapainossa ja aineenvaihdunnassa havaittiin selkeitä negatiivisia muutoksia pH:ssa 5,8–6,2 verrattuna yli pH:ssa 6,2 pidettyihin smoltteihin. McCormickin ym. (2009) sumputuskokeessa Atlantin lohien vaelluspoikaset kuolivat pH:n laskiessa alle kuuden; pH:ssa 6–6,2 poikasissa havaittiin selviä happamuuden aiheuttamia muutoksia ja vaurioita kiduksissa.

Vaikka kalanpoikaset ovat aikuisia herkempiä happamuuden vaikutukselle, niiden suoranaisia joukkokuolemia ei ole tiettävästi koskaan raportoitu. Pienet kalanpoikaset hajoavat kuoltuaan nopeasti. Yleisesti poikasten menetykset nähdään vasta vuosien

päästä kalansaaliiden romahtaessa, eikä ilmiötä enää välttämättä osata yhdistää tapahtuneeseen (Urho 1985).

Lohikalojen poikaset saattavat toipua happamuusaltistuksesta, mutta suoran kuolleisuuden lisäksi happamuudella saattaa olla vaikutuksia niiden myöhempiin elinvaiheisiin. Magee ym. (2003) havaitsivat kokeellisessa tutkimuksessaan Atlantin lohen vaelluspoikasten kuolleisuuden olevan 35 prosenttia suurempaa, kun ne oli altistettu tilapäisesti vedelle, jonka pH oli 5,2. Kroglund ym. (2001) pitivät Atlantin lohen poikasia pH:ssa 5,9 ja alumiinipitoisuudessa < 25 µg/l kolmen kuukauden ajan, jolloin poikasten meriveden sietokyky heikkeni, kiduksiin kertyi alumiinia ja syntyi vaurioita, sekä veren glukoosipitoisuus suureni. Poikaset kuitenkin palautuivat yhdeksässä päivässä, kun veden pH nostettiin kalkitsemalla arvoon 6,3.

5.4.6

Muutokset kalapopulaatioissa

Happamoitumisen vaikutukset näkyvät kalapopulaatioissa yleensä ikäluokkien puuttumisina tai niiden vaihtelevina yksilömäärinä sekä jopa kalakantojen taantumisenä tai häviämisenä (Hudd ym. 1984, Hudd ym. 1996). Lisääntymisen epäonnistuuessa ja nuorten ikäluokkien kadotessa kalayhteisön rakenne muuttuu ja vesistöistä saadaan saaliiksi enää isoja yksilöitä (Tuunainen ym. 1989). Esimerkiksi virtavesistöissä sulamisvesien aiheuttaman keväisen happamuuspiikin poikasten kuoriutumisaikaan on todettu tuhoavan poikaset jopa kokonaan, jolloin kyseinen ikäluokka jää populaatiosta puuttumaan (Hudd ym. 1993, Leskelä & Hudd 1993). Vaikutuksia populaatioihin voi aiheutua myös ravintoketjujen kautta, jos kaloille tärkeän ravintokohteen, kuten pohjaeläinten, yhteisöt vaihtelevat happamuuden vaikutuksesta.

Happamoituminen yleisesti heikentää poikasten eloonjäntiä sekä vähentää poikasmääriä. Lyhytaikaisen happamuuspiikin vaikutukset voivat olla huomattavia puskurikyvyltään heikoissa vesistöissä. Esimerkiksi Norjan 584 järven taimenpopulaatioiden tilaan olivat eniten vaikuttaneet veden kemiallisista ominaisuuksista pH, epäorgaaninen alumiini ja alkaliteetti (Bulger ym. 1993). Taimenpopulaatiot olivat hävinneet kokonaan järvistä, joissa veden pH oli keskimäärin 4,8, alumiinipitoisuus 133 µg/l ja alkaliteetti -0,016 mmol/l (Bulger ym. 1993).

Tutkimustiedot äkillisestä happamuuspiikistä toipumisesta ovat ristiriitaisia. Kevättulvien aiheuttaman happaman valumaveden huuhtoutuminen vesistöön samanaikaisesti kalojen lisääntymisen tai poikasvaiheiden esiintymisen kanssa aiheuttaa usein heikon vuosiluokan (Hudd ym. 1996). Vastaavasti jos varsinaista happamuuspiikkiä ei tulekaan tai se ajoittuu kalojen lisääntymisen kannalta edullisempaan aikaan, esimerkiksi ahvenpopulaatioiden on havaittu elpyvän nopeasti (Weppling ym. 1999, Hudd 2000). Pahoina happamuusvuosina ei syntynyt ollenkaan vahvoja ahvenen vuosiluokkia lajin pitkästä lisääntymisajasta huolimatta (Hudd 2000). Hudd ja Kjellmanin (2002) mukaan myös mateen heikot vuosiluokat ajoittuvat sellaisille vuosille, jolloin kevään happaman veden jakso ajoittuu samaan aikaan mateenpoikasten varhaisvaiheiden kanssa. Jokiveden happamuus rajoitti mateenpoikasten tuotantoalueen 1980-luvun alussa jokisuun ulkopuolelle (Hudd ym. 1983). Mateenpoikasten massakuolemat happamuuden vuoksi vaikuttivat madepopulaatioon enemmän kuin varsinaiset aikuisten kalojen massakuolemat (Urho 2002). Mateiden heikkoa lisääntymismenestystä ei ole pystynyt pitkälläkään ajalla korvaamaan joen yläjuoksun mateiden parempi lisääntymismenestys alajuoksuun verrattuna (Hudd 2000).

Kalakannat voivat jossain määrin sopeutua geneettisesti jatkuvasti happamiin olosuhteisiin tai vähittäiseen happamoitumiseen. Esimerkiksi Lounais-Skotlannissa pitkäaikaiset sopeutumisprosessit ovat mitä ilmeisimmin johtaneet vesistökohtaisiin eroihin: happamissa vesistöissä kasvaneet luonnontaimenet kestivät happamampaa

vettä kuin neutraalissa vedessä kasvaneet yksilöt (Battram 1990). Happamaan ympäristöön sopeutuneet kalat saattavat olla vastustuskykyisempiä myös lyhytkestoisille alumiinipulsseille (Spry & Wiener 1991). Myös vaellussiian myöhäinen kutunousu Kyrönjokeen ja poikasten kuoriutuminen varhain keväällä selittävät sen hyvän poikastuotannon 1980-luvulla, vaikka joessa happamuusongelmia samanaikaisesti todettiin (Leskelä & Hudd 1993). Kyseinen kanta on geneettisesti eriytynyt, joten on mahdollista, että se olisi sopeutunut happamuuteen. Kalakantojen välisiä herkkyseroja happamuudelle on todettu myös ahvenella, puronieriällä, taimenella ja lohella (Vuorinen ym. 1994, Keinänen 2002 viitteineen, Hammar ym. 2003). Kyrönjoen keväinen happamuusminimi on aiheuttanut aikaisten kuturyhmien karsiutumista (Hudd ym. 1984).

Happamuuden aiheuttamia saalismenetyksiä on arvioitu mm. Kyrönjoki-tutkimusten yhteydessä (Hudd ym. 1984, Hudd ym. 1986). Suurimmat menetykset eivät aiheutuneet vain kalakuolemista, vaan enemmän lisääntymisen epäonnistumisesta (Hudd ym. 1986, Kjellman ym. 1994, Urho 2002). Myös kalastus voi muuttua happamoitumisen seurauksena (Hudd ym. 1984, Hudd ja Leskelä 1998).

6 HS-maiden aiheuttamat kalakuolemat

6.1

Yleistä

HS-maiden kalakuolemia edeltää usein pitkä kuiva ajanjakso ja yläpuolisella valuma-alueella vasta tehty maankäsittely, esimerkiksi ojitus (Urho 1985). Seuraava runsas sade tai syys- tai kevättulva lisää nopeasti virtaamia ja saa aikaan kalakuoleman. Tyypillisiä tunnusmerkkejä tällaiselle tapahtumalle on veden äkillinen muuttuminen ”kristallinkirkkaaksi”. Jokiveden pH laskee tällöin jopa lähelle kolmea. Tällainen happamuuspiikki menee yleensä nopeasti ohi. Ilmiön jäljiltä havaitaan kuitenkin huomattavia määriä kuolleita kaloja, joiden kidukset ovat paksun liman peitossa. Tällainen kalojen massakuolema koskee yleensä kaikkia lajeja.

Kalakuolemia on dokumentoitu varsinkin Pohjanmaan vesistöissä jo 1800-luvulta, mutta yleisemmiksi ne kävivät 1960-luvulta lähtien (liite 1). Länsi-Suomen ympäristökeskuksen mukaan happamuus koetteli kautta aikojen eniten Pohjanmaan rannikon pieniä jokia, suurimpien jokien alajuoksua sekä jokisuita vuosina 2006–2007 (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006). Kesän ja syksyn aikana pitkään jatkunutta kuivuutta seurasivat runsaat sateet, jolloin sateet huuhtoivat maaperästä happamuuden vesistöihin. Alueen pienimmissä joissa pH oli pahimmillaan jopa 3,6–3,9; ainoastaan Lapväärtin-Isojoen ja Lestijoen veden pH:t säilyivät 5–5,3 tienoilla. Kalakuolemia havaittiin tuona aikana useimmissa Pohjanlahden rannikkoseudun joissa Oulun pohjoispuolelta lähtien Kristiinankaupunkiin saakka, muun muassa Siika-, Pyhä-, Kyrön- Perhon- ja Närpiönjoessa, sekä monessa alueen järvessä (liite 1, kuva 15).

Tiedot kalakuolemista eivät ole yleensä olleet tarkasti raportoituja, ja niiden laajuudesta ei ole tarkkaa tietoa saatavilla. Tähän kirjallisuusselvitykseen on pyritty keräämään tiedot kalakuolemista mahdollisimman kattavasti, joten mukana on myös lähteitä niin sanotusta ”harmaasta kirjallisuudesta” sekä asiantuntijoiden suullisia tiedonantoja (ks. liite 1, kalakuolemataulukon lähdeluettelo).

Happamoituminen voi hävittää joen kalaston myös ilman näkyviä kalakuolemia. Esimerkiksi vastakuoriutuneiden kalanpoikasten joukkokuolema jää todennäköisesti huomaamatta. Happamien sulfaattimaiden kuivatus on hävittänyt tai voimakkaasti heikentänyt monia alueellisesti ja paikallisesti tärkeitä kalakantoja. Tällaisia jokia ovat esimerkiksi Närpiönjoki, Sulvanjoki, Vöyrinjoki, Munsalanjoki, Kimojoki ja Kälviänjoki (Nuotio ym. 2009). Happamissa Pohjanmaan joissa (keskimääräinen pH < 6) tehdyissä sähkökalastuksissa kalattomien koealojen osuus oli 38 % (Sutela ym. 2010). Esimerkiksi Vöyrinjoen kolmella koealalla ei saatu yhtään kalaa. Vöyrinjoen keskimääräinen pH oli 5,7, mutta pienin mitattu pH oli 3,9. Vöyrinjoelta on raportoitu kalakuolemia 1970-luvun alkuvuosina (liite 1). Syynä havaintojen puuttumiseen kalakuolemista viime vuosikymmeninä lienee pitkään jatkunut kalattomuus.



Kuva 15. Happamuuden aiheuttama kalakuolema Härkmerifjärdenillä. (Kuva Kari Saari)

6.2

Jokien kalakannat ja kalakuolemat

Siikajoki ja sen sivujoet

Siikajoki saa alkunsa usean pienemmän puron yhtymäkohdasta Pyhännän kunnan alueella ja laskee Perämereen Siikajoen kunnan kohdalla Suurin sivujoki on Lamujoki. Siikajoen vesistöalueen pinta-ala on noin 4318 km² (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2002).

Siikajoen nykyisin kalastettava kalasto koostuu pääasiassa hauesta, lahnasta, ahvenesta, mateesta ja särjestä sekä pyyntikokoisena istutetusta kirjolohesta. Joen alajuoksulle nousee edelleen vaellussiikaa kudulle. Lamujoen yläosalla harjuskanta on taantunut. Siikajokeen on istutettu sekä lohta että taimenta; luonnonkantoja joessa ei enää ole lukuun ottamatta taimenen vähäistä lisääntymistä jokisuulla. Harjusta esiintyy enää vähäisenä Lamujoen koskialueilla ja paikoin myös Siikajoen pääuomassa Pöyryn voimalaitoksen alapuolisella jokiosuudella sekä Rantsilan alueella. Lamujoella istutuksista peräisin oleva rapukanta on vahvistunut ja vakiintunut. Saaliiksi on saatu vuosittain noin 20 000 rapua. Nahkiaisien saalismäärät ovat vähentyneet; vuonna 2001 saalis oli pienempi kuin 1990-luvulla keskimäärin (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2002).

Siikajoen vesistössä ei tiettävästi ole havaittu kalakuolemia ennen 2000-lukua. Marraskuussa 2006 Siikajoen alaosalta Luohuanjoen yhtymäkohdan alapuolelta 40

kilometrin matkalta Ruukin ja jokisuun väliltä löytyi runsaasti kuolleita ja kuolevia kaloja. Veden pH oli 4,5–5,0, ja vedessä havaittiin happamoitumisesta johtuva kirkastuminen (Yrjänä 2006, Tertsunen 2007). Kaloja lienee kuollut myös Luohuanjoessa, jossa pH oli 3,9 lokakuun 9. päivän mittauksessa (Tertsunen 2006). Luohuanjoessa havaittiin kalakuolemia myös vuosina 2002 ja 2003 (Heikkinen 2004).

Pyhäjoki

Pyhäjoki virtaa noin 170 kilometrin matkan alkulähteeltään Pyhäjärvestä Pyhäjoen kunnan alueella Perämereen. Pyhäjoen vesistöalueen kokonaispinta-ala on 3724 km², ja suurimmat sivujoet ovat Kärämäenjoki ja Oulaisten Piipsanjoki. Joen virtaamavaihteluita tasoitetaan säännöstelemällä Pyhäjärveä. Pyhäjoen yläosalla on myös kolme voimalaitosta ja joen keskiosalla yksi (Pohjois-Pohjanmaan ELY 2010).

Pyhäjoen kalastoon kuuluvat ainakin hauki, ahven, made, lahna, siika, taimen, säyne, kuha ja särki (Pöyry Finland Oy 2009). Pyhäjoen alaosassa havaittiin vuonna 2006 samoihin aikoihin kuin Siikajoessa jonkin verran kuolleita lahnoja, särkiä ja salakoita. Myös Pyhäjoella sijaitsevalla mädinhautomolla mädin kuolleisuus kasvoi happamuusjakson aikana (Yrjänä 2006).

Lestijoki

Lestijoen 110 km pitkä pääuoma sijaitsee Keski-Pohjanmaan alueella, ja sen valuma-alueen koko on 1404 km², josta HS-maita on ainoastaan prosenttien verran. Joki on suojeltu koskiensuojelulailta lisärakentamiselta, ja alimpaan voimalaitospatoon noin 30 km jokisuulta rakennettaneen pian kalatie. Lestijoessa lisääntyy alkuperäinen ja uhanalainen meritaimenkanta sekä elinvoimainen nahkiaiskanta. Joen latvaosilla esiintyy myös purotaimena ja harjusta (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2004). Lohensukuisten kalojen kannat ovat Lestijoessakin voimakkaasti taantuneet, mutta tiedossamme ei ole yhtään raportoitua kalakuolemaa.

Perhonjoki

Perhonjoki saa alkunsa pienistä järvistä, jotka sijaitsevat Perhon, Kyyjärven ja Kivijärven kuntien raja-alueilla. Täältä joki jatkaa matkaansa noin 160 km laskien lopulta Perämereen Kokkolan pohjoispuolella. Koko vesistön valuma-alue on noin 2550 km² (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2004). Perhonjoen pääuomassa on kolme voimalaitosta.

Perhonjoen kalastoon kuuluu ainakin ahven, hauki, kivenuoliainen, kivisimpu ja särkikaloja (Länsi-Suomen ympäristölupavirasto 2004). Perhonjoen siikakanta romahti 1950-luvulla, jolloin joen alajuoksun alueella toteutettiin peruskuivatus. Tämän jälkeen eniten happamuudesta on kärsinyt joen alajuoksu Alavetelin alapuolella (Vuori ym. 2002). Perhonjoessa on havaittu kalakuolemia ainakin aikavälillä 1985–2007 (liite 1).

Kyrönjoki

Kyrönjoki saa alkunsa Suomenselältä ja laskee noin 200 kilometrin matkansa jälkeen hieman Vaasan pohjoispuolella Pohjanlahteen. Kyrönjoki on Pohjanmaan alueen suurin joki ja sen kolme suurinta haaraa ovat Seinäjoki, Jalasjoki ja Kauhajoki. Varovaisen arvion mukaan Kyrönjoen valuma-alueella (4290 km²) HS-maita esiintyy noin 35 000–40 000 hehtaaria, joka on 8,2–9,3 % kokonaisalasta. Alueen HS-maat sijaitsevat lähinnä Ilmajoen alapuolella, alle 60 metrin korkeudella merenpinnasta sijaitsevilla alueilla (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000).

Kyrönjoen vedenlaatuun ovat olennaisesti vaikuttaneet alueen vahva maa- ja metsätalous, sekä niihin liittyvä kuivatustoiminta (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000). Suojapengerrysten rakentamisen yhteydessä tälle HS-alueelle on rakennettu

myös pumppuasemia, joilla on parannettu entisten laakeiden tulva-alueiden salaojitusmahdollisuuksia. Näillä toimenpiteillä on kuitenkin myös epäsuorasti edistetty happamien sulfaattien huuhtoutumista vesistöön. Kyrönjoen vesi onkin rehevyyden lisäksi ajoittain myös hapanta. Happamuusongelmat ovat pahimmillaan keväisin ja syksyisin, jolloin usean kalalajin eloonjäänti ja lisääntyminen kyseenalaistuu. Hapan vesi leviää ajoittain myös laajalle Kyrönjoen suistoon, jolloin suistoa lisääntymisalueenaan käyttävien kalalajien lisääntyminen joillakin alueilla estyy tai heikkenee (Urho ym. 1990). Tuottavan alueen laajuus ja tuotto vaihtelevat vuosittain (Hudd & Leskelä 1993). Haittavaikutukset ulottuvat pitkälle jokisuuta ympäröivälle merialueelle (Hudd ym. 1984).

Kyrönjoessa ja sen edustan merialueella esiintyy nykyään noin 60 kalalajia ja jokeen nousee myös vähäisessä määrin nahkiaista, vaellussiikaa ja meritaimenta (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000). Kalastajille tärkeitä lajeja ovat muun muassa ahven, hauki ja made, sekä yläjuoksulla myös purotaimen ja rapu (Keskinen ym. 2003, Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000).

Ensimmäiset happamuuden aiheuttamat kalakuolemat Kyrönjoelta raportoitiin jo 1800-luvulla (liite 1). Kyrönjoella 1970-luku oli kuitenkin kenties synkin kalakuolemien suhteen; kalakuolemia tapahtui useana vuonna ja laajin raportoitu kalakuolema alueella oli vuonna 1977, jolloin kuolleita kaloja havaittiin jo kevättalvella jään alta (Hudd ym. 1984). Tämän kalakuoleman vaikutukset tuntuivat myös Kyrönjoen alajuoksulla (Ranta 1985) ja myöhemmin saaristoa myöten (Hudd ym. 1984).

Kyrönjoella esiintyi 1980-luvulla enää vähäisissä määrin siikaa, lohta, taimenta, salakkaa, seipiä ja kuoretta, mutta Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueelta saatiin kuitenkin kaiken kaikkiaan saalista 800–1000 tonnia tutkimusvuosina (Hudd ym. 1984). Ikosen ym. (1984) mukaan Kyrönjoelta ei tavattu enää yhtään nahkiaisen toukkaa vuosikymmenen alussa, ja havaintoja tehtiin myös kuolleista, aikuisista nahkiaisista. Saman vuosikymmenen alussa ainoastaan vaellussiian ja nahkiaisen pyynti oli kaupallisesti kannattavaa. Tuoreimpia kalakuolemia Kyrönjoella on raportoinut muun muassa alueen paikallislehti Ilkka (1996) vuodelta 1996 ja viimeisin talvelta 2006–2007 (liite 1).

Pursiaisen ym. (1984) mukaan vuosikymmenen alussa tehty rapukantatutkimus osoitti jokiveden puskurikyvyn loppuvan kokonaan Ylistaron kohdalla happaman kuormituksen vuoksi. Tällöin pH-arvo pieneni jokivedessä niin voimakkaasti, että ravun menestyminen Ylistaron alapuolisella jokiosuudella estyi (Järvenpää & Railo 1984, Pursiainen ym. 1984).

Maalahdenjoki

Maalahdenjoki muodostuu kuudesta viuhkamaisesta haarasta, jotka yhtyvät noin 20 kilometrin matkalta ennen vesien laskemista Selkämereen Äminnen kylässä alle 20 kilometriä Vaasan eteläpuolella (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2005). Maalahdenjoen valuma-alueen pinta-ala on noin 500 km², joista happamia sulfaattialueita on noin 10 prosenttia. Maalahdenjoki kärsiikin pahoista happamuusongelmista kevättulvien aikaan. Lisäksi alueen savi- ja silttikerrostumissa on suuria raskasmetallipitoisuuksia.

Maalahden alueella, mukaan lukien myös merialue, on noin 250 virkistyskalastajaa ja 20 ammattikalastajaa. Maalahdenjokeen ja sen sivu-uomiin nousee keväisin mereltä kutemaan ahventa, haukea ja särkeä. Joen suistoalueella tavataan myös siian, kuoreen ja silakan poikasia (Sivil ym. 2010). Valuma-alueen vähäjärvisyys, joen viuhkamainen haaroittuminen ja tasainen maasto tekevät joen erittäin tulvaherkäksi, ja kalakuolemat kevättulvien aikaan ovatkin alueella melko tavallisia. Tulvaongelmien poistamiseksi alueella toteutettiin laaja uomaston perkaushanke vuosina 1999–2003. Töiden aikana

kaikkien kevätkutuisten kalojen poikastuotanto heikkeni huomattavasti, hauen ja lahnan poikastuotanto jopa 90 prosentilla. Sen sijaan Maalahdenjoellakin vahvistunut ahvenkanta kuvastaa lajin yleistä runsastumista Suomen rannikolla (Sivil ym. 2010). Maalahdenjoella on vuonna 1998 tehdyn kyselyn mukaan havaittu kuolleita särkiä, ahvenia ja haukia jokisuulta Övermalaxin keskustaasta asti (Storm 2000).

Lapuanjoki

Lapuanjoki virtaa noin 150 kilometrin matkan alkulähteiltään Alavuden kunnan alueelta Perämereen Uudenkaupungin kohdalla. Lapuanjoen vesistöalueen kokonaispinta-ala on noin 4100 km², ja suurimmat sivujoet ovat Nurmonjoki ja Kauhavanjoki (Ekholm 1993). Joessa sivujokineen on kuusi vesivoimalaitosta (Oy Vesirakentaja 2008). Lapuanjoen kalasto on monipuolinen (23 kalalajia, kaksi nahkiaislajia ja rapu), vaikka kalojen elinoloja rajoittaa heikko vedenlaatu ja lukuisat voimalaitospadot. Saaliskaloista tärkeimmät ovat jokisuulla ja merialueella siika, yläjuoksulla ahven ja hauki (<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=76394>). Lapuanjoella on raportoitu kalakuolemia 1800-luvun lopulta alkaen vuoteen 1976 (liite 1).

Lapväärtinjoki-Isojoki

Lapväärtinjoen-Isojoen pääuoma saa alkunsa Lauhanvuorelta ja laskee 75 km matkan jälkeen Selkämereen hieman Kristiinankaupungin eteläpuolella. Joen valuma-alue on noin 1090 km². Isojoki on niitä harvoja maamme jokia, joissa on säilynyt alkuperäinen meritaimenkanta; joki kuuluukin Project Aqua-vesistönsuojelukohteisiin ja Natura 2000-verkostoon (Vuorijärvi 2010). Joessa esiintyy 25 kalalajia, kuten taimen, harjus, hauki, vaellussiika. Varsinaisia kalakuolemia ei Isojoella ole esiintynyt, mutta sen meritaimenkanta on erittäin uhanalainen ja kärsii ajoittain joen alaosan sekä Siironjoen happamuudesta.

Lounais-Suomen joet

Lounais-Suomessa HS-maita on muun muassa Eurajoen ja Lapinjoen valuma-alueiden alaosassa sekä Sirppujoen ja Laajoen vesistöalueilla. Näillä alueilla on myös havaittu satunnaisia happamuudesta johtuvia kalakuolemia. Rantalan (1991) mukaan Sirppujoen vesistöalueella HS-maiden osuus on jopa 11 prosenttia (42 km²), ja hapanta vettä tulee jokeen kaikista sen sivuhaaroista. Österholmin ym. (2006) ja Nybergin ym. (2011) mukaan sulfaattimaahaittoja esiintyi Sirppujoen lisäksi myös Mynä- ja Laajoessa, joiden veden metallipitoisuudet olivat tavallista suuremmat. Sirppujoen veden happamuus on näkynyt kalakuolemina myös Uudenkaupungin makeanveden altaassa, jonne Sirppujoki laskee (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007, liite 1).

Rannikkoalueen pienet joet

Kalataloudelliset menetykset ovat olleet suuria rannikkoalueemme pienissä, vuosittain happamoitumisesta kärsivissä joissa. Tällaisia jokia ovat muun muassa Himanganjoki, Lohtajanjoki, Kälviänjoki, Vöyrinjoki, Laihian- ja Sulvonjoet ja Närpiönjoki (Rantala 1991). Pohjoisen Selkämeren alueella pienet joet, kuten Härkmerenpuro, Kalaxbäcken ja Harrströminjoki ovat myös tunnettuja happamuudestaan. Myös näillä alueilla happamuus voi ajoittain levittäytyä jokisuun läheiselle merialueelle ja aiheuttaa keväisiä kalakuolemia. (liite 1)

Etelä-Suomessa ja osassa Lounais-Suomea kalakuolemia on ollut erityisesti 1970-luvulla muun muassa Maskun- ja Sauvonjoella sekä Tammisaaren ja Porvoon edustan useissa kohteissa (liite 1). Vanhempia tapauksia on havaittu Helsingin, Hangon ja Haminan edustalla (Urho 1985).

Järvien kalakannat ja kalakuolemat

Happamat sulfaattimaat sijaitsevat yleensä vähäjärvisillä rannikkoseuduilla, joten vuoksi happamuuden aiheuttamat kalastohaitat ovat kohdistuneet pääosin jokiin ja niiden suistoihin. Kalakuolemia on havaittu myös jonkin verran HS-maiden järvissä. Pohjanmaan maakunta-arkistosta kerättyjen tietojen mukaan ne liittyivät useimmiten järvien kuivattamiseen maatalousmaan saamiseksi 1800- ja 1900-lukujen vaihteen tienoilla (R. Hudd, tiedonanto).

Happamien sulfaattimaiden vesissä kalastovaikutukset ovat ilmenneet yleisimmin voimakkaita happamuuspiikkejä seuranneina kalakuolemina. Kalakuolemien esiintymisen kannalta ratkaisevaa on useimmiten ollut happamuuspiikin ajoittuminen suhteessa kalojen lisääntymiskiertoon (Hudd 2000). Myös ilmansaasteista johtuvan happaman laskeuman aiheuttamia kevään ja alkukesän kalakuolemia järvissä on havaittu muutaman kerran, ja syyksi on ehdotettu veden happamuuden, kuturasituksen ja lämpötilan kohoamisen yhteisvaikutusta (Tuunainen ym. 1991), eli happamuuspiikin ajankohta on tärkeä siis tässäkin. On myös mahdollista, että laskeumaperäisestikin happamoituneissa järvissä pitkää kuivaa kautta seuranneiden sateiden jälkeen havaituissa kalakuolemissa syynä on ollut sulfaattipitoisen maaperän aiheuttama äkillinen happamuuspiikki. Useimmissa tunnetuissa tapauksissa hapan laskeuma on kuitenkin aiheuttanut kalaston vähittäisen taantumisen heikentämällä ja estämällä kalojen lisääntymistä, minkä seurauksena esimerkiksi ahvenpopulaatio on harventunut samalla kun kalojen keskikoko ja -ikä ovat suurentuneet. HAPRO-projektin koekalastuksissa saatiin verkkosarjalla eräistä voimakkaasti happamoituneista järvistä vain muutama iso ja vanha ahven (Raitaniemi ym. 1988).

Koska dokumentoituja kalakuolemia HS-maiden järvistä on niukasti käytettävissä, seuraava kuvaus kalojen ja kalayhteisöjen vasteista veden happamuudelle perustuu havaintoihin ilmansaasteiden vaikutuksesta happamoituneissa järvissä. HAPRO-projektin tilastolliseen otantaan perustuneen 1000 järven kartoituksen mukaan 1980-luvun jälkipuoliskolla Suomessa oli noin 5000 yli 0,01 km²:n suuruista puskurointikykynsä menettänyttä järveä (Forsius ym. 1990), joista laskeuman happamoittamia arvioitiin olleen vajaa puolet. Happamoituneet järvet olivat enimmäkseen pieniä ja karuja latvajärviä, joiden kalasto muodostuu yleensä muutamista lajeista, yleisimpinä ahven, kiiski, hauki ja särki.

Koekalastus- ja vedenlaatutietojen sekä vedenlaatumallinnuksen perusteella arvioitiin yhteensä noin tuhannen kalapopulaation hävinneen Suomen järvistä laskeumaperäisen happamoitumisen vuoksi (Rask ym. 1995). Vuoden 1995 pohjoismaisen järvikartoituksen (Henriksen ym. 1998) yhteydessä tehdyn postikyselyn perusteella Suomesta hävinneiden kalapopulaatioiden määrä olisi noin 700 (Tammi ym. 2003). Suurin osa hävinneistä populaatioista on särkikantoja, koska särki yhdessä mateen kanssa on pienissä järvissä tavallisista kalalajeista herkin happamoitumiselle. Ahven ja hauki ovat kestävimpiä, samoin kiiski, joka kuitenkin on hieman ahventa ja haukea herkempi (Rask & Tuunainen 1990). Nämä herkkyyserot vastaavat hyvin muissa tutkimuksissa tehtyjä havaintoja (luku 5.4.1). Paikallisten kalastajien haastattelussa ilmeni, että eräistä Pohjois-Espoossa ja Nuuksiossa sijaitsevista järvistä oli särki hävinnyt jo vuosikymmeniä sitten, kohta toisen maailmansodan jälkeen (Rask & Tuunainen 1990).

Happamoitumisesta johtuvan kalaston harventumisen on havaittu vaikuttavan järvien ekosysteemeihin monin tavoin (Appelberg ym. 1993). Kalojen häviämisen on todettu aiheuttavan selkärangattomien eläinten runsastumista, ja samalla selkärangattomat pedot kuten sudenkorentojen ja sukeltajien toukat sekä malluaiset ovat korvanneet kalat ekosysteemin huippupetoina (Eriksson ym. 1980). Telkkäpoikueet

viihtyivät tavallista paremmin lähes kalattomaksi happamoituneissa järvissä, koska samaa pohjaeläinravintoa käyttävän ahvenen puuttuminen vähentää ravintokilpailua (Pöysä ym. 1994). Kalaa syöville linnuille, kuten koskeloille ja kalasääskelle, kalaston taantuminen on luonnollisesti haitaksi. Ahvenkannan romahtaminen murto-osaan alkuperäisestä on parantanut jäljellä olevan populaation ravinnonsaantia niin, että kalojen kasvu on muuttunut poikkeuksellisen nopeaksi (Nyberg ym. 1995).

Happamoittavan laskeuman määrä suureni 1980-luvun jälkipuoliskolle saakka (Vuorenmaa 2007). Sen jälkeen happamoituneet järvet alkoivat toipua nopeasti sekä kemiallisesti (Forsius ym. 2003) että biologisesti (Tammi ym. 2004). Ensimmäiset vahvat ahvenen vuosiluokat lähes kalattomaksi happamoituneissa seurantajärvissä havaittiin 1990-luvun alussa (Nyberg ym. 1995). Paitsi laskeuman vähentyminen ja sitä seurannut järvien veden laadun parantuminen, kalaston toipumiskehityksen alkamiseen saattoivat vaikuttaa myös 1990-luvun alun lauhat talvet, jolloin alkuvuoden valunnasta suurin osa tapahtui talvella eikä vastaavasti esiintynyt keväisiä lumen sulamisen aiheuttamia happamoitumispiikkejä (Nyberg ym. 2001).

Luodon-Öjanjärvi

Luodon-Öjanjärvi sijaitsee Perämeren rannikolla Kokkolan ja Pietarsaaren välissä. Luodonjärvi pengerrettiin merestä vuonna 1962 ja Öjanjärvi seitsemän vuotta myöhemmin paikallisen teollisuuden raakavedensaannin turvaamiseksi. Järvet ovat yhteyksissä toisiinsa Kruunupyynjoen sekä 400-metrinen kanavan kautta. Luodon-Öjanjärveen laskevat Kruunupyyn-, Ähtävän-, Purmon- ja Kovjoki, joiden valuma-alue on yhteensä 3973 km². Järvien oma valuma-alue on kooltaan 410 km². Järven valuma-alueesta noin 3,4 % on HS-maita.

Ennen pengerryksiä Luodon-Öjanjärven alue oli tärkeää poikas- ja kutualueutta monille meressä eläville kalalajeille (Wistbacka 2010). Pengertämisen jälkeen alueen kalataloudellinen tila muuttui, koska kalojen vaellusmahdollisuudet vähenivät ja happaman veden kausia alkoi esiintyä yleisesti. Järven happamoituminen saikin aikaa huomattavia kalakuolemia 1960–70-luvuilla, jolloin alueen kalakannat ja myös kalastus hupenivat lähes kokonaan. Esimerkiksi 1960-luvun alussa alueen kalansaaliit olivat noin 70,5 tonnia vuodessa ja seuraavalla vuosikymmenellä ne olivat enää tonnin vuodessa. Vasabladetin (1976) mukaan vuosina 1969–1972 kuoli 75 % alueen kalastosta. Järvien alueelle virtasi silloin erityisen hapanta vettä joista. Happamuuskuormituksesta Purmonjoesta tuli 33 %, Ähtävänjoesta 32 %, Kruunupyynjoesta 21 % ja Kovjoesta 14 % (Sundqvist 2004). Aiheesta uutisoiti muun muassa Kansan ääni 27.5.1976: *”Kalat kuolevat Luodonjärvessä. Veden pH on alle 5. Lähiseudulla on perattu ja kaivettu ojia nevoilla, joista tulee alunaista vettä Luodonjärveen. Viime päivinä on rannoilla näkynyt runsaasti kuolleita lahnoja”*. Seppäsen (2002) mukaan Öjanjärven veden pH on ollut pienempi kuin kaloille kriittisenä pidetty pH 5 Ängöfjärdenillä useita kertoja 1970- ja 80-lukujen alussa ja vuonna 1995, sekä myös Bysundetissa 1970-luvulla. Vielä myöhemminkin tehdyissä sumputuskokeissa (Wistbacka 1996) kuoli talvella runsaasti kaloja, joiden kuolinsyyksi todettiin histologisten tutkimusten perusteella veden suuri alumiinipitoisuus ja happamuus. HS-maista ja ojituksesta johtuva happamuus ja suuret metallipitoisuudet ovat aiheuttaneet merkittäviä haittoja kaikkien Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien alajuoksilla ja myös itse järvessä (LSU 2007).

Järven vedenlaadun tasaannuttua pengertämisen jälkeen kalakannat ovat osittain toipuneet ja kalastuskin on hiljalleen elpymässä. Alueella toimii nyt noin 680 vapaa-ajankalastajaa ja 10 ammatti- tai sivuammattikalastajaa. Alueelta pyydetään muun muassa madetta, ahventa, haukea, kuhaa, säynävää, siikaa (istutettua vaellus- ja saaristomuotoa), lahnaa ja särkeä. Vuosien 1998–2008 keskimääräinen vuosisaalis oli noin 25 tonnia, josta hauki muodosti yli kolmasosan (Wistbacka 2010).



Kuva 16. Kuollut lahna Luodon-Öjanjärvellä joulukuussa 2006. (Kuva Sofia Zittra-Bärsund)

Syksyllä 2006 järvessä havaittiin poikkeuksellisten sääolojen (kuiva kesä – myöhäiset syyssateet) aiheuttamia laajoja kalakuolemia, jolloin järven kalastosta kuoli noin seitsemän tonnia haukia, ahvenia, särkiä, lahnoja, säynäviä, kuhia ja mateita (Wistbacka 2010, kuva 16). Luodonjärven pH oli tällöin 4,4–4,9 ja järveen virtaavien jokivesien pH-arvo pienimmillään 3,5–4,5.

Muita järviä ja fladoja

HS-maiden pahimmat vaikutukset ilmenevät Pohjanlahden alueen järvivesissä (Nuotio ym. 2009). Näitä vesiä ovat esimerkiksi vedenottoa varten padotut merenlahdet ja maankohoamisrannikon fladat ja kluuvijärvet (Liite 1). Yleisesti ottaen makean veden puskurikyky on heikompi kuin meriveden, joten kalat, jotka eivät padon tai muun kynnyksen takia pääse happamuutta pakoon, kuolevat herkästi. Nämä samaiset fladat ja kluuvijärvet ovat normaalivuosina tärkeitä kalojen kutu- ja poikastuotantoalueita. Niiden yläpuolisten maa- tai metsätalousalueiden kuivatuksien vuoksi alueet voivat menettää kalataloudellisen merkityksensä vuosikymmeniksi. Pohjanlahden rannikkoalueen 450 kohteesta Himangan ja Kristiinankaupungin välisellä alueella 60–70 prosentissa on esiintynyt happamoitumisesta johtuvia vahinkoja kalastolle (Rantala 1991). Kalakuolemia on havaittu myös Kälviän Keiskinjärvessä ja Vähäjärvessä (<http://qdesq.vuodatus.net/blog/category/Luonto>).

Suistojen ja rannikkovesien kalakannat ja kalakuolemat

Happamien jokivesien vaikutukset ulottuvat mereen laskevien jokien suistoihin ja rannikkovesiin. Suistoalueet ovat useiden kalalajien suosimia kutu- ja poikasalueita, joten happamuuden vaikutukset lisääntymisen onnistumiseen voivat välittyä laajasti rannikkovesien kalakantoihin. Rannikkovesillä on usein suuri kalataloudellinen merkitys. Jatkuvasti happamien jokien vaikutusalueita merellä ovat Rantalan (1991) mukaan ainakin Himanganjoen edustan suppea merialue, Munsalanjoen edustalla 50 hehtaarin alue, vastaavasti Oravaistenjoella 300 ha, Vöyrinjoella 170 ha, Maalahdenjoella 400 ha sekä Laihian- ja Sulvanjoen vaikutusalueena Vaasan kaupungin eteläinen kaupunginselkä.

Pohjanmaan jokien suistoalueiden kalatutkimuksia on tehty lähinnä Kyrönjoen vaikutusalueella. Hapan vesi voi levitä Kyrönjoesta koko suistoalueelle ja ympäröivään saaristoon (Hudd ym. 1984), erityisesti jos joen virtaama on suuri ja merivesi on matalalla (Palko 1994). Alueen kalasto on muuttunut happamuuden vuoksi suuresti 1960-luvulta lähtien; siikasaaliit ovat olleet huomattavan pieniä sisäsaaristossa 1970-luvulta lähtien (Hudd ym. 1984). Vuosisadan alkupuolella kaupallisesti tärkeät lajit, harjus ja säyne, ovat alueelta lähes kadonneet (Hudd ym. 1984). Kyrönjoen suistoalue on matalana ja laajan kasvillisuusvyöhykkeen omaamana lahtena usean Itämeren rannikon kalalajin tärkeää poikasaluetta (Urho ym. 1990, Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000). Kyrönjoen suistossa on havaittu poikkeuksellisen pieniä lahnan, särjen, salakan, ahvenen, kiiskan, siian, kuoreen ja kuhan poikasmääriä (Hudd 1985, Hudd ym. 1983, 1986, Urho ym. 1990, Leskelä & Hudd 1993, Hudd ym. 1996, Hudd & Kälax 1998). Heikko lisääntymistulos on vaikuttanut läheisen suisto- ja rannikkoalueen kalakantoihin ja -saaliisiin (Hudd ym. 1984). Myös Vaasan eteläinen kaupunginlahti on menettänyt merkittävän osan kalataloudellisesta arvostaan Sulvon- ja Laihianjoen aiheuttamien happamuusongelmien takia (Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007).

Happamuuden vaikutus on näkynyt myös kalakuolemina varsinkin Kyrön- ja Vöyrinjoen suistoalueella (liite 1). Kalastajat havaitsivat kalakuolemia vuosina 1999–2003 myös Maalahdenjoessa ja suistoalueen saaristossa (Nyman ym. 2006). Kalakuolemat saattoivat liittyä tuolloin tehtyihin perkauksiin ja suiston väylien ruoppauksiin, jotka aiheuttivat muun muassa happamuuden lisääntymistä. Maalahdenjoessa havaittiin kalakuolemia jo ennen perkaustöitä vuonna 1998 (Storm 2000). Meriveden hyvä puskurikyky ja jokiveden sekoittuminen isoon vesimassaan ehkäisevät kuitenkin jokivesien happamuuden aiheuttamien kalakuolemien levittäytymistä laajalti rannikkovesiin.

Happamuuden kannalta hydrologisesti edullisten vuosien jälkeen useiden lajien esim. siian ja mateen saaliit paranevat. Happamoitumisesta huolimatta muutamissa Pohjanmaan joissa sinnittelee edelleen vaellussiika- ja meritaimenpopulaatiota. Nämä kutevat joko happamimman alueen yläpuolella tai sitten asiaa auttaa se, että kutu ja alkionkehitys tapahtuvat myöhäissyksyllä ja talvella, eli ne ajoittuvat pahimpien happamuusjaksojen väliseen aikaan (Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus 2010).

KIRJALLISUUS

- Alabaster, J. S. & Lloyd, R. 1980. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO, Butterworths, Lontoo. 297 s.
- Alasaarela, E., 1983. Acidity problems caused by flood control works of the river Kyrönjoki. Publications of the water research institute 49: 3-16
- Andriessse, W. & van Meensvoort, M. E. F. 2006. Acid sulphate soils: distribution and extent. Teoksessa: Lal R. (toim.) Encyclopedia of Soil Science, Vol. 1, Second edition. CRC Press, Boca Raton, FL, s. 14-19.
- Appelberg, M., Henrikson, B.-I., Henrikson, L. & Svedäng, M. 1993. Biotic interactions within the littoral community of Swedish forest lakes during acidification. *Ambio* 22: 290-297.
- Audet, C., Munger, R. S. & Wood, C. M. 1988. Long-term sublethal acid exposure in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in soft water: effects on ion exchanges and blood chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1387-1398.
- Batram, J. C. 1990. Tolerance of acid waters by native brown trout (*Salmo trutta* L.), comparative biochemistry and physiology. *Comparative Pharmacology and Toxicology* 96: 377-380.
- Besch, W. K., Ricard, M. & Cantin, R. 1972. Benthic Diatoms as indicators of mining pollution in the Northwest Miramichi river system, New Brunswick, Canada. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 57: 39-74.
- Booth, C. E., McDonald, D. G., Simons, B. P. & Wood, C. M. 1988. Effects of aluminum and low pH on net ion fluxes and ion balance in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1563-1574.
- Bulger, A., Lien, L., Cosby, B. J. & Henriksen, A. 1993. Brown trout (*Salmo trutta*) status and chemistry from the Norwegian Thousand Lake survey: statistical analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 564-574.
- Butler, P. J., Day, N. & Namba, K. 1992. Interactive effects of seasonal temperature and low pH on resting oxygen uptake and swimming performance of adult brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of Experimental Biology* 165: 195-212.
- Cingi, S., Keinänen, M. & Vuorinen, P. J. 2010. Elevated water temperature impairs fertilization and embryonic development of whitefish *Coregonus lavaretus*. *Journal of Fish Biology* 76: 502-521.
- Daye, P. G. & Glebe, B. D. 1984. Fertilization success and sperm motility of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidified water. *Aquaculture* 43: 307-312.
- Dickman, M. D. 1988. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environment International* 24: 749-759.
- Driscoll, C. T. & Postek, K. M. 1996. The chemistry of aluminum in surface waters. Teoksessa: Sposito, G. (toim.), The environmental chemistry of aluminum. CRC Press, Inc. Boca Raton, New York, London, Tokyo. s. 363-417.
- Duis, K. & Oberemm, A. 2000a. Sensitivity of early life stages of vendace, *Coregonus albula*, to acid pH in postmining lakes: An experimental approach. *Environmental Toxicology* 15: 214-224.
- Duis, K. & Oberemm, A. 2000b. Survival and sublethal responses of early life stages of pike exposed to low pH in artificial post-mining lake water. *Journal of Fish Biology* 57: 597-613.
- Eden, P., Weppling, K. & Jokela, S. 1999. Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki river, a river in western Finland. *Boreal Environment Research* 4: 31-43.
- Ekhholm, M. 1993. Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 126. 157 s.
- Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H. G. & Stenson, J. A. E. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248-249.
- Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, 2010. Happamoitumisen vaikutukset vesiluontoon. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=369908&lan=FI>. [Viitattu 5.12.2011].
- Exley, C., Chappell, J. S. & Birchall, J. D. 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology* 151: 417-428.
- Falasco, E., Bona, F., Ginepro, M., Hlubikova, D., Hoffmann, L. & Ector, L. 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water SA* 35 (5): 595-606.
- Forsius, M., Kämäri, J., Kortelainen, P., Mannio, J., Verta, M. & Kinnunen, K. 1990. Statistical lake survey in Finland: regional estimates of lake acidification. Teoksessa: Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (toim), Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, s. 759-780.
- Forsius M., Vuorenmaa J., Mannio J. & Syri S. 2003. Recovery from acidification of Finnish lakes: regional patterns and relations to emission reduction policy. *Science of the Total Environment* 310: 121-132.
- Fältmarsch, R. M., Åström, M. E. & Vuori, K. M. 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environmental Research* 13: 444-456.
- Gagen, C. J., Sharpe, W. E. & Carline, R. F. 1994. Downstream movement and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) exposed to acidic episodes in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 7: 1620-1628.
- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315-450.
- Hallihan, B. H. & Roeder, D. R. 2011. Benthic diatoms and heavy metals in East Foundry Cove and Constitution Marsh, NY, post Superfund restoration. *Northeastern Naturalist* 18: 61-72.

- Hammar, T., Käkälä, I., Huovila, J. & Takkunen, T. 2003. Rautavaaran joet taimenen ja harjuksen elinympäristönä. Osa I. Happamuusselvitys kalaston kannalta. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 64, Pohjois-Savon työvoima- ja elinkeinokeskus, kalatalousyksikkö, Kuopio.
- Heikkilä, R. 1999. Human influence on the sedimentation in the delta of the river Kyrönjoki, Western Finland. Monographs of the Boreal Environment Research No. 15/1999.
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B. L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J. P., Fjeld, E. & Moiseenko, T. 1998. Northern European lake survey, 1995. *Ambio* 27: 81-91.
- Hesthagen, T., Fiske, P. & Skjelkvåle, B. L. 2008. Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salmo trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations. *Aquatic Ecology* 42: 307-316.
- Hildén, M. & Hirvi, J.-P. 1987. The survival of larval perch, *Perca fluviatilis* L., under different combinations of acidity and duration of acid conditions, analysed with a generalized linear model. *Journal of Fish Biology* 30: 667-677.
- Hudd, R. 1985. Assessment of smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) stock in the Northern Quark, Gulf of Bothnia. *Finnish Fisheries Research* 5: 55-68.
- Hudd, R. 2000. Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawning fish recruitment. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, 42 s. + liitteet.
- Hudd, R., Hildén, M., Urho, L. & Jäfs, L.-A., 1984. Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalousselvitys 1980-1982. Vesihallitus. Tiedotus 242 A.
- Hudd, R., Hildén, M. & Urho, L. 1986. The effects of anthropogenic acidification on the stocks and fisheries of bream and burbot in the sea area influenced by the Kyrönjoki in the Gulf of Bothnia. - Natural Board of Waters and Environment, Finland, Publications of the Water Research Institute 68:134-138.
- Hudd, R. & Kjellman, J. 2002. Bad matching between hatching and acidification: a pitfall for the burbot, *Lota lota*, off the river Kyrönjoki, Baltic Sea. *Fisheries Research* 55: 153-160
- Hudd, R., Kjellman, J. & Urho, L. 1996. The increase of coincidence in relative year-class strengths of coastal perch (*Perca fluviatilis* L.) stocks in the Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici* 33: 383-387.
- Hudd, R. & Kälax, P. 1998. Effects of acidification on 0+ juvenile fish diversity and abundance in River Kyrönjoki, Finland. *Italian Journal of Zoology* 65 (Supplement): 483-486.
- Hudd, R. & Leskelä, A. 1993. Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset 1980-1990. Osa I: Kevätkutuisten kalojen poikastuotanto Kyrönjoen suistossa vuosina 1980-1990. Vesi- ja Ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 157: 5-39.
- Hudd, R. & Leskelä, A. 1998. Acidification-induced species shifts in coastal fisheries off the River Kyrönjoki, Finland: A case study. *Ambio* 27(7): 535-538.
- Hudd, R., Leskelä, A. & Kjellman, J. 1993. Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset vuosina 1980-1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 157.
- Hudd, R., Urho, L. & Hildén, M. 1983. Occurrence of burbot, *Lota lota* L., larvae at the mouth of the Kyrönjoki in Quarken, Gulf of Bothnia. *Aquilo - Series Zoologica* 22: 127-130.
- Ikonen, E., Auvinen, H., Kuittinen, E. ja Hästbacka, H. 1984. Kyrönjoen nahkiais- ja kalakantojen tila. Vesihallitus. Tiedotus 247 A.
- Ilkka 6.6.1996 (Sanomalehti).
- Ingersoll, C. G., Mount, D. D., Gulley, T. W., La Point, T. W. & Bergman, H. L. 1990. Effects of low pH, aluminium and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1580-1592.
- Ivorra, N., Hettelaar, J., Kraak, M. H. S., Sabater, S. & Admiraal, W. 2002. Responses of biofilms to combined nutrient and metal exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 626-632.
- Jokela, S., 2004. Kokeellinen tutkimus. Katsaus kokeelliseen ja ekotoksikologiseen tutkimukseen Länsi-Suomen ympäristökeskuksessa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 370.
- Järvenpää, T. & Railo, E. 1984. Kyrönjoessa vuosina 1981 ja 1982 sumputtettujen rapujen fysiologisesta tilasta. Vesihallituksen tiedotus 247 A.
- Kakkuri, J. 1990. Uplift in Fennoscandia. Teoksessa: Alalampi P. (toim.): Geophysics of the solid Earth crust. Atlas of Finland 125. National Board of Survey and Geographical Society of Finland. Helsinki, pp. 35-36.
- Kanckos, M. 2003. Nattsländelarver (Trichoptera; Hydropsychidae, Arctopsychoidea) som bioindikatorer i vattendrag påverkade av sura sulfatjordar. Pro gradu – avhandling. Åbo Akademi. Institutionen för Biologi.
- Keinänen, M. 2002. Effects of acidic water and aluminium on fish during the early life period and differences in sensitivity between species. PhD Thesis. University of Helsinki (Department of Biosciences, Division of Animal Physiology) and Finnish Game and Fisheries Research Institute. 59 s.
- Keinänen, M., Peuranen, S., Nikinmaa, M., Tigerstedt, C. & Vuorinen, P. J. 2000. Comparison of the responses of the yolk-sac fry of pike (*Esox lucius*) and roach (*Rutilus rutilus*) to low pH and aluminium: sodium influx, development and activity. *Aquatic Toxicology* 47: 161-179.
- Keinänen, M., Peuranen, S., Tigerstedt, C. & Vuorinen, P. J. 1998. Ion regulation in whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) yolk-sac fry exposed to low pH and aluminium at low and moderate ionic strength. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 40: 166-172.
- Keinänen, M., Tigerstedt, C., Kälax, P. & Vuorinen, P. J. 2003. Fertilization and embryonic development of whitefish (*Coregonus lavaretus lavaretus*) in acidic low-ionic-strength water with aluminium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 55: 314-329.

- Keinänen, M., Tigerstedt, C., Peuranen, S. & Vuorinen, P. J. 2004. The susceptibility of early developmental phases of an acid-tolerant and acid-sensitive fish species to acidity and aluminum. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58: 160-172.
- Keskinen, T., Aho, M. & Koivurinta, M. 2003. Ammatti- ja vapaa-ajankalastus Kyrönjoella vuonna 2000. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 90.
- Kivinen, E. 1944. Aluna eli sulfaattimaista. *Maataloustieteen aikakauskirja* 16: 147-160.
- Kjellman, J., Hudd, R., Leskelä, A., Salmi, J. & Lehtonen, H. 1994. Estimations and prognosis of recruitment failures due to episodic acidifications on burbot (*Lota lota* L.) of the river Kyrönjoki. *Aqua Fennica* 24: 51-57.
- Korsu, K., Kiljunen, M., Karjalainen, J. & Syrjänen, J. 2003. Rautavaaran joet taimenen ja harjuksen elinympäristönä. Osa II. Happamuusselvitys kalaston kannalta. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 64, Pohjois-Savon työvoima- ja elinkeinokeskus, kalatalousyksikkö, Kuopio.
- Kroglund, F. & Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2078-2086.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Salbu, B. & Lucassen, E. C. H. E. T. 2001. Water quality dependent recovery from aluminium stress in Atlantic salmon smolt. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 911-916.
- Lappalainen, A., Rask, M., & Vuorinen, P. J. 1988. Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis*, populations in small lakes of southern Finland. *Environmental Biology of Fishes* 21: 231-239.
- Lappivaara, J., Kiviniemi, A. & Oikari, A. 1999. Bioaccumulation and subchronic physiological effects of waterborne iron overload on whitefish exposed in humic and nonhumic water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 196-204.
- Lassila, H., 2004. Pohjanmaan jokivesistöjen ekologiset riskit vuonna 2002: riskinarviointi vesisammal- ja vesiperhosmenetelmällä. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Lehtinen, K.-J. & Klingstedt, G. 1983. X-ray microanalysis in the scanning electron microscope on fish gills affected by acidic, heavy metal containing industrial effluents. *Aquatic Toxicology* 3: 93-102.
- Leka, J. 1997. Metallien kertyminen ravun (*Astacus astacus* L.) kudoksiin ja ravintoon Perhonjoessa. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Hydrobiologian osasto. 39 s.
- Leskelä, A. & Hudd, R. 1993. Anadromous whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) stock in the acidified River Kyrönjoki. *Aqua Fennica* 23: 57-62.
- Lähetkangas, S. & Lakso, E. 1995. Kyrönjoen happamoituminen ja happamuuden vähentäminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 630, Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 67 s
- Länsi-Suomen ympäristökeskuksen tiedote, 1.12.2006: Poikkeuksellisen huono happamuustilanne Pohjanmaan joissa. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=213613> [Viitattu 13.12.2011].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2000. Kyrönjoki – elävä joki. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=61169> [Viitattu 19.10.2010].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2004. Lestijoki. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=74139&lan=FI> [Viitattu 15.11.2010].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2004. Perhonjoki. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=52989> [Viitattu 15.11.2010].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2005. Maalahdenjoki. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=11466&lan=fi> [Viitattu 17.11.2010].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006. Poikkeuksellisen huono happamuustilanne Pohjanmaan joissa. Tiedote 1.12.2006. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=213613&lan=fi> [Viitattu 15.11.2010].
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007. Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon. Yhteenvedo vesienhoitoa koskevista keskeisistä kysymyksistä Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueella. Oy Arkmedia Ab, Vaasa. 74 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2011. 24 s.
- Magee, J. A., Obedzinski, M., McCormick, S. D. & Kocik, J. F. 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 214-221.
- Mannio, J. 2008. Seminaari: Ekologisen luokituksen harmonisointi. SYKE.
- Marshall, W. S. 1985. Paracellular ion transport in trout opercular epithelium models osmoregulatory effects of acid precipitation. *Canadian Journal of Zoology* 63: 1816-1822.
- McCormick, S. D., Hansen, L. P., Quinn, T. P. & Saunders, R. L. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 77-92.
- McCormick, S. D., Keyes, A., Nislow, K. H. & Monette, M. Y. 2009. Impacts of episodic acidification on in-stream survival and physiological impairment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 394-403.
- Meriläinen, J. J. 1989. Impact of an acid, polyhumic river on estuarine zoobenthos and vegetation in the Baltic Sea, Finland. Väitöskirja, Jyväskylän yliopisto. 48 s.
- Meriläinen, J. J. & Hynynen, J. 1990. Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. Teoksessa: Kauppi, P. Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) *Acidification in Finland*. Springer Verlag, Berlin, Germany. s. 1029-1049.

- Moore, J. W. & Ramamoorthy, S. 1984. Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment. Springer-Verlag, New York. 261 s.
- Mount, D. R., Hockett, J. R. & Gern, W. A. 1988. Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (*Salvelinus fontinalis*). 2. Vitellogenesis and osmoregulation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 1633-1642.
- Mäenpää, E. 2004. Kyrönjoen vesisammalten metallipitoisuustarkkailu vuosina 1996, 1998 ja 2000 sekä vesisammalten tarkkailun kehittäminen. Teoksessa: Mäenpää, E., Teppo, A. ja Paavola, R. 2004: Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet – vesistöarakentamisen vaikutusten arviointi. Alueelliset ympäristöjulkaisut 345. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Mäenpää, E. & Svanljung, A. 2006. Biotestit ja automaatio jokien käytön kehittämisessä. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Moniste.
- Mäenpää, E., Teppo, A. & Paavola, R. 2004. Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet – vesistöarakentamisen vaikutusten arviointi osa I. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Alueelliset ympäristöjulkaisut 345. 62 s.
- Neuvoston direktiivi 78/659/ETY. Saatavissa: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31978L0659:FI:HTML> [Viitattu 19.11.2010].
- Nordmyr, L., Åström, M. & Peltola, P. 2008a. Metal pollution of estuarine sediments caused by leaching of acid sulphate soils. Estuarine, Coastal and Shelf Science 76: 141-152
- Nordmyr, L., Österholm, P. & Åström, M., 2008b. Estuarine behaviour of metal loads leached from coastal lowland acid sulphate soils. Marine Environmental Research 66: 378-393
- Nuotio, E., Rautio, L. M. & Zittra-Bärsund, S. 2009 (toim.). Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 8:2009. 94 s.
- Nyberg, K., Raitaniemi, J., Rask, M., Mannio, J. & Vuorenmaa, J. 1995. What can perch population data tell us about the acidification history of a lake? Water, Air, and Soil Pollution 85: 395-400.
- Nyberg, K., Vuorenmaa, J., Rask, M., Mannio, J. & Raitaniemi, J. 2001. Patterns in water quality and fish status of some acidified lakes in southern Finland during a decade: recovery proceeding. Water, Air and Soil Pollution 130: 1373-1378.
- Nyberg, M., Österholm, P., Nystrand, M. 2011. Impact of acid sulfate soils on the geochemistry of rivers in Southwestern Finland. Journal of Environmental Earth Sciences. DOI 10.1007/s12665-011-1216-4. Painossa.
- Nyman S. 2006. Kruunupyynjoen, Ähtävänjoen, Purmonjoen ja Kovjoen nykyinen tila ja keskeiset ongelmat. (Moniste)
- Oy Vesirakentaja 2008. Voimaa vedestä 2007. Selvitys vesivoiman lisäämismahdollisuuksista. 196 s.
- Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Väitöskirja. Acta universitatis ouluensis series C. Technica 75 .
- Palko, J., Merilä, E. & Heino, S. 1988. Maankuivatusten suunnittelu happamilla sulfaattimailla. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 21, Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 60 s.
- Palko, J. & Myllymaa, U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 11, Helsinki. 100 s.
- Palko, J., Räsänen, M. & Alasaarela, E. 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Vesihallituksen tiedotus 260, Helsinki. 95 s.
- Palko, J. & Yli-Halla, M. 1993. Assessment and management of acidity release upon drainage of acid sulfate soils in Finland. Teoksessa: Dent, D. & van Mensvoort, M. E. F. (toim.) Selected papers of the Ho Chi Minh city symposium on acid sulfate soils. ILRI, Wageningen, Alankomaat: 411-418.
- Perry, S. F. & Laurent, P. 1993. Environmental effects on fish gill structure and function. Teoksessa: Rankin, J. C. & Jensen, F. B. (toim.) Fish ecophysiology, Chapman & Hall, London, s. 231-264.
- Petrin, Z., Englund, G. & Malmqvist, B. 2008. Contrasting effects of anthropogenic and natural acidity in streams: a meta-analysis. Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences 275: 1143-1148.
- Peuranen, S., Keinänen, M., Tigerstedt, C. & Vuorinen, P. J. 2003. Effects of temperature on the recovery of juvenile grayling (*Thymallus thymallus*) from exposure to Al+Fe. Aquatic Toxicology 65: 73-84.
- Peuranen, S., Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Hollender, A. 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*). Annales Zoologici Fennici 31: 389-396.
- Pohjois-Pohjanmaan ELY 2010. Pyhäjoen vesistöalue. Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=5587&lan=fi> [Viitattu 15.11.2010].
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2002. Velvoitetarkkailulla tietoa Siikajoen kuormituksesta, vedenlaadusta ja kalastosta Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=9208&lan=FI> [Viitattu 26.10.2010].
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2007. Kalakuolemaselvitys.
- Poléo, A. B. S., Østbye, K., Øxnevad, S. A., Andersen, R. A., Heibo, E. & Vøllestad, L. A. 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species - a comparative laboratory study. Environmental Pollution 96: 129-139.
- Posti, T. 2006. Jokihelmisimpukan (*Margaritifera margaritifera*) populaatioihin kohdistuvien ekologisten riskien arviointi Ähtävänjoella. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Purokoski, P. 1959. Kalkituksen vaikutuksesta rannikkoseutujen rikkipitoisissa maissa. Agrogeologia julkaisuja 72, Helsinki.

- Pursiainen, M., Järvenpää, T., Westman, K., Tikka, J., Kuittinen, E. & Louhimo, J. 1984. Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tila ja nykyiset ravuntuotantoedellytykset. Vesihallitus. Tiedotus 247 A.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. 1994. Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormituksen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja Sarja A 198. Helsinki. 319 s.
- Pynnönen, K. 1990. Aluminium accumulation and distribution in the freshwater alams (Unionidae). *Comperative Biochemistry and Physiology* 97C (1): 111-117.
- Pöyry Finland Oy 2009. Pyhäjoen yhteistarkkailu 2009 – Kalataloustarkkailu. Moniste.
- Pöysä, H., Rask, M. & Nummi, P. 1994. Acidification and ecological interactions at higher trophic levels in small forest lakes: the perch and the common goldeneye. *Annales Zoologici Fennici* 31: 397-404.
- Raitaniemi, J., Rask, M. & Vuorinen, P. J. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different ages of acidification. *Annales Zoologici Fennici* 25: 209-219.
- Ranta, E. 1985. Kyrönjoen kalastosta ja kalaston tilaan vaikuttavista tekijöistä. Vesihallitus. Tiedotus 259.
- Rantala, A. (toim.) 1991. Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja Sarja A 78. Helsinki. 85 s.
- Rask, M. 1984. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. *Annales Zoologici Fennici* 21, 9-13.
- Rask, M. & Tuunainen, P. 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. Teoksessa: Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (toim), Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, s. 911-927.
- Rask, M., Mannio, J., Forsius, M., Posch, M. & Vuorinen, P. J. 1995. How many fish populations in Finland are affected by acid precipitation. *Environmental Biology of Fish* 42: 51-63.
- Reid, S. D. 1995. Adaptation to and effects of acid water on the fish gill. Teoksessa: Hochachka, P. W. & Mommsen, T. P. (toim.) Biochemistry and molecular biology of fishes, Vol. 5. Environmental and ecological biochemistry. Elsevier. Amsterdam. s. 213-227.
- Roos, M. & Åström, M. 2006. Gulf of Bothnia receives high concentrations of potentially toxic metals from acid sulphate soils. *Boreal Environment Research* 11: 383-388.
- Roy, R. L., Ruby, S. M., Idler, D. R. & So, Y. 1990. Plasma vitellogenin levels in pre-spawning rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, during acid exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19: 803-806.
- Saari T., Vuori, K.-M., Alasaarela, E. & Kløve, B. 2010. Long-term trends and variation of acidity, CODMn and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology. *Science of the Total Environment* 408: 5019-5027.
- Seppänen, P. 2002. Kalataloudellinen lausunto lopputarkastukseen, joka koskee Öjanjärven makeavesialtaan rakentamista ja säännöstelyä. Toimitusmiesten lausunto 14.6.2002. Öjanjärven lopputarkastus ja edellyttämättömiä kalataloudellisia vahinkoja koskeva korvaushakemus.
- Sivil, M., Tolonen, M., Salmelin, J., Majuri, P. & Alaja, H. 2010. Malax ås vattendragsarbeten: Kontrollundersökningarna åren 1997-2008. Länsi-Suomen Ely-keskuksen julkaisuja 2sv / 2010. Saatavissa: http://www.ely-keskus.fi/fi/ELYkeskukset/EtelaPohjanmaanELY/Ajankohtaista/Julkaisut/Julkaisusarja/Documents/E-P_ELY_2sv_2010.pdf [Viitattu 17.11.2010].
- Spry, D. J. & Wiener, J. G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: A critical review. *Environmental Pollution* 71: 243-304.
- Steffens, W., Mattheis, T. & Riedel, M. 1993. Field observations on the production of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under high concentrations of water-borne iron. *Aquatic Science* 55: 173-178.
- Storm, A. 2000. Fritids- och yrkesmässigt fiske i Malax å och dess influensområde under 1998. *Regionala miljöpublikationer* 171. 60 s.
- Sundqvist, J. 2004. Luodon-Öjanjärven ja siihen laskevien jokien laadukas ympäristö –hanke. Kalvosarja.
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P. 2002. Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science and Technology* 36: 4269-4272.
- Sutela, T., Vehanen, T. & Jounela, P. 2010. Response of fish assemblages to water quality in boreal rivers. *Hydrobiologia* 641: 1-10.
- Tam, W. H. & Payson, P. D. 1986. Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 275-280.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98-105.
- Tammi, J., Rask, M., Vuorenmaa, J., Lappalainen, A. & Vesala, S. 2004. Population responses of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) to recovery from acidification in small Finnish lakes. *Hydrobiologia* 528: 107-122.
- Teppo, A., Tolonen, M., Korsu, K., Sivil, M., Koivurinta, M., Marjomäki, T., Koivisto, A.-M., Latvala, J. & Rautio, L. M. 2006. Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003. Suomen ympäristö 18, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. 80 s.
- Tertsunen, J. 2006. Kalakuolemaselvitys (Siikajoki). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Tertsunen, J. 2007. Kalakuolemaselvitys (Siikajoki). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Tikkanen, M. & Oksanen, J. 2002. Late Weichselian and Holocene shore displacement history of the Baltic Sea in Finland. *Fennia* 180: 1-2, 9-20. Helsinki.

- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1990. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Kalatutkimuksia 8, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 97 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen Kalatalous 57. 44 s.
- Urho, L. 1985. Kaloja kuolee happamien sulfaattimaiden käsittelyyn – miten käy kalakantojen? Esitelmä limnologisymposiumissa. Helsinki.
- Urho, L. 2002. The importance of larvae and nursery areas for fish production. PhD thesis, University of Helsinki, Finland. Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology. 118 pp+ appendix 117 pp.
- Urho, L., Hudd, R. & Hildén, M. 1984. Kalojen siittiöiden liikkumisaika pH:n funktiona. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 60: 41-42.
- Urho, L., Hildén, M. & Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environmental Biology of Fishes* 27: 273-283.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- Vasabladet, 29.10.1896 ja 29.10.1971.
- Vázquez, M. D., Fernández, J. A., López, J. & Carbaleira, A. 2000. Effects of water acidity and metal concentration on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Water, Air, and Soil Pollution* 120: 1-19.
- Verta M., Kauppila T., Londesborough S., Mannio J., Rask M., Vuori K.-M. & Vuorinen P. J. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä. Ehdotus laatu- ja ympäristötoimeenpanosta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010, 45 s.
- von Westernhagen, H. 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. Teoksessa: Hoar, W. S. & Randall, D. J. (toim.) *Fish physiology*, Volume XI, The physiology of developing fish, Part A Eggs and larvae, Academic Press, London, s. 253-346.
- Vuorenmaa, J. 2007. Recovery responses of acidified Finnish lakes under declining acid deposition. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, 64 s. + liitteet.
- Vuori, K.-M. 1994. Rapid behavioural and morphological responses of hydropterygids larvae (*Trichoptera, Hydropterygidae*) to sublethal cadmium exposure. *Environmental Pollution* 84: 291-299.
- Vuori, K.-M. 1995a. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Botanici Fennici* 32: 317-329.
- Vuori, K.-M. 1995b. Species- and population-specific responses of translocated hydropterygids larvae (*Trichoptera, Hydropterygidae*) to runoff from acid sulphate soils in the river Kyrönjoki, Western Finland. *Freshwater Biology* 33: 305-318.
- Vuori, K.-M. 1996. Acid-induced acute toxicity of aluminium to three species of filter feeding caddis larvae (*Trichoptera, Arctopterygidae* and *Hydropterygidae*). *Freshwater Biology* 35: 179-188.
- Vuori, K.-M. 1998. Happamuuden vesiekologiset vaikutukset, Happamien sulfaattimaiden ympäristö-ongelmat, Seminaari 30.9.1998, EU Life-Environment. Suomen ympäristökeskuksen moniste No 142, toim. Joukainen, S., 44 s.
- Vuori, K.-M. 2002. Vesisammalten käyttö jokivesistöjen metallikuormituksen arvioinnissa ja seurannassa. Vesisammal- ja vesiperhosmenetelmät jokivesistöjen haitallisten aineiden riskinarvioinnissa ja seurannassa osa I. Suomen ympäristö 571, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Kokkola. 89 s.
- Vuori, K.-M. & Helisten, H. 2010. The use of aquatic mosses in assessment of metal pollution: appraisal of type-specific background concentrations and inter-specific differences in metal accumulation. *Hydrobiologia* 656: 99-106.
- Vuori, K.-M. & Kukkonen, J. 1996. Metal concentrations in *Hydropsyche pellucidula* larvae (*Trichoptera, Hydropterygidae*) in relation to the anal papillae abnormalities and age of exocuticle. *Water Research* 30: 2265-2272.
- Vuori, K.-M. & Kukkonen, J. 2002. Hydropterygid (*Trichoptera, Hydropterygidae*) gill abnormalities as morphological biomarkers of stream pollution. *Freshwater Biology* 47: 1297-1306.
- Vuori, K.-M. & Saarinen T. 2010. Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen: vesistövaikutukset ja sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen CATERMASS Life+ -hankkeessa vuosina 2010-2012. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2010 [verkkójulkaisu]. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisu no 26. Toim. Anneli Hopponen. Julkaistu 11.1.2010. Saatavissa: <http://www.smts.fi> ISBN 978-951-9041-54-4.
- Vuori, K.-M., Siren, O., Korpijärvi, V. & Jokela, S. 2002. Vesisammalten siirtoistutusmenetelmän käyttö Perhonjoen metallikuormituksen arvioinnissa. Teoksessa: Vuori, K.-M. 2002. Vesisammal- ja vesiperhosmenetelmät jokivesistöjen haitallisten aineiden riskinarvioinnissa ja seurannassa. Suomen ympäristö 571, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Kokkola. 89 s.
- Vuorijärvi, T. 2010. Isojoen kalastuskunta. Saatavissa: <http://www.isojoeki.fi/isojoenkalastuskunta/index.php> [Viitattu 15.11.2010].
- Vuorinen, P. J. 2000. Long-term reproductive and physiological effects of acidity and aluminium on three fish species studied in the laboratory and field. PhD Thesis. University of Helsinki (Department of Biosciences, Division of Animal Physiology) and Finnish Game and Fisheries Research Institute. 38 s.

- Vuorinen, M., Hollender A., Tigerstedt C., Hoikka J., Vuorinen P. J., Peuranen S., Kokko J. & Östman, M. 1993. Vastakuoriutuneiden lohien ja eri taimenkantojen ruskuaispussi-poikasten herkkyyden vertailu happamuudelle ja alumiinille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. III kalantutkimuspäivät, Lahti 28.-29.10.1993. Ympäristömuutosten vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. 4 s.
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Rask, M. 2004. Physiological status of whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*) prior to spawning in lakes of differing acidity. *Aquatic Science* 66: 305-314.
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. 1998. Effects of iron, aluminium, dissolved humic material and acidity on grayling (*Thymallus thymallus*) in laboratory exposures, and a comparison of sensitivity with brown trout (*Salmo trutta*). *Boreal Environmental Research* 3: 405-419.
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. 2003. Reproduction, blood and plasma parameters, and gill histology of vendace (*Coregonus albula* L.) in long-term exposure to acidity and aluminium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54: 255-276.
- Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/ aluminium: effects on reproduction, growth, blood composition and gills. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. s. 941-961.
- Vuorinen, M., Vuorinen, P. J., Rask, M. & Suomela, J. 1994. The sensitivity to acidity and aluminium of newly-hatched perch (*Perca fluviatilis*) originated from strains from four lakes with different degrees of acidity. Teoksessa: Müller, R. & Lloyd, R. (toim.), *Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish*. FAO, Fishing news books, The University Press. Cambridge. s. 273-282.
- Weiner, G. S., Schreck, C. B. & Li, H. W. 1986. Effects of low pH on reproduction of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 75-82.
- Weppling, K., Innanen, M. & Jokela, S. 1999. Life-Lestijoki – happamien sulfaattimaiden hoito. Life-Lestijoki – managing acid sulphate soils. WWF Finland Report 11.
- Wistbacka, S. 1996. Vattenkvaliteten i Öjasjön efter uppdämningen och dess inverkan på fiskebeståndet. Vasa landbygdsnäringsdistrikts rapport 14. 99 s.
- Wistbacka, B. 2010. Luodon-Ojänjärven kotisivut. Saatavilla: <http://www.norrasvenska.fi/larsmosjon/fin/> [Viitattu 10.11.2010].
- Wood, C. M. 1989. The physiological problems of fish in acid waters. Teoksessa: Morris, R., Taylor, E. W., Brown, D. J. A. & Brown, J. A. (toim.), *Acid toxicity and aquatic animals*. Cambridge University Press. Cambridge, New York, Melbourne. s. 125-152.
- Yli-Halla, M. 2003. Pitääkö kaikkein happaimimmat sulfaattimaat poistaa viljelystä? *Suo* 54(4): 143-148.
- Yli-Halla, M. & Alasaarela, E. 1983. Alunamaiden vesiensuojeluongelmat. *Vesitalous* 5: 33-34.
- Yrjänä, T. 2006. Oulun paikallisirradion uutiset 24.11.2006.
- Åström, M. & Corin, N. 2000. Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquatic Geochemistry* 6: 367-383.
- Åtland, Å. & Barlaup, B. T. 1996. Avoidance behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry in waters of low pH and elevated aluminium concentration: laboratory experiments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1827-1834.
- Österholm, P. & Åström, M. 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. *Applied Geochemistry* 17: 1209-1218.
- Österholm, P. & Åström, M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Australian Journal of Soil Research* 42: 547-551.
- Österholm, P., Åström, M., 2008. Meteorological impacts on the water quality in the Pajuluoma acid sulphate area, W. Finland. *Journal of Applied Geochemistry* 23: 1594-1606.
- Österholm, P., Sundström, R., Nyberg, M. & Nystrand, M. 2006. Happamien sulfaattimaiden vaikutukset Sirppu-, Laa-, Mynä- ja Paimionjoessa 2004-2005. Åbo Akademi, geologian laitos. Tutkimusraportti 7.7.2006.

Liite I. Todennäköisesti happamista sulfaattimaista johtuneita kalakuolemia joissa, järvissä ja rannikkoalueilla.

Joki	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Eurajoki		9.8.2003			LOS
Harjunpäänjoki	Kokemäenjoen sivujoki	~1937			Urho 1985
Harjunpäänjoki	Kokemäenjoen sivujoki	~1968			Urho 1985
Harjunpäänjoki	Kokemäenjoen sivujoki	n. 1937 ja n. 1968		alunamaa, veden kirkastuminen	Kokemäenjoen kalastajien haastattelu (J.T. Pennanen suul.)
Ihodenjoki	Pyhäranta	25.6.1970			Urho 1985
Kalajoki	Jokisuu, Alavieska	loppukesä 1926	kalakuolemia	vesi kirkastui, Jannonojasta alunapitoista vettä	Anon. 1926; Urho 1985
Kalajoki		~1960-luku			Laukkanen, suullinen tiedonanto
Kalimenoja	Haukipudas	18.5.2006	kuolleita särkiä ja ahvenia pyydöksissä, kiduksissa voimakasta limaneritystä ja rautasakkaa	21.5. vesinäytteessä pH 5,0	Tertsunen 2007a
Kauhavanjoki	Lapuanjoen sivujoki	ajoittain			Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007
Kokemäenjoki	Arantilan koski	24.4.2004	useita kymmeniä 10-15 cm pituisia kaloja		LOS
Kruunupyynjoki		~1942			Sormunen ym. 1977; Urho 1985
Kyrönjoki	Merikaarron kylä	25.-27.9.1834	kalat kuolivat ”tykkänään”	veden kirkastuminen	Vaasa-lehti 1941; Suupohja ym. 1973; Urho 1985
Kyrönjoki		kevät ja syksy 1896	koko joukko kuolleita kaloja	runsaita sateita	Vasabladet 1896; 1971; Suupohja ym. 1973
Kyrönjoki		kevät ja syksy 1895			Anon. 1896; Urho 1985
Kyrönjoki		keskikesä 1917			Suupohja ym. 1973; Urho 1985
Kyrönjoki	Merikaarron kylä, Vähänkyrön kirkon alapuoli	keskikesä 1937	kalojen joukkokuolema	veden kirkastuminen	Vaasa-lehti 1937; VH 1973, Suupohja ym. 1973; Urho 1985
Kyrönjoki	Merikaarron kylä, Vähänkyrön kirkon alapuoli	kevät 1942 tai 1943	jonkin verran kuolleita kaloja	veden kirkastuminen	Suupohja ym. 1973
Kyrönjoki	Vassor	syksy 1937, 1940-luvun alussa	suurehko kalakuolema		Hudd ym. 1984
Kyrönjoki		1950-luku	lahna ja made kuolleet ensimmäisinä ja runsaimpina		Suupohja ym. 1973
Kyrönjoki		1969			Urho 1985
Kyrönjoki		kevät 1979			LSU

Joki	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Kyrönjoki		kevät 1977	laaja joukkokuolema jo jään alla		Hudd ym 1984, Ranta 1985
Kyrönjoki		kevät 1972			Hudd ym. 1984; Urho 1985
Kyrönjoki		kevät 1976			Hudd ym. 1984; Urho 1985
Kyrönjoki	Skatila, Kyrönjoen edusta	11.-13.5.1970	erityisesti kutulahna	pH 4,3-4,7	Hudd ym. 1984; Urho 1985; VH 1993
Kyrönjoki		7.-9.6.1970			Hudd ym. 1984; Urho 1985; VH 1984, VH 1993
Kyrönjoki		31.5.-3.6.1971			Hudd ym. 1984; Urho 1985; VH 1993
Kyrönjoki		syksy 1983	sumputetut siiat kuolivat, katusiiat karkoittuivat	pH 4,7-5,2	Ranta 1985
Kyrönjoki		syksy 1984	sumputetut siiat kuolivat, katusiiat karkoittuivat	pH 4,9-5,2	Ranta 1985
Kyrönjoki	Alaosa ja suisto, Koivulahti ja Tottesund	touko-kesäkuu 1996	lahnoja 50-60 tn, haukia 10-15 tn, ahvenia 500 kg, särkiä, kiiskejä, kuore rysissä	pH <5	Ilkka 1996
Kyrönjoki		loppuvuosi 2006	made pyydyksiin		Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006
Laihianjoki		3.5.1976	haukia		Urho 1985; LSU
Laihianjoki		lähes vuosittain			Urho 1985
Lapuanjoki		syksy 1895			Anon. N.O. 1896; Anon. 1897; Urho 1985
Lapuanjoki		syksy 1941			Anon. C-t S-le 1941; Urho 1985
Lapuanjoki		syksy 1937	mateita, haukia, lahnoja, nahkiaisia kuoli	veden kirkastuminen	Anon. 1937, Urho 1985
Lapuanjoki		kevät 1976			LSU
Lelujoki	Lelujoki, Hamina	1950-luvulla?	saaliit laskivat	kuivatusalue, pH 4	Anon. 1953
Luohuanjoki	Siikajoen sivujoki	25.7.2002 ja syyskuu 2002	särkiä, kiduksissa runsaasti limaa	Veden kirkastuminen, runsaita sateita, pH 4,3-4,8, Al _{max} 1130	Heikkinen 2004
Luohuanjoki	Luohuan kylä	20.7.2003	ahvenia, mateita, haukia, kiduskuolioita		Heikkinen 2004
Maalahdenjoki		kevät 1983			Hudd suullinen tiedonanto; Urho 1985
Maalahdenjoki		kevät 1984			Hudd suullinen tiedonanto; Urho 1985
Maalahdenjoki		kevät 1996	ahven, hauki		LSU
Maalahdenjoki	alajuoksu	1998	särki, ahven, hauki		Storm 2000

Joki	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Maalahdenjoki		kevät 2000	ahven, hauki, särki		LSU
Majavaoja	mereen laskeva puro Siikajoen eteläpuolella	toukokuu 2007	kuolleita haukia	vesi kirkasta	Jermi Tertsunen, kirjallinen tiedonanto
Malminkylän puro	Helsinki, Malmi	12.10.1901	mateita, haukia, nahkiaisia	kirkastunut vesi, alunaa	Nordqvist 1902; Urho 1985
Maskunjoki	Masku	15.5.1977	hauet ”pökertyneitä”		Turun vesipiiri, Kauko Heikkilä, suul.; Urho 1985
Muuraoja	Oulujokeen laskeva puro Oulun Saarelassa	9.10. 2006	noin 100 kuollutta ruutanaa	pH 3,7	Aronsuu 2006
Närpiönjoki	Närpiö	kevät 1976			LSU
Närpiönjoki	Västerfjärdenin allas	1976			LSU; Urho 1985
Närpiönjoki	Västerfjärdenin allas	1973			Ropponen 1978; Urho 1985
Närpiönjoki	Västerfjärdenin allas	kevät 2004	satoja kiloja särkeä, lahnaa	pH <5	LSU
Närpiönjoki	Västerfjärdenin allas	2006-2007			Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006; 2007
Olkijoki	Raahе	2006-2007	lähes tyhjä sähkökalastuksissa	veden kirkastuminen, pH 5, AI _{max} 2780	Heikkinen & Hynninen 2007
Perhonjoki	Alaosa	1985 tai 1986	siit kuolivat sumpuihin	veden kirkastuminen	Pakkala suullinen tiedonanto
Perhonjoki	Rödsö, Hongabäckenin alapuoli	8.10.1994	siikoja, taimenia, säynäviä, mateita, lahnoja, salakoita, haukia, ahvenia	syysateet poudan jälkeen, pH 5,1-5,5, Fe 4000	Keskipohtanmaa 1994; Pakkala suullinen tiedonanto
Perhonjoki	Lahnakosken alapuoli	2006-2007	talvella runsaasti kuolleita kaloja, erityisesti siikoja, lohikalojen kutu arveltiin menetetyksi	runsaita sateita poudan jälkeen, pH _{min} 3,6-3,8	Sarell 2006
Pyhäjoki	Merijärvi	1950-luku			Alasaarela 1983; Urho 1985
Pyhäjoki		~1960	rapukanta menetettiin vesistöiden takia		Tuikkala 1971; Niemi 1974, Urho 1985
Pyhäjoki		27.5.1970			Tuikkala 1971; Urho 1985
Pyhäjoki	välillä Tähjänjoki - jokisuu	marraskuun loppu 2006	jonkin verran lahnoja, särkiä, salakoita, mädin kuolleisuutta hautomoilla		Yrjänä 2006
Raseborgs å	Raasepori	syksy 1938	kalakuolema		Anon. 1940; Urho 1985
Sanginjoki	Oulujoen sivujoki, Aittokylä - jokisuu	29.12.2006	kuolleita särkiä ja salakoita, kiduksissa normaalia enemmän limaa	pH 4,7-4,8.	Tertsunen 2007c
Sauvonjoki	Sauvo	usein 1970-luvulla			Häkkilä suullinen tiedonanto; Urho 1985

Joki	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Siikajoki		1969	rapukanta tuhoutui Uljuan altaan täyttökanaavan imuruoppauksen takia	rauta- ja sulfaattipitoisuus nousi, pH laski	Niemi 1974
Siikajoki	Paavola - jokisuu	23.11.-15.12.2006	lahnoja, särkiä, salakoita, mateita, mutuja, haukia, kirjo-lohia, kidukset limoittuneet, kiduslamelleissa ruskeaa sakkaa	pH marras-joulukuussa 4,7 - 5, Luohuanjoessa 4,4 - 4,5.	Tertsunen 2006b, 2007
Siikajoki	Alaosa, Ruukki	24.-27.11.2006	lahnoja, särkiä, salakoita, mateita, mutuja, haukia, kirjo-lohia, pinnalla rautaa, kidusepiteelin liikakasvua, kiduskuolioita	veden kirkastuminen 3 päiväksi, pH 4,5-4,7	Yrjänä 2006
Sirppujoki	Uusikaupunki	loppuvuosi 1968			Anon. 1969; Sevola 1979, Urho 1985
Sirppujoki	Uusikaupunki	25.5.2003	ahvenet kuolivat katiskassa		LOS
Storträskbäcken	Närpiö, Nämptäs	kevät 1930	särkiä ja pikkukaloja runsaasti		Anon. 1930; Urho 1985
Tyrnävänjoki	Liminganlahti	8.6.1980			Urho 1985
Vöyrinjoki		kevät 1971			Suupohja ym. 1973
Vöyrinjoki		kevät 1970			Suupohja ym. 1973; Urho 1985
Järvi	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kalastosta	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Bränträsk	Siuntio	2004	kymmeniä haukia		LSU
Fingersöflagan	Öja	syksy1994, kesä 1995	suuria kuolleita kaloja, mm. ahvenia, kidukset liman peitossa	ojaveden pH 3,7	Aronsuu 1995
Härkmerifjärden	Kristiinankaupunki, Härkmer	kevät 1994	10000 kg lahnaa, haukea, ahventa ja särkeä		LSU
Härkmerifjärden	Kristiinankaupunki, Härkmer	1996			LSU
Härkmerifjärden	Kristiinankaupunki, Härkmer	2004			LSU
Järvälänjärvi	Raahe	talvi 2006, syyskuu 2008	talvella 2006 kuoli paljon kaloja (ilmeisesti koko kalasto), syyskuussa 2008 rannassa kuolleita ahvenia	vesi erittäin hapanta, rikki- ja alumiinipitoisuudet korkeita	Tuohino 2008
Luodonjärvi	Luodon-Öjanjärvi	syksy 1966	lahna, ahven, hauki		Sormunen ym. 1977; Urho 1985
Luodonjärvi	Luodon-Öjanjärvi	kevät 1967			Sormunen ym. 1977; Urho 1985
Luodonjärvi	Luodon-Öjanjärvi	syksy 1967			Sormunen ym. 1977; Urho 1985

Järvi	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Luodon-Öjanjärvi		kevät 1969	lähes kaikki kalat kuolivat	alhainen pH	Niemi 1974, Sormunen ym. 1977; Urho 1985
Luodon-Öjanjärvi		1976			Kansan ääni 1976
Luodon-Öjanjärvi		kevät 1970	kalakuolema, kalastus loppui lähes kokonaan	alhainen pH	Niemi 1974, Sormunen ym. 1977, Niemi suullinen tiedonanto; Urho 1985
Öjanjärvi	Luodon-Öjanjärvi	Kevät 1974	70 % kiiskeä, 20 % ahventa ja 10 % särkeä	pH 4,6-5,1, vesi kirkastui	
Luodon-Öjanjärvi		1996			Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007
Luodon-Öjanjärvi		syksy-talvi 2006-2007	lähes kaikki kalat kuolivat		Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006, Vasabladet 2006
Moikipään lammikko	Moikipää, Korsnäs	Kesä 1937	kalakuolema	pH 3,3	Järvi 1938
Pirttijärvi	Muhos	2008	kuivatuksen jälkeen vesitettyyn Pirttijärveen istutetut ahvenet kuolivat	pH 3,5-3,9, korkea sulfaatti-pitoisuus	Jermi Tertsunen, kirjallinen tiedonanto
Uudenkaupungin allas	Uusikaupunki	28.4.2004		pH 4,2	LOS
Uudenkaupungin allas	Uusikaupunki	6.5.2004	~16 kpl haukea, ahvenia, särkiä, kiiskejä		LOS
Uudenkaupungin allas	Uusikaupunki	kevät 1969			Anon. 1969; Urho 1985
Uudenkaupungin allas	Uusikaupunki	15.4.2005	kuolleita kaloja enemmän kuin vuosiin		LOS
Vähäjärvi	Kälviä	12.1.2007	kymmeniä kuolleita kaloja jään alla		http://qdesq.vuodatus.net/blog/category/Luonto
Västerfjärdenin allas	Närpiönjoen vesistöalue	2003 ja aiemmin	laajoja kalakuolemia		Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007
Rannikko	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kalastosta	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Draksvikin lahti	Draksvik	15.5.1976	lahnoja, säyneitä, särkiä, haukia 500 kg	puron perkaustyö, pH 4,3	Helsingin vesipiiri, Urho 1985
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Vassor	1976			Hudd ym. 1984
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Österfjärden	1960-luku	kalaa kuollut talvikalastuksen rysiin useita kertoja		Hudd ym. 1984
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Österfjärden	kevät 1979	laaja, tilapäinen kalakuolema		Hudd ym. 1984

Rannikko	Lisätieto sijainnista	Aika	Kuvaus kaloista	Kuvaus vedenlaadusta	Viite
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Österfjärden	touko-kesäkuu 1996	kalojen joukkokuolema		Ilkka 1996
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Maksamaa-Köklot	kevät 1977			Ranta 1985
Kyrönjoen edusta		1969	kalakuolema		Suupohja ym. 1973, viittaa Niemi 1974
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	11.-13.5.1970	50 tn kuoreita		Suupohja ym. 1973
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	7.-9.6.1970	100 tn lahnoja, kuhia, särkiä, haukia		Suupohja ym. 1973
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	1971	vähemmän kuin aiemmin		Suupohja ym. 1973
Kyrön- ja Vöyrinjoen edusta	Österfjärden	1970-1980	vuosittain pienehköjä		Hudd ym. 1984
Kyrönjoen suisto		kevät 1970	kalojen joukkokuolemia, noin 60 km ² alueella 150 tonnia kalaa		Niemi 1974, Palko 1994
Laajojen suisto	Mynämäenlahti	1970-luku		veden kirkastuminen	Sevola 1979; Urho 1985
Laihianjoen edusta	Sundomin lahti	26.6.1985	särkiä, ahvenia		Ranta 1985
Laihianjoen edusta	Sundomin lahti	kevät 1982	kuoreet rysiin		LSU; Urho 1985
Lindöviken	Tenhola (Raasepori)	22.4.1977			Vesipiiri, Urho 1985
Petsmo	Lappsundsån, Korsholm	1985	hauki, ahven, särki	hapan	Ranta, E.
Seitlax	Porvoon mlk.	7.6.1973			Helsingin vesipiiri, Urho 1985
Seitlax	Porvoon mlk.	6.4.1975			Helsingin vesipiiri, Urho 1985
Seitlax	Porvoon mlk.	5.5.1977			Helsingin vesipiiri, Urho 1985
Snappertuna	Raasepori	1970-luvulla	kalakuolema	vesi kirkastui	Helsingin vesipiiri
Snappertuna	Höstnäs	n. 2.5.1984	kalakuolema	Ruoppaus ja savirantojen pengerrys	Länsi-Uudenmaan vesiensuojelu yhdistys, Helminen, suullinen tiedonanto; Urho 1985
Tessö å	Kullafjärd i Strömsfors	syksy 1940	Suuria määriä eri kalalajeja	Kuivatuksia ja kaivauksia joessa, sade	Anon. 1940; Urho 1985
Vaasan rannikkoalue		1960-80 -luvut	useita pienehköjä kalakuolemia		Hudd ym. 1984
Vöyrinjoki	Hellnäs	1969			Suupohja ym. 1973

Kalakuolemataulukon lähdeluettelo

- Alasaarela, E. 1983. Acidity problems caused by flood control works of the river Kyrönjoki. Publications of the water research institute 49: 3-16.
- Anon. 1896. Notiser: Fiskepidemi. Fisken i Kyröelf. Hvad går åt fiskarna? Fiskeritidskrift för Finland 5: 12-13.
- Anon. N.O. [Nordqvist, O.] 1896. Undersökningar i anledning af fiskepidemin i Kyrö och Nykarleby elfvar. – Fiskeritidskrift för Finland 5: 13-14.
- Anon. 1897. Fisket i Lappo elf. Fiskeritidskrift för Finland 6: 37-38.
- Anon. [Häm.San.]1926. Fiskdöd i Loimijoki. Fiskeritidskrift för Finland 33: 160.
- Anon. [L:o]1926. Fiskdöd i Kalajoki älv. Fiskeritidskrift för Finland 33: 159.
- Anon. 1930. Svåra fall av fiskdöd. Fiskeritidskrift för Finland 37: 94.
- Anon. 1937. Fiskdöd i Nykarleby älv. Fiskeritidskrift för Finland 44(10): 169.
- Anon. 1940 Fiskdöd i Kulla fjärd. Fiskeritidskrift för Finland 47(10): 110-111.
- Anon. 1941 C-t S-le [Segesträhle, C.]. Fisförgiftning i Nykarleby älv. Fiskeritidskrift för Finland 48: 12.
- Anon.1953. Kalamiehen viesti 9-10: Kokemuseräisiä y.m. havaintoja kalakannan runsausvaihteluista kalavesillä. III. Kulttuurin vaikutus kalavesiin.
- Anon. 1969. Kalataloussäätiön julkaisuja 29
- Aronsuu, K. 1995. Kalakuolema Fingersjöflagan-fladassa elokuussa 1995 (muistio 11.8.). Keski-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Aronsuu, K. 2006. Kalakuolemaselvitys. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Heikkinen, M. 2004. Luohuanjoen happamoitumiseen liittyvät vesianalyysit vuosina 2002 ja 2003. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Moniste.
- Heikkinen, M.-L. & Hynninen, P. 2007. Olkijoen happamoitumiseen liittyvä kuormituselvitys. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Moniste.
- Hudd, R., Hilden, M., Urho, L., & Jåfs, L.-A. 1984. Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalouselvitys 1980-1982. Vesihallitus. Tiedotus no 242 A.
- Ilkka 6.6.1996 (sanomalehti)
- Järvi, T.H. 1938. Hauenpoikasten kasvattamisesta lammikoissa sekä sen yhteydessä sattunut kalojen joukko tuhoutuminen. Suomen Kalastuslehti 45(1): 2-6.
- Kansan ääni 1976. Kalat kuolevat Luodonjärnessä, 27.5.1976. (sanomalehti)
- Keskipohjanmaa 17.11.1994. Hapan vesi tappoi Perhonjoen kaloja.
- Laukkanen, suullinen tiedonanto.
- LOS (Lounais-Suomen ympäristökeskus)
- LSU (Länsi-Suomen ympäristökeskus)
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2006. Poikkeuksellisen huono happamuustilanne Pohjanmaan joissa. Tiedote 1.12.2006. Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=212701> [Viitattu 26.11.2010]
- Länsi-Suomen ympäristökeskus 2007. Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon. Yhteenveto vesienhoitoa koskevista keskeisistä kysymyksistä Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueella. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja, Oy Arkmedia Ab, Vaasa, 74 s.
- Niemi, A. 1974. Keski-Pohjanmaan vesistöjen tilasta kalatalouden kannalta. Ympäristö ja Terveys 8/1974: 771-776.
- Nordqvist, O. 1902. Fiskens utdöende i Malmby bäck i oktober 1901 – Fiskeritidskrift för Finland 11: 111-114.
- Nordqvist, O. 1902. Kalojen kuoleminen Malmkylän purosta lokakuussa 1901. Suomen Kalastuslehti 11: 110-113.
- Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Acta Universitatis Ouluensis Series C. Technica 75.
- Ranta, E. Vaasan vesipiirin alueen kalakuolemat 1972-1985. Listaus.
- Ranta, E. 1985. Kyrönjoen kalastosta ja kalaston tilaan vaikuttavista tekijöistä. Vesihallitus. Tiedotus no 259.
- Ropponen, R. 1978. Västerfjärdenin raakavesialtaan kalastossa tapahtuneet muutokset altaan patoamisen johdosta. Moniste 14 s.
- Sarell, J. 2006. Haastattelu MTV:n klo 19:n uutisissa.
- Sevola, P. 1979. Pohjanmaan ongelmasavet – muinaismeren pohjaliejut. Suomen luonto 38 (3): 102-106.
- Sormunen, T., Kumm, P. & Ahlfors, P., 1977. Luodon patojärven limnologinen ja kalataloudellinen tutkimus. Kalataloussäätiön monistettuja julkaisuja 56.
- Storm, A. 2000. Fritids- och yrkesmässigt fiske i Malax å och dess influensområde under 1998. Regionala miljöpublikationer 171. 60 s.
- Suupohja, O., Erviö, R., Pälikkö, E., Sumari, O. & Vuoristo, H. 1973. Selvitys Kyrönjoen ja sen edustan merialueen kalakuolemien syistä. Työryhmän selvitys Vesihallitukselle 2.3.1973. 101 s.+17 liitettä.
- Tuikkala, A. 1971. Nahkiaisen elintavoista ja sen pyynnistä Pyhäjoella. Kalataloussäätiön monistettuja julkaisuja 40: 1-59.
- Tertsunen, J. 2006. Kalakuolemaselvitys (Siikajoki). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Tertsunen, J. 2007a. Kalakuolemaselvitys (Kalimenoja). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Tertsunen, J. 2007b. Kalakuolemaselvitys (Siikajoki). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

- Tertsunen, J. 2007c. Kalakuolemaselvitys (Sanginjoki). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Tuohino, J. 2008. Kalakuolemaselvitys. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Urho, L. 1985. Kaloja kuolee happamien sulfaattimaiden käsittelyyn – miten käy kalakantojen? Esitelmä limnologisymposiumissa. Helsinki.
- Vasabladet 29.10.1896
- Vasabladet 29.10.1971
- Vasabladet 25.11.2006
- Vaasa-lehti 31.7.1937
- Vaasa-lehti 10.2.1941
- VH 1973 (Vesihallitus)
- VH 1984. Pohjanmaan vesistö rakentamisen tutkimus- ja kehitysprojektin loppuraportti. Vesihallituksen monistesarja 220: 208s.
- VH 1993 (Vesihallitus)
- Yrjänä, T. 2006. Oulun radion uutiset 24.11.2006.

KUVAILELEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)		Julkaisu-aika Toukokuu 2012	
Tekijä(t)	Tapio Sutela, Kari-Matti Vuori, Pauliina Louhi, Karoliina Hovila, Sinikka Jokela, Satu Maaria Karjalainen, Marja Keinänen, Martti Rask, Anssi Teppo, Lauri Urho, Teppo Vehanen, Pekka J. Vuorinen & Peter Österholm			
Julkaisun nimi	Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 14/2012			
Julkaisun teema	Luonnonvarat			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/syke/julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Tähän kirjallisuuskatsaukseen on koottu kattavasti tietoa happamien sulfaattimaiden (HS-maat) vaikutuksista vesistöjemme vedenlaatuun, eliöstöön ja kalakuolemiin. Kirjallisuuskatsaus tehtiin Suomen ympäristökeskuksen koordinoiman CATERMASS-hankkeen yhteydessä laajan tutkijaryhmän yhteistyönä.</p> <p>Happamia sulfaattimaita muodostui Itämeren rehevissä rannikkovesissä 4000–8000 vuotta sitten, kun mikrobit pelkistivät meriveden sulfaattia sulfidiksi. Maankohoamisen myötä sulfidisavikoita sisältäviä maita alettiin kuivata viljelyskäyttöön. Tällöin hapetusreaktiassa vapautuva rikki alkoi muodostaa maaperän veden kanssa rikkihappoa, joka liuottaa maaperästä myrkyllisiä metalleja, kuten alumiinia, kadmiumia ja kuparia. Runsaiden sateiden ja kevään sulamisvesien mukana happamuus ja metallit huuhtoutuvat vesistöön. Viime vuosikymmeninä lisääntyneen salaojituksen myötä peltojen kuivatussyvyys on kasvanut lisäten samalla HS-maiden haitallisia vesistövaikutuksia.</p> <p>Happamuus ja siihen liittyvä metallien myrkyllisten olomuotojen runsastuminen aiheuttavat muutoksia vesistöjen kaikissa eliöryhmissä mukaan lukien kalat, pohjaeläimet, vesikasvit ja pohjalevät. Yksilötasolla on havaittu epämuodostumia, kuten vesihyönteistoukkien rakenneaurioita. Kalat yrittävät suojautua hengitysveden haitallisilta aineilta lisäämällä kidusten limaneritystä, jolloin hengitys vaikeutuu. Altistuminen happamuudelle ja metalleille haittaa kalojen lisääntymistä mm. viivästyttämällä munasolujen kypsymistä sekä vaikeuttamalla mätimunien hedelmöittymistä ja alkionkehitystä. Eliöyhteisötasolla HS-maiden vaikutus näkyy usein happamuudelle herkkien lajien tai lajiryhmien puuttumisena. Virtavesien kalalajeista happamuudelle herkkiä ovat esimerkiksi kivisimppu, made ja taimen, ja jokisuistojen pohjaeläinryhmistä esimerkiksi simpukat.</p> <p>HS-maiden aiheuttamista kalakuolemista joissa, järvissä, jokisuistoissa ja rannikkovesissä koottiin mahdollisimman kattava listaus, joka todentaa ongelmien keskittymistä Pohjanmaan alueelle. Pahiten happamuuden ja myrkyllisten metallien vaivaamat pikkujouet ovat olleet käytännössä kalattomia viimeisten vuosikymmenten ajan.</p>			
Asiasanat	maaperä, happamuus, sulfaattimaat, happamat maat, metallit, myrkyllisyys, myrkylliset aineet, vedenlaatu, kalat, kalakuolemat, salaojitus			
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			
	ISBN 978-952-11-4013-6 (nid.)	ISBN 978-952-11-4014-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoj.)
	Sivuja 61	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja				
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2012			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum Maj 2012		
Författare	Tapio Sutela, Kari-Matti Vuori, Pauliina Louhi, Karoliina Hovila, Sinikka Jokela, Satu Maaria Karjalainen, Marja Keinänen, Martti Rask, Anssi Teppo, Lauri Urho, Teppo Vehanen, Pekka J. Vuorinen & Peter Österholm			
Publikations titel	Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa (Konsekvenserna av sura sulfatjordar för vattendragen och fiskdöden i Finland)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 14/2012			
Publikationens tema	Naturtillgångar			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig också på internet: www.ymparisto.fi/syke/publikationer			
Sammandrag	<p>Denna litteraturöversikt omfattar övergripande information om de sura sulfatjordarnas (SS-jordar) konsekvenser för vattenkvaliteten, organismerna och fiskdöden i våra vattendrag. Litteraturöversikten gjordes som ett samarbete inom en bred forskargrupp i samband med CATERMASS-projektet som samordnas av Finlands miljöcentral.</p> <p>De sura sulfatjordarna uppstod i de frodiga kustvattnen i Östersjön för 4 000–8 000 år sedan när mikrober reducerade sulfatet i havsvattnet till sulfid. På grund av landhöjningen började man torrlägga de svavelhaltiga lermarkerna för användning i jordbruket. Då började svavel som frigjordes i oxidationsreaktionen tillsammans med vattnet i jorden bilda svavelsyra som löser upp giftiga metaller i marken såsom aluminium, kadmium och koppar. Med rikliga regn och översvämningsvattnet på våren sköljs surheten och metallerna ut i vattendragen. På grund av täckdikningen som ökat under de senaste decennierna har åkrarnas torrlägningsdjup vuxit och samtidigt har SS-jordarnas skadliga inverkan på vattendragen ökat.</p> <p>Surheten och ökningen av giftiga metaller orsakar förändringar i vattendragens alla organismgrupper inklusive fiskar, bottendjur, vattenväxter och bottenalger. På individnivå har missbildningar observerats såsom strukturskador på vatteninsektlarver. Fiskarna försöker skydda andningsvattnet från skadliga ämnen genom att öka gälarnas slemavsöndring varvid andningen försvåras. Exponering för surhet och metaller stör fiskarnas förökning bland annat genom att försena äggcellernas mognad samt genom att försvåra befruktningen av romäggen och embryoutvecklingen. I organismsamhället syns SS-jordarnas konsekvenser ofta i avsaknaden av arter eller artgrupper som är känsliga för surheten. Fiskarter i strömmande vatten som är känsliga för surheten är till exempel stensimpa, lake och öring och motsvarande grupper av bottendjur i åmynningar är till exempel musslor.</p> <p>En så omfattande förteckning som möjligt sammanställdes över den fiskdöd som SS-jordarna gett upphov till i åar, sjöar, åmynningar och kustvatten. Förteckningen bekräftar att problemen är koncentrerade till Österbotten. I praktiken har det inte funnits någon fisk under de senaste decennierna i de små åar som plågats värst av surheten och de farliga metallerna.</p>			
Nyckelord	mark, surhet, sulfatjordar, sura jordar, metaller, giftighet, giftiga ämnen, vattenkvalitet, fisk, fiskdöd, täckdikning			
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			
	ISBN 978-952-11-4013-6 (hft.)	ISBN 978-952-11-4014-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 61	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution				
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2012			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date May 2012		
<i>Author(s)</i>	Tapio Sutela, Kari-Matti Vuori, Pauliina Louhi, Karoliina Hovila, Sinikka Jokela, Satu Maaria Karjalainen, Marja Keinänen, Martti Rask, Anssi Teppo, Lauri Urho, Teppo Vehanen, Pekka J. Vuorinen & Peter Österholm			
<i>Title of publication</i>	Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa (The impact of acid sulphate soils on water bodies and fish deaths in Finland)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 14/2012			
<i>Theme of publication</i>	Natural Resources			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available on the internet: www.ymparisto.fi/syke/publications			
<i>Abstract</i>	<p>We have compiled in this review a comprehensive presentation of the impacts of acid sulphate soils (ASS) on water quality, biota, and fish kills in Finnish water bodies. This review is a result of extensive collaboration among research scientists in connection with the CATERMASS project co-ordinated by the Finnish Environment Institute (SYKE).</p> <p>Acid sulphate soils were formed in the eutrophic coastal waters of the Baltic Sea 4,000–8,000 years ago as microbes reduced the sulphate contained in saline seawater into sulphide. Sulphide clay soils emerging through land uplift have since been reclaimed and drained for cultivation use. Sulphur released in the resultant oxidation process reacted with soil water to form sulphuric acid, which draws toxic metals such as aluminium, cadmium, and copper from the soil. Heavy rains and the waters of springtime thawing transported acids and metals to the water bodies. In recent decades, the drainage depth of fields has increased because of the growing popularity of subterranean drainage methods, thus exacerbating the adverse ASS impacts on water bodies.</p> <p>Acidity and the attendant proliferation of toxic forms of metals induce changes in all organism groups of water biota, among them fish, macroinvertebrates, macrophytes, and bottom algae. On the specimen level, malformations have been discovered, such as structural pupae impairment in aquatic insects. The defence mechanism employed by fish against harmful substances in the surrounding water is to increase mucus exudation in the gills, which results in reduced respiration function. Exposure to acidity and metals harms the reproduction cycle of fish by delaying the development of follicles into mature eggs and by hindering eggs' fertilisation and embryo development. On the biota level, the manifestation of ASS impact is often the absence of the species or species groups most vulnerable to acidity. The species of river fish that are vulnerable to acidity include, for example, bullhead, burbot, and brown trout, while in estuaries the bivalves are one vulnerable group in macroinvertebrates.</p> <p>Fish kills in rivers, lakes, estuaries, and coastal waters due to ASS soils were catalogued as comprehensively as possible. This listing is further proof that the problems are concentrated in the region of Ostrobothnia. Fish have been practically extinct in the minor rivers most afflicted with acidity and toxic metals in recent decades.</p>			
<i>Keywords</i>	soil, acidity, sulphate soils, acid soils, metals, toxicity, toxic substances, water quality, fish, fish kills, subterranean drainage			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			
	ISBN 978-952-11-4013-6 (pbk.)	ISBN 978-952-11-4014-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	No. of pages 61	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %)
<i>For sale at/ distributor</i>				
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, 00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd, Helsinki 2012			

Happamien sulfaattimaiden (HS-maat) maankäytön aiheuttama happamuus- ja metallikuormitus on vuosikymmenten ajan heikentänyt Suomen länsirannikon vesistöjen ekologista tilaa. Tiedot HS-maiden vesistö- ja kalastovaikutuksista ovat olleet hajallaan ympäristöhallinnon, kalatalousviranomaisten, tutkimuslaitosten ja yksittäisten tutkijoiden julkaisuissa, ns. harmaassa kirjallisuudessa ja tietokannoissa. Tähän julkaisuun on koottu EU-rahoitteisen CATERMASS Life+-projektin toimesta kattava tietopaketti HS-maiden aiheuttamista vesistö- ja kalastohaitoista Suomessa.

Laajimmat happamien sulfaattimaiden alueet sijaitsevat Pohjanmaalla. Viime vuosikymmeninä lisääntyneen salaojituksen myötä peltojen kuivatussyvyys on kasvanut samalla kiihdyttäen haitallisia vesistövaikutuksia. Pahiten happamuuden ja myrkyllisten metallien vaivaamat pikkujoet ovat muuttuneet kalattomiksi. HS-maiden maankäytön haitalliset vesistövaikutukset saattavat kärjistyä tulevaisuudessa ilmaston muuttumisen takia.



ISBN 978-952-11-4013-6 (nid.)

ISBN 978-952-11-4014-3 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkoj.)