



Luonnonvara- ja
biotalouden
tutkimus 12/2016

Metsänhoito happamilla sulfaattimailla

Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen ja Leena Finér

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2016

Metsänhoito happamilla sulfaattimailla

Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen ja Leena Finér

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2016



ISBN: 978-952-326-189-1 (Painettu)

ISBN: 978-952-326-190-7 (Verkkajulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkajulkaisu)

URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-190-7>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen ja Leena Finér

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2016

Julkaisuvuosi: 2016

Kannen kuva: Markku Saarinen

Painopaikka ja julkaisumyynti: Juvenes Print, <http://luke.juvenesprint.fi>

Alkusanat

Tämä opaskirja kertoo metsänhoidon erityispiirteistä happamilla sulfaattimailla. Tavoitteenamme oli koota yhteen olemassa oleva tietämys happamien sulfaattimaiden metsistä ja metsienkäytöstä aiheutuvista ympäristöriskeistä. Vesistöhaittojen ennaltaehkäisy edellyttää happamilla sulfaattimailla tavanomaista tarkemman maaperätiedon hankkimista. Jos maaperän runsasrikkiset kerrokset hapettuvat, huuhtoutuu happamilta sulfaattimailta vesistöihin hyvin hapanta ja metallipitoista vettä. Metsänuudistamisen yhteydessä maaperän voimakas happamoituminen ja metallien liukeneminen voivat puolestaan aiheuttaa vakavia kasvuhäiriöitä taimille. Haittojen estämiseksi on tärkeä paikallistaa ongelmia aiheuttavien maakerrosten tarkka sijainti, ennen kuin kohteella tehdään maata rikkovia metsänhoitotoimenpiteitä.

Opas on toteutettu Luonnonvarakeskuksessa osana Metsät ja Vesi -tutkimusohjelmaa. Valmistelua on tukenut monialainen asiantuntijatyöryhmä, jonka jäseninä ovat olleet geologi Anton Boman ja erikoistutkija Peter Edén Geologian tutkimuskeskuksesta, ympäristösihteeri Juhani Hannila ja projektisihteeri Mats Willner Kokkolan kaupungin Ympäristöpalveluista, kalastusbiologi, tutkija Richard Hudd Luonnonvarakeskuksesta (31.12.2014 asti Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus), vesiensuojelun asiantuntija Samuli Joensuu Tapio Oy:stä, luonnonhoidon asiantuntijat Nina Jungell ja Irmeli Ruokanen Suomen Metsäkeskuksesta, professori Raija Laiho Luonnonvarakeskuksesta (31.12.2014 asti Metsäntutkimuslaitos), tutkija Hannu Marttila Oulun yliopistosta, tutkija Miriam Nystrand ja lehtori Peter Österholm Åbo Akademiasta, metsätalousinsinööri Kjell Sundsten OTSO Metsäpalveluista, ylitarastaja Jermi Tertsunen Pohjois-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksesta, tutkija Jaana Uusi-Kämppä Luonnonvarakeskuksesta (31.12.2014 asti Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), toiminnanjohtaja Seija Virtanen Salaojituksen Tukisäätiöstä ja professori Markku Yli-Halla Helsingin yliopistosta. Lisäksi tutkija Jaana Luoranen Luonnonvarakeskuksesta (31.12.2014 asti Metsäntutkimuslaitos) ja professori Mats Erik Åström Ruotsin Linné-yliopistosta ovat antaneet arvokkaita kommentteja oppaan luonnosvaiheessa. Suuret kiitokset kaikille työhön osallistuneille!

Karkauspäivänä 2016

Tiina M. Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen, Leena Finér

Tiivistelmä

Tiina Maileena Nieminen¹⁾, Hannu Hökkä²⁾, Antti Ihalainen¹⁾ ja Leena Finér³⁾

¹⁾Luonnonvarakeskus, Vesitalous ja vesistökuormitus, Jokiniemenkuja 1, 01370 Vantaa

²⁾Luonnonvarakeskus, Metsän kasvatusmenetelmät, Eteläranta 55, 96300 Rovaniemi

³⁾Luonnonvarakeskus, Vesitalous ja vesistökuormitus, Yliopistokatu 6, 80100 Joensuu

Happamista sulfaattimaista aiheutuvat vesistöriskit on otettava huomioon rannikkoalueillamme kunnostusojituksia ja metsänuudistamiseen liittyvää maanmuokkausta toteutettaessa. Riskialueiden esiintymistä on kartoitettu viime vuosina, mutta kartoitustieto puuttuu vielä laajoilta alueilta. Happamia sulfaattimaita voi esiintyä muinaisen Litorinameren ylimmän rannan rajaaman alueen alapuolella. Tämä Litorina -alue ylittää Pohjois-Suomessa noin 100 metrin korkeuteen ja Etelä-Suomessa 30–40 metrin korkeuteen nykyisestä merenpinnasta. Poikkeuksellista happamuutta voi esiintyä myös mustaliuskeita sisältävillä alueilla, mutta niitä ei tässä oppaassa tarkastella.

Kansainvälisten arvioiden mukaan happamien sulfaattimaiden esiintymät ovat Suomessa Euroopan laajimmat. Happamissa sulfaattimaissa muodostuvan happamuuden aiheuttavat maaperän rautasulfidipitoiset kerrostumat. Niiden paljastuminen tai altistuminen hapettumiselle maan kuivatuksen seurauksena käynnistää happamoitumisen. Hapettumistuotteet näkyvät maaperässä punaisen- tai kellanruskeina kerrostumina tai ruostetäplinä. Hapettuneesta kerroksesta huuhtoutuva vesi on hyvin hapanta ja metallipitoista, mikä muodostaa vakavan uhan vesieliöstölle ja aiheuttaa haittaa erityisesti kalataloudelle. Vesistöongelmat kärjistyvät kuivaa kautta seuraavien voimakkaiden sateiden jälkeen. Maatalousvaltaisilla alueilla vesistöjen happamoitumisriski on suurin peltojen tehokkaasta kuivatuksista johtuen. Salaojitetuilla alueilla suuremman kuivatussyvyyden vuoksi se on suurempi kuin avo-ojitetuilla alueilla. Metsätalousalueiden kuivatus ei ole yhtä voimaperäistä, joten niistä aiheutuvaa riskiä pidetään pienempänä. Paikallisesti metsätaloustoimenpiteiden vaikutus voi kuitenkin olla suuri, ja siksi kaikkien toimijoiden on tunnistettava riskialueet ja otettava ne huomioon metsätaloustoimenpiteiden suunnittelussa ja käytännön toteutuksessa happamoitumishaittojen estämiseksi.

Vesistöille ja vesieliöstölle aiheutuvia haittoja vähennetään, kun kunnostusojitusta ja maanmuokkausta ei uloteta sulfidipitoisiin maakerroksiin. Metsien kunnostusojitus aiheuttaa suurimman uhan sulfidikerrosten paljastumiselle. Rannikkoalueilla on jo ojitussuunnitelmaa laadittaessa selvitettävä, esiintyykö alueen maaperässä sulfidipitoisia maakerroksia suunnitellulla kaivussyvyydellä. Kaivu tulisi rajata sulfidipitoisten kerrosten yläpuolelle. Esiintyminen selvitetään ottamalla kivennäismaakerroksista näytteitä maakairan tai lapion avulla. Niistä voidaan aistinvaraisesti arvioida sulfidien esiintymistä, Varmuus siitä, ettei happamoitumisriskiä ole, vaatii laboratoriossa toteutettavia maanäytteen hapettumisen edetessä toistettavia pH-mittauksia tai rikki-pitoisuuden määrittystä. Lisäksi on huomioitava, että ennakkoselvitys ei anna kattavaa kuvaa sulfidikerrosten esiintymisestä, vaan niitä voi paljastua vasta kaivutöiden yhteydessä, sillä sulfidikerrosten syvyys ja laajuus vaihtelevat pienipiirteisesti.

Happamoitumista voi tapahtua myös metsänuudistamiseen liittyvän maanmuokkauksen seurauksena, jos paljastetaan sulfidipitoista maa-ainesta. Erityisesti kangasmailla tavanomainen muokkaussyvyys voi ulottua pinnanläheisiin sulfidipitoisiin kerroksiin, jolloin happamoituminen ja maaveteen myrkyllisissä määrin liukenevat metallit ovat uhka sekä vesistöille että taimien kehitykselle.

Tämän oppaan tavoitteena on kuvata käytettävissä olevaan tutkimustietoon perustuen tehokkaimmat happamuushaittojen torjuntakeinot metsien kunnostusojitusta ja metsien uudistamiseen liittyvää maanmuokkausta toteutettaessa.

Asiasanat: happamoituminen, kunnostusojitus, maanmuokkaus, metsänkäsittelyohjeet, rannikkoalueet, raskasmetallit, valumavesi, vesistökuormitus

Sisällysluettelo

1. Happaman sulfaattimaan määritelmä	6
2. Happaman sulfaattimaan tunnistaminen.....	7
3. Happamoitumisilmiön tausta	9
3.1. Maaperän sulfidipitoisten kerrosten synty.....	9
3.2. Todellisen happaman sulfaattimaan muodostuminen	10
3.3. Maankäytön vaikutus happamien sulfaattimaiden muodostumiseen	10
4. Happamuuden ja metallien huuhtoutumisen vesistövaikutukset.....	12
4.1. Vesistöjen kemiallinen ja ekologinen tila.....	12
4.2. Happamuuspiikit ja vesieliöstö	14
5. Rannikon Litorina-alueen metsät.....	16
5.1. Maankohoamisrannikon metsittyminen	16
5.2. Metsäpinta-ala	17
5.3. Soiden kuivatustilanne.....	18
5.4. Päätehakuut ja maanmuokkaus.....	19
5.5. Puuston tilavuus ja kasvu kasvu Litorina-alueen metsämaalla.....	20
6. Happamien sulfaattimaiden kartoitus	21
6.1. Yleiskartoituksen hyödyntäminen metsäsuunnittelussa	21
6.2. Maaluokkien pinta-ala happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokissa	23
7. Metsänhoitotoimenpiteet, jotka aiheuttavat vesistökuormitusriskejä happamilla sulfaattimailla	25
7.1. Kunnostusojitus	25
7.1.1. Tavoite	25
7.1.2. Kunnostusojituksen riskit happamilla sulfaattimailla	25
7.2. Maanmuokkaus	26
7.3. Muut metsätalouden toimenpiteet	27
8. Metsänhoidon vesiensuojelutoimenpiteet happamilla sulfaattimailla	28
8.1. Kunnostusojituksen suunnittelu Litorina-alueella	28
8.2. Kunnostusojituksen toteutus	28
8.2.1. Kuivatusteho ja kaivussyvyys	28
8.2.2. Suositeltavat vesiensuojelumenetelmät	28
8.2.3. Kaivun aikaiset toimenpiteet	30
8.2.4. Vaihtoehdot kunnostusojitukselle	30
8.3. Maanmuokkauksen toteutus happamilla sulfaattimailla	30
9. Toimintasuositus kunnostusojitusten suunnitteluun ja toteutukseen happamien sulfaattimaiden esiintymisalueella	32

1. Happaman sulfaattimaan määritelmä



Kuva: Aimo Jokela / Luke

Hapan sulfaattimaa sisältää (tai on sisältänyt) sulfidipitoisia kerrostumia. Luonnontilassa tällainen maa on veden kyllästämää, ja sulfidipitoiset kerrokset ovat pH-arvoltaan lähes neutraaleja. Luonnontilaisista, häiriintymättömistä sulfidipitoisista kerroksista käytetään nimitystä **potentiaalinen hapan sulfaattimaa**. Sulfidipitoisten kerrosten hapettuessa esimerkiksi ojituksen seurauksena sulfidirikki muuttuu rikkihappomuotoon (**sulfaatti**), mistä aiheutuu voimakasta happamoitumista ja metallien liukenemista maaperässä. Tällöin puhutaan **todellisesta happamasta sulfaattimaasta**. Hapettuneiden kerrosten alapuolella, veden kyllästämissä maakerroksissa voi esiintyä sulfidimuodossa olevaa rikkiä, joten todellisilla happamilla sulfaattimaillaakin syvempien maakerrosten pH on usein lähes neutraali.

Sulfidipitoinen kerrostuma on sedimentti tai maaperän kerros, jonka sulfidirikkipitoisuus $\geq 0,01$ %, tai mikäli sulfidipitoisuutta ei ole analysoitu:

- (1) kokonaisrikkipitoisuus $\geq 0,01$ % ja
- (2) pH laskee inkubaatiossa $< 4,0$.

Jos pH ei laske inkubaatiossa alle 4:n, sedimenttiä tai maaperää ei luokitella potentiaaliseksi happamaksi sulfaattimaaksi.

Tyypillisimmin sulfidisedimentit ovat hienorakeisia lajittuneita maalajeja tai liejuja, joiden kokonaisrikkipitoisuus on suurempi kuin 0,2 %. Monin paikoin myös karkearakeiset maaperäkerrokset voivat tuottaa hapettuessaan happamuutta, jos niiden kokonaisrikkipitoisuus on suurempi kuin 0,01 %.

2. Happaman sulfaattimaan tunnistaminen

Toisin kuin maanviljelijät, metsänomistajat eivät yleensä tiedä happaman sulfaattimaan olemassaolosta metsässään. Metsänomistajille tiedottaminen onkin riskialueilla tärkeää, jotta välttyttäisiin haitallisilta vesistövaikutuksilta ja metsänuudistamisvaiheen taimikuolemilta.

Peltojen maannosprofiilissa on erotettavissa selvä hapettunut kerros pohjavedenpinnan yläpuolella (kuva 1). Monet happamien sulfaattimaiden pelloista ovat olleet viljelykäytössä jopa yli sadan vuoden ajan. Siinä ajassa suuri osa kuivatussyvyydellä olevista sulfideista on ehtinyt hapettua ja niistä muodostunut happamuus sekä liuenneet metallit huuhtoutua vesistöihin (Yli-Halla ym. 2008). Suometsissä tilanne on hyvin toisenlainen (Saarinen ym. 2013, Hadzic ym. 2014). Turpeen peittämissä kivennäismaakerroksissa sulfidit ovat pelkistyneissä oloissa säilyneet muuttumattomina, jolloin maaperän tunnistaminen silmämääräisesti potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi on vaikeaa (kuva 2). Tällaisten maiden potentiaalinen happamuuden tuottokyky on hyvin suuri. Kunnostusajatuksista aiheutuva happamoitumisriski on suurin silloin, kun sulfidipitoiset kerrokset ovat aivan kivennäismaan pinnassa välittömästi turvekerroksen alla (Saarinen ym. 2013; Edén & Auri 2014; Hadzic ym. 2014). Kangasmailla ei yleensä ole tarvetta metsäojitukseen, mutta happaman sulfaattimaan olemassaolo voi ilmetä metsänuudistamiseen liittyvinä ongelmina. Hyvin ohutturpeisilla kasvupaikoilla ja kangasmailla maanmuokkaus voi aiheuttaa happamoitumista ja metallien liukenemista, jos maan pintaosassa on sulfidipitoisia kerroksia.



Kuva 1. Tehokkaan kuivatuksen seurauksena muodostunut maannosprofiili peltomaassa, jossa on ruosteenruskeiden rautasaostumien värjäämä, selkeästi erottuva hapettunut kerros ja syvemmällä pohjavedenpinnan alapuolella erottuva tumma muuttumaton sulfidikerros. Kuva: Markku Yli-Halla, Helsingin yliopisto.



Kuva 2. Metsien kunnostusojituskohteilla sulfidipitoiset kerrokset ovat yleensä lähes häiriintymättömiä, joten peltomaille tyypillistä hapettunutta kerrosta ei ole erotettavissa. Ruosteenruskeita hapettumistuotteita voi löytyä pieninä esiintyminä maan halkeamispinnoista tai vanhoista ojaluiskista ja kaivumassoista. Ojan pohjan alta on paljastunut tumma muuttumaton sulfidikerros. Kuva: Mats Willner, Kokkolan kaupunki.

Metsäojitusalueilta todellista hapan sulfaattimaa -ainesta tunnusomaisine punertavan- ja kellanruskeine saostumineen voi löytyä etenkin vanhan ojanpohjan alapuolisesta kerroksesta tai ojaluiskista ja -penkoista, eli sieltä missä ojituksen kuivatusvaikutus on ollut suurinta. Sulfidien olemassaolo on kohtalaisen helppo todeta silloin, kun ne värjäävät koko maakerroksen mustaksi tai tumman harmaaksi (kuva 2). Pohjanlahden rannikolla sulfidipitoiset kerrokset voi usein tunnistaa mädän kananmunan hajusta, jota aiheuttaa kerroksissa oleva rikkivety eli vetysulfidi. Huomattavaa on kuitenkin se, että useissa tapauksissa sulfidikerrosten väri ei juuri poikkea muusta maaperästä eikä niillä ole selvää ominaishajua. Karkearakeisissa maaperäkerroksissa (hiekkä, hieta) jo hyvin pieni rikkipitoisuus (< 0,01%) voi hapettuessaan tuottaa haitallisia määriä happamuutta heikon puskurikyvyn takia. Geologian tutkimuskeskuksen sivuilla on esitetty yksityiskohtaiset maasto-ohjeet happaman sulfaattimaan tunnistamiseksi:

http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/HaSu_suo.pdf

3. Happamoitumisilmiön tausta

3.1. Maaperän sulfidipitoisten kerrostusten synty

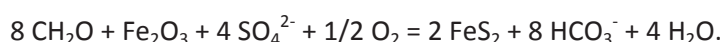
Sulfidipitoisen aineksen muodostuminen vesistöjen pohjalietteisissä on luonnollinen ilmiö, joka alkoi maapallon elämän synnyn varhaisessa hapettomassa kehitysvaiheessa ja jatkuu hapettomissa oloissa edelleen. Suurin osa maapallon sulfidipitoisista sedimenteistä sijaitsee alavilla vuoroveden muokkaamilla rannikoilla trooppisilla ja subtrooppisilla meri- tai murtovesialueilla, kuten Mekong-joen suistossa Vietnamissa ja Sumatran ja Kalimantanin rannikkoalueilla (Pons & van Breemen 1982). Vastaavanlaisia muodostumia löytyy myös Euroopasta, esimerkiksi Rein-joen suistoalueelta Alankomaisista ja Pohjois-Saksan rannikon kosteikoista (Gröger 2010).

Maaperän sulfidisedimenttien kerrostumiseen on maailmanlaajuisesti vaikuttanut eniten jääkauden jälkeinen merenpinnan vaihtelu (Dent ja Pons 1995), vaikka jokaisella alueella onkin oma geomorfologinen historiansa. Afrikassa arvioidaan olevan noin 4,5 miljoonaa hehtaaria sulfidipitoisia maita, Aasiassa 6,5 miljoonaa, Australiassa 3 miljoonaa ja Etelä-Amerikassa 2,8 miljoonaa hehtaaria (Andriessse & van Mensvoort 2006).

Borealisella vyöhykkeellä maaperän sulfidipitoiset sedimentit ovat yleensä muinaisia merenpohjakerrostumia tai järvien pohjakerrostumia (Pons ym. 1982). Suomen ja Ruotsin rannikkoalueiden sulfidisedimentit alkoivat kerrostua jääkauden jälkeen, noin 8000 vuotta sitten nykyistä Itämeren suolaisemmassa ja lämpimämmässä Litorinameressä (esim. Eronen 1974; Hyvärinen ym. 1988; Sohlenius ym. 1996; Sohlenius & Öborn 2004; Widerlund & Andersson 2011). Maankohoaminen on paljastanut muinaista meren pohjaa, joka muodostaa niin kutsutun Litorina-alueen rannikollamme. Tämä alue käsittää Pohjois-Suomessa noin 100 metrin ja Etelä-Suomessa noin 30–40 metrin korkeuskäyrän alapuolisen rannikkoalueen, joka on pinta-alaltaan noin 5 miljoonaa (M) hehtaaria. Vaikka tarkkaa arviota happamien sulfaattimaiden kokonaispinta-alasta ei ole, on niiden esiintymien Suomessa arvioitu olevan Euroopan laajimmat (Andriessse & van Mensvoort 2006). Geologian tutkimuskeskuksen meneillään olevien kartoitusten perusteella ala on suurempi kuin Puustisen ym:n (1994) esittämä arvio 336 000 ha (Peter Edén, suullinen tiedonanto 2015).

Näiden viime jääkauden jälkeen muodostuneiden kerrostumien ohella toisen potentiaalisesti happamoitumista aiheuttavan ryhmän muodostavat kallioperän prekambriset grafiitti- ja sulfidipitoiset liuskeet eli mustaliuskeet, jotka ovat alun perin olleet merenpohjaan kerrostuneita mätäläiejuisia savisedimenttejä. Näistä Suomen kallioperässä ovat parhaiten edustettuina varhaisproterotsooiset, noin 1960–2100 miljoonaa vuotta sitten kerrostuneet mustaliuskeet (Loukola-Ruskeeniemi 1992), joita löytyy sekä sisämaasta että rannikkoalueilta.

Mikrobit tuottavat sulfideja hapettomissa olosuhteissa, kun saatavilla on orgaanista ainetta energian lähteeksi sekä sulfaatteja (SO_4^{2-}) ja rautaa ($\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$) pelkistettäväksi (Driessen ym. 2001). Pyriitti (FeS_2) on yleisin potentiaalisilta sulfaattimailta tavattava sulfidimineraali. Vaikka orgaanisen aineen ja pyriitin esiintymisen välinen yhteys on osoitettu jo 1800-luvun alussa (Bakewell 1815, viitattu julkaisussa: Gröger 2010), ei ilmiön taustalla olevista tapahtumasarjoista ja niihin liittyvistä kemiallista reaktioista ole edelleenkaan yhtenäistä käsitystä (Gröger 2010). Pyriitin muodostumiseen johtavat reaktiosarjat voidaan yksinkertaistaa alla olevan kemiallisen tasapainoreaktion avulla:



Pyriitin lisäksi potentiaalisista sulfaattimaista löytyy yleisesti myös epästabiileja rautasulfideja kuten mackinawiittia (FeS) ja greigiittia, (Fe_3S_4) (Berner 1962, van Breemen 1973, Rickard & Morse 2005, Rickard & Luther 2007). Pohjanlahden Litorina-sedimenteissä on todettu niin suuria määriä näitä epästabiileja rautasulfideja, että ne ovat näiden sedimenttien hapettuessa potentiaalisesti suurempi happamuuden aiheuttaja kuin pyriitti (Georgala 1980; Boman ym. 2008, 2010). Boman ym.

(2010) esittävät epästabiilien rautasulfidien runsauden syiksi sulfidipitoisen aineksen nopeaa sedimentoitumista, rikin vähäisyyttä suhteessa kahdenarvoiseen rautaan (Fe^{2+}) ja voimakkaasti pelkistäviä olosuhteita. Orgaanisesti sitoutuneen rikin määrä vaihtelee sedimenteissä hyvin pienistä määristä lähes 50 painoprosenttiin, ja rikki voi esiintyä myös alkuainemuodossaan (Driessen ym. 2001; Burton ym. 2006; Boman 2010).

3.2. Todellisen happaman sulfaattimaan muodostuminen

Kun sulfidipitoiset sedimentit altistuvat hapelle pohjavedenpinnan laskun seurauksena, sulfidit hapettuvat ja monimutkaisten reaktioiden lopputuotteina muodostuu rikkihappoa (H_2SO_4) ja ferrihydroksidia ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Maaperän mikrobit ovat keskeisessä osassa näissä reaktioissa ja ne vaikuttavat olennaisesti rikkihapon ja muiden reaktiotuotteiden muodostumisnopeuteen (Singer & Stumm 1970; Pronk ym. 1990; Wu ym. 2013). Hapettumiseen liittyvät pitkät reaktiosarjat tuottavat välituotteina mm. polysulfideja (S_n^{2-}), tiosulfaattia ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) ja alkuainemuodossa olevaa rikkiä (S^0) (Baker and Banfield 2003). Liukoinen ferrosulfaatti (FeSO_4), oljenkeltainen jarosiitti ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) ja kellertävän ruskea schwertmanniitti ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4)\cdot n\text{H}_2\text{O}$) ovat reaktiosarjojen myöhäisempien vaiheiden tyypillisiä välituotteita.

3.3. Maankäytön vaikutus happamien sulfaattimaiden muodostumiseen

Luonnontilassa olevat potentiaaliset happamat sulfaattimaat eivät aiheuta haittaa ympäristölle, sillä alavilla rannikkoalueilla sulfidipitoiset sedimentit ovat veden kyllästämiä ja usein turvekerrosten tai kluuvijärven pohjalietteiden alla olevissa maakerroksissa. Ojitus ja muut pohjaveden pinnan tasoa laskevat toimenpiteet johtavat sulfidipitoisten kerrosten hapettumiseen, mistä aiheutuu haitallisia happamuus- ja metallipäästöjä vesistöihin. Kaivutöiden yhteydessä suoraan veteen suspendoituvaan maa-ainekseen sitoutuneet sulfidit muodostavat happipitoisessa vedessä happamuutta, mutta pelkistyneissä oloissa ne säilyvät niukkaliukoisessa muodossa. Päästöjen määrä ja haitallisuus ovat yleensä sitä suurempia mitä voimakkaampaa on maan käsittely.

Vaikka happamat sulfaattimaat (alunamaat) on maanviljelyksessä tunnettu pitkään, ei niistä aiheutuvia vesistöhaittoja otettu huomioon juuri lainkaan ennen 1970-lukua (Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011). Ennen sitä happamia sulfaattimaita koskevissa suosituksissa keskityttiin vain maataloustuotannolle aiheutuviin ongelmiin ja suositeltiin niiden ratkaisemista pellon muokkauskerroksen voimakkaalla kalkituksella ja tehokkaalla maankuivatuksella. Suosituksia seuraamalla on saatu muokkauskerros neutraloitua, mutta samalla on huuhdottu syvemmissä kerroksissa muodostunutta happamuutta ja liukoisia metalleja vesistöihin. Viime vuosina Söderfjärdenissä, Vaasan lähellä on selvitetty sääätosalaojituksen ja altakastelun tehokkuutta peltoviljelystä aiheutuvien happamuusongelmien vähentämiseksi happamilla sulfaattimailla (Uusi-Kämpä ym. 2013).

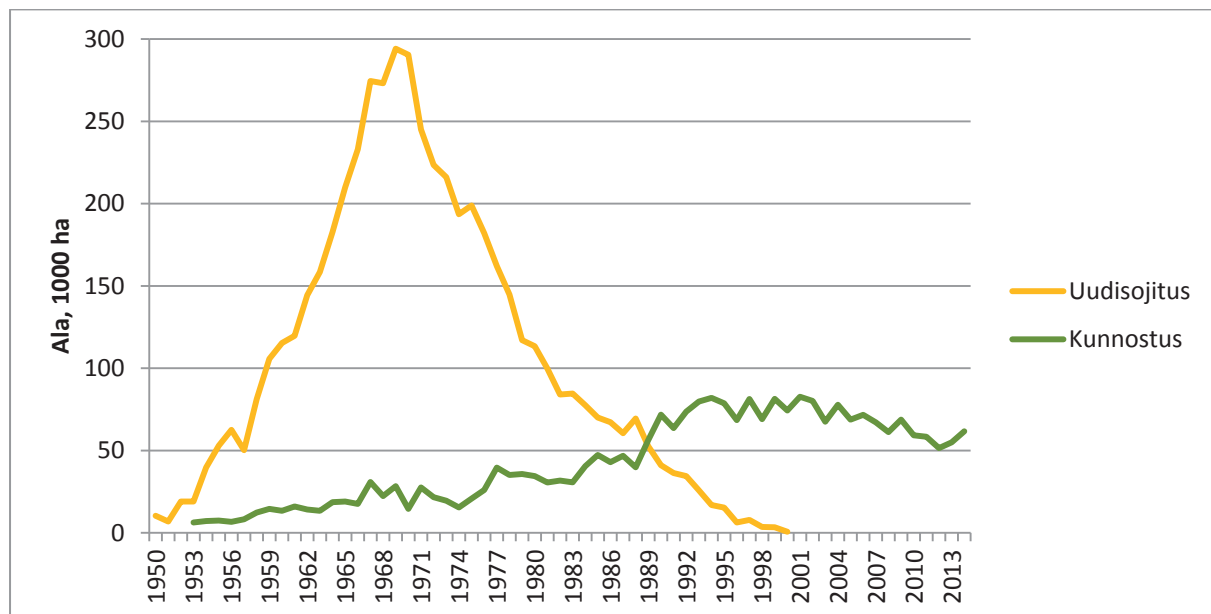
Suomessa sovellettiin suoviljelmillä kydötystekniikkaa 1600-luvulta lähtien (Korhonen 2004). Kytöviljely aloitettiin ojittamalla alue ja kasvillisuuden ohella poltettiin myös päällimmäisiä turvekerroksia. Vedenpinnan laskiessa ojituksen seurauksena turpeen alla olleet sulfidikerrokset joutuivat kosketuksiin ilman hapen kanssa ja alkoivat hapettua. Varhainen kytöviljely, jossa suo jätettiin jo muutaman vuoden viljelyn jälkeen heinittymään niityksi, aiheutti todennäköisesti vain suhteellisen vähäisiä ja paikallisia happamoitumisongelmia, etenkin kun ojitus oli suhteellisen tehotonta. Laajamittainen soiden viljely yleistyi vasta 1800-luvun lopulla, jolloin siirryttiin aiempaa tehokkaampaan sarkaojitukseen ja luovuttiin kydötyksestä. Varhaisimmat säilyneet merkinnät laajamittaisista kalakuolemista ovat 1800-luvulta, vuosilta 1834 ja 1896 (Fiskeritidskrift 1896; Manninen 1972, Suupohja 1973; Sutela ym. 2012).

Laajemmin vesistöjen tilaan vaikuttavaksi ongelmaksi happamien sulfaattimaiden arvioidaan muodostuneen vasta 1960–1970 luvuilla, jolloin peltojen tehokas salaojitus yleistyi ja pengerrysalueita rakennettiin mm. Kyröjoen vesistöön (Manninen 1972). Voimaperäinen peltojen kuivatus on aiheuttanut voimakasta sulfidien hapettumista, mikä on johtanut Länsi-Suomen jokien ja rannikkovesien kemiallisen

ja ekologisen tilan pysyvään huononemiseen (Åström & Björklund 1995, Hildén & Rapport 1993, Leskelä ym. 1997, Saarinen ym. 2010). 1960- ja 1970-luvuille ajoittuu myös soiden metsätaloudellisten uudisojitusten kiihkein vaihe (Kuva 3). Suhteellisin matalin avo-ojien toteutettujen metsäojitusten ei kuitenkaan oleteta olleen yhtä merkittävä vesistöjen happamuushaittojen aiheuttaja kuin peltojen salaojituksen. Soiden uudisojituksista puuntuotantoa varten on luovuttu ja kunnostusojitus on seurannut sitä metsätalouden voimakkaimpana kuivatusmenetelmänä. Kunnostusojituksissa on vasta viime aikoina huomioitu happamoitumisriski ja etsitty keinoja sen torjumiseen.

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia vesistöjen happo- ja metallikuormitukseen on tutkittu vähän ja tutkimusten tuloksia on vaikea yleistää (Palko & Ruokanen 1994; Saarinen ym. 2013; Suomela ym. 2014; Tertsunen ym. 2012). Saarinen ym. (2013) tutkivat Siikajoen latvavesistön valuma-alueen paksuturpeisia mäntyvaltaisia kunnostusojituskohteita, joissa 80-160 cm:n paksuisen turvekerroksen alla oli pelkistynyt runsaasti monosulfidista ainesta sisältänyt tummanharmaa savi- tai hiesukerros. Kunnostusojituksen jälkeisen kahden vuoden seurantajakson aikana ei alueilta tulevassa huuhtoumassa todettu sulfidien hapettumisesta aiheutunutta happamuutta tai kohonneita metallipitoisuuksia. Suuri pH:n lasku kivennäiskerroksissa osoitti kuitenkin voimakasta happamoitumispotentiaalia (kuva 4), samoin kuin laboratorio-olossa toteutetun hapetuskokeen tulokset. Johtopäätöksenä Saarinen ym. (2013) esittivät, että happamat ja metallipitoiset huuhtoumat ovat mahdollisia kuivina vuosina, jolloin pohjavedenpinta laskee tavanomaista alemmas.

Liitteeseen 1 on koottu kuvaukset metsien käyttöön liittyviä happamuusongelmia ja niiden torjuntakeinoja käsitelleistä hankkeista Suomessa.



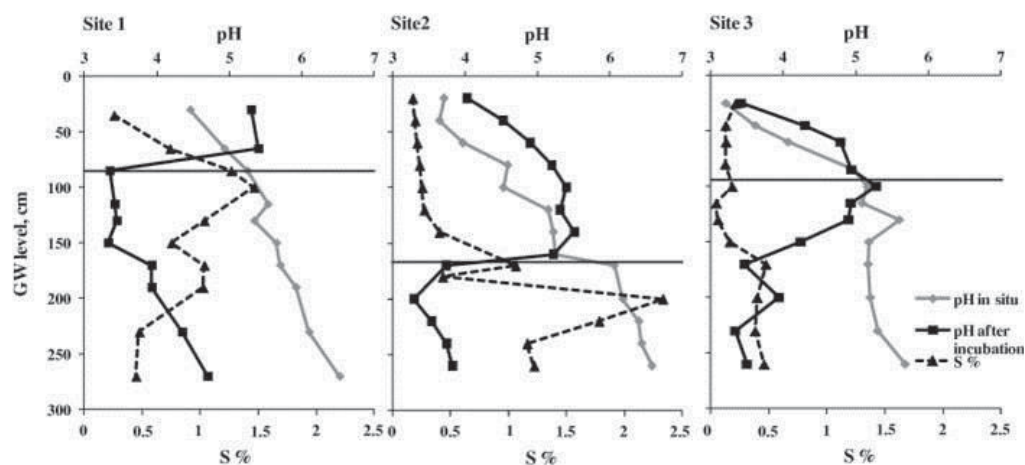
Kuva 3. Soiden uudisojitukset ja ojien kunnostus Suomessa vuosina 1950 – 2014 (Luonnonvarakeskus).

4. Happamuuden ja metallien huuhtoutumisen vesistövaikutukset

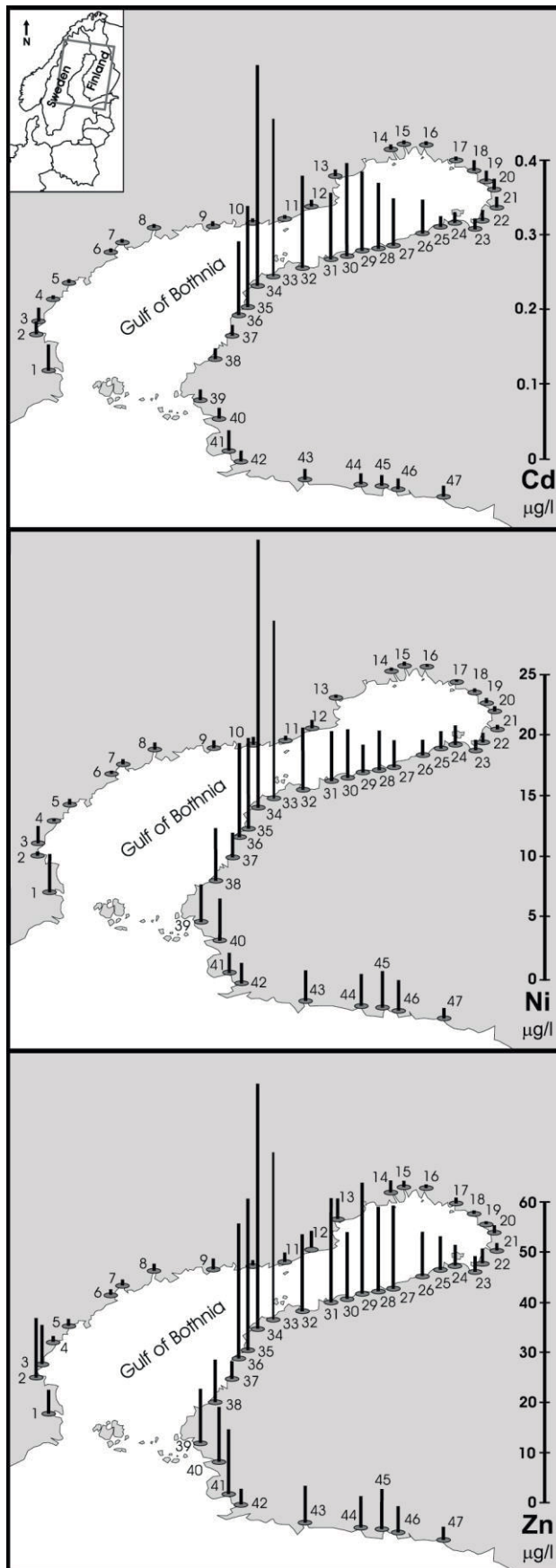
4.1. Vesistöjen kemiallinen ja ekologinen tila

Erityisesti kuivaa sääjaksoa seuraavan sateen aiheuttama valunta huuhtelee rikkihappoa ja metalleja hapettuneesta sulfaattimaasta nopeasti ojiin ja niistä edelleen vesistöihin, mikä huonontaa voimakkaasti vesien kemiallista ja ekologista tilaa. On arvioitu, että happamista sulfaattimaista huuhtoutuu vesistöihin metalleja, kuten alumiinia (Al), kadmiumia (Cd), kobolttia (Co), mangaania (Mn), nikkeliä (Ni) ja sinkkiä (Zn) 10–100 kertaa enemmän kuin Suomen teollisuudesta (Sundström ym. 2002). Roos & Åström (2006) totesivat Pohjanlahteen laskevien jokien Cd-, Ni- ja Zn-pitoisuuksien olevan Pohjanmaan alueella selvästi suurempia kuin Västerbottenin alueella Ruotsissa (kuva 5). Happamien sulfaattimaiden vaikutuksesta Pohjanmaan joki- ja rannikkovesien ekologinen tila on heikentynyt tyydyttävälle tai sitä huonommalle tasolle (Vuori ym. 2009) (kuva 6.)

Jokivesien ohella vakavia haittoja ilmenee myös Pohjanlahden alueen vesimäärältään pienissä vesistöissä: padotuissa merenlahdissa, fladoissa ja kluuvijärvissä (Nuotio ym. 2009). Suomessa jokivesien happamuuden neutralointikyky on pienempi kuin meriveden, koska kalkkiperäisiä maita ei juuri esiinny (Stumm & Morgan 1996). Rannikkovesien ja jokisuistojen ohella fladat ja kluuvijärvet ovat tärkeitä kalojen kutu- ja poikastuotantoalueita, joten niihin tulevien happamien valumavesien kalataloudelle aiheuttamat haitat ulottuvat laajalle alueelle. Paikallinen veden laadun heikkeneminen vähentää kalansaaliita koko Pohjanlahden rannikkoalueella ja pienentää uhanalaisten vaelluskalakan-
tojen, kuten vaellussiian ja meritaimenen elossa säilymisen mahdollisuuksia.

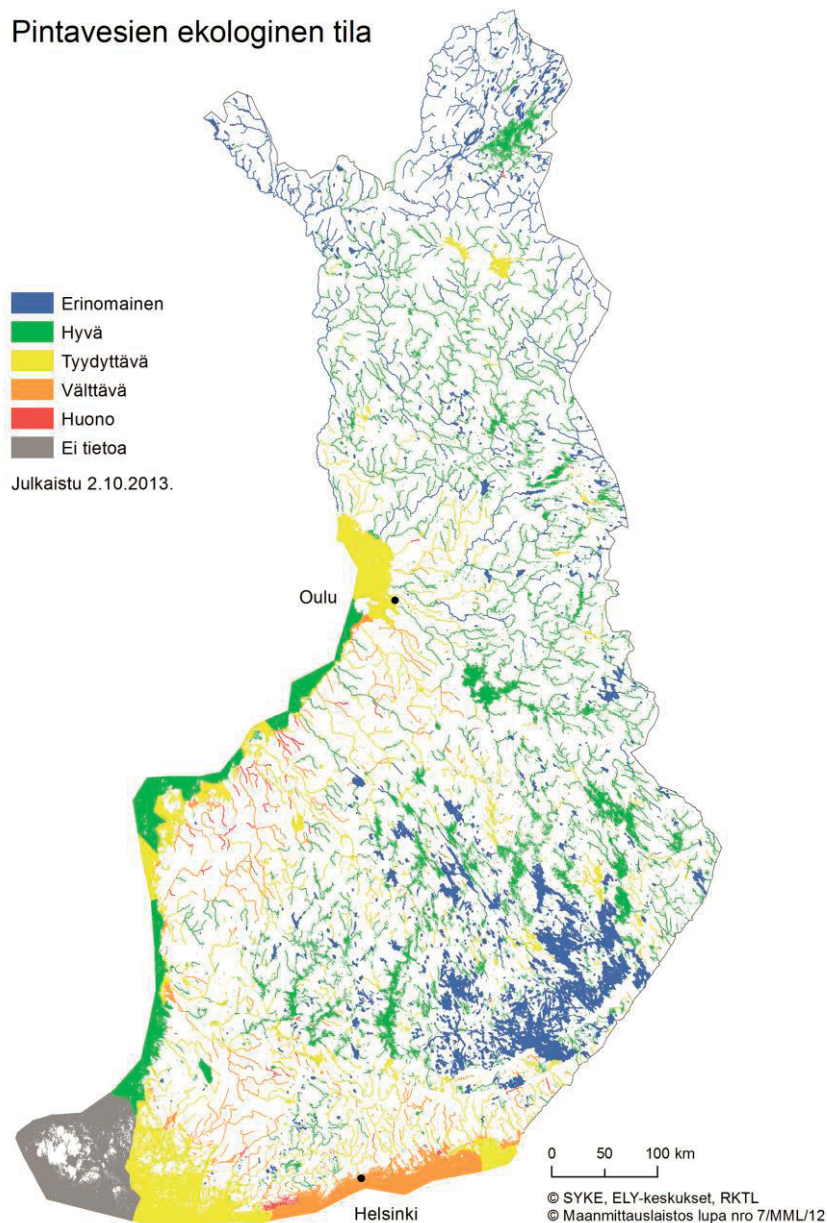


Kuva 4. Rikkipitoisuuden sekä maastossa mitatun ja inkuboidun pH:n syvyysjakaumat Saarisen ym:n (2013) tutkimuskohteilla. Turpeen ja kivennäismaan raja on merkitty vaakaviivalla. Kuva on uudelleenjulkaistu *Forest Ecology and Management* -lehden luvalla.



Kuva 5. Pohjanlahteen laskevien jokien kadmium (Cd) -, nikkeli (Ni) - ja sinkki (Zn) - pitoisuuksien mediaanit Ruotsissa ja Suomessa (Roos ja Åström 2006). Kuva on uudelleenjulkaistu Boreal Environment Research -lehden luvalla.

Pintavesien ekologinen tila



Kuva 6. Pintavesien ekologisen tilan kokonaisarvio Suomessa (Hertta-rekisteri, Syke).

4.2. Happamuuspiikit ja vesieliöstö

Happamille metallipitoisille huuhtoumille on tyypillistä suuri ajallinen vaihtelu. Tutkimukset happamien sulfaattimaiden vaikutuksista kaloihin ja niiden lisääntymiseen (mm. Hildén ym. 1982, Hudd ym. 1997, Hudd 2000), pohjaeläimiin (Vuori 1995) ja vesikasveihin (Meriläinen 1989) ovat tuoneet esiin ns. 'happamuuspiikkien' merkityksen laajojen kalakuolemien aiheuttajina ja vesistön tilan huonontajina. Suurimmat happo- ja metallihuuhtoumat muodostuvat silloin, kun pitkään kestänyttä kuivuusjaksoa seuraa runsaita sateita, jotka huuhtovat maasta poikkeuksellisen alhaisen pohjavedenpinnan seurauksena muodostunutta happamuutta. Hapan vesi puolestaan liuottaa mukaansa haitallisia metalleja (mm. Al, Cd, Co, kupari (Cu), rauta (Fe), Mn, Ni ja Zn) maaperän mineraaleista. Metallien myrkyllisyys voimistuu veden happamuuden lisääntymisen myötä, sillä happamuus edistää metallien liukoisuutta ja vaikuttaa niiden kemialliseen esiintymismuotoon.

Pohjanmaan joissa on 1970-luvulta lähtien ilmennyt voimakkaiden happamuuspiikkien aiheuttamia laajoja kalakuolemia 5-10 vuoden välein (kuva 7). Kalojen massakuolemat herättävät ihmisten huomion, mutta kudun epäonnistuminen tai poikasten kuoleminen jäävät yleensä huomaamatta. Toistuvasti epäonnistuvat poikastuotannot heikentävät kalakantojen elinvoimaisuutta. Onkin huomattava, että kalojen massakuolemia voi tapahtua vain sellaisissa vesistöissä, joissa vedenlaatu on riittävän hyvä kalakannan ylläpitämiseksi.

Haitat vesieliöstölle ovat yleensä happamuuden ja myrkyllisten metallien yhteisvaikutuksen aiheuttamia. Esimerkiksi äkillisten happamuuspiikkien seurauksena alumiinia tai rautaa saostuu kalojen kidusten pinnalle (Lehtinen & Klingstedt 1983), mikä aiheuttaa kidusten vaurioitumista ja kalojen hengityksen vaikeutumista. Pitkällä aikavälillä pohjaeliöstön taantuminen ja lajikoostumuksen yksipuolistuminen vaikuttavat kalapopulaatioihin valikoivasti, kun tiettyjen kalalajien ravintonaan käytämät pohjaeliöt harvinaistuvat tai katoavat (Sutela ym. 2012).

Happamassa metallipitoisessa vedessä vain harvat eliölajit pystyvät elämään ja lisääntymään, joten vesiekosysteemien monimuotoisuus vähenee voimakkaasti. Vesieliöstön kriittisenä sietorajana pidetään yleisesti pH-arvoa 5,5 (Palko & Myllymaa 1987; Vuori ym. 2009). Erityisen herkkiä ovat simpukat ja kotilot, samoin äyriäiset ja hyönteistoukat (Sutela ym. 2012). Kalojen herkkyys vaihtelee kalalajeittain ja elinkierron eri vaiheissa. Alkionkehityksen varhaisvaiheet, erityisesti ruskuaispussi-vaihe, häiriytyvät kaikkein herkimmin (Rask 1984, Tuunainen ym. 1991, Keinänen ym. 2004). Viikon ikäisten särjenpoikasten happamuuden siedon rajan on todettu olevan noin pH 5,2 (Hudd ym. 1984). Kyrönjoen suistoalueella ei tavattu lainkaan lahnan poikasia vesissä, joiden pH oli alle arvon 5,3, eikä minkään kalalajin poikasia alueella, jossa pH oli alle 4,7 (Urho ym. 1990). Erityisesti mateen poikastuotanto kärsii keväisistä happamuuspiikeistä (Hudd 2000). Virtavesistöissä samaan aikaan poikasten kuoriutumisen kanssa ajoittuva keväinen happamuuspiikki tuhoaa poikastuotannon jopa kokonaan (Hudd & Leskelä 1993). Happamat valumavedet estävät myös kaloja nousemasta kutujokiin (Hudd ym. 1984). Aikuiset kalat pystyvät jossain määrin suojautumaan lyhytkestoisilta happamuusjaksoilta vaeltamalla suotuisammille alueille (Sutela ym. 2012).

Kalastusaineistojen perusteella on vaikea arvioida lajikohtaista sietokykyä, sillä happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella lajisto on ehtinyt mukautua ääreviin, ajallisesti voimakkaasti vaihteleviin olosuhteisiin. Lisäksi kalojen ja muiden eliöiden sietokyvyn on todettu vaihtelevan kohdevesistöittäin (Fäلتmarsch ym. 2008). Kokeellisessa happamuus- ja alumiinialtistuskokeessa kalalajien herkkyys pieneni järjestyksessä: lohi, särki, mutua, ahven, harjus, taimen ja nieriä, mutta kaikkien lajien kuolleisuus oli suurta (Poléo ym. 1997). Tuunaisen ym:n (1991) tutkimuksen perusteella happamoituvista vesistä katoavat ensimmäisten joukossa made, lahna ja herkimät särkikalat. Ahven tunnetaan happamuutta hyvin sietävänä lajina (Tuunainen ym. 1991), mutta Huddin (2000) tutkimusten mukaan voimakkaat happamuuspiikit heikentävät ahvenenkin poikastuotantoa, vaikka sen pitkä kutu aika suojaa lyhyiltä happamuuspiikeiltä.



Kuva 7. Poikkeuksellinen happamuus ja suuret metallihuuhtoumat tappoivat kaloja Pohjanmaan vesistöissä marras-tammikuussa 2006–2007. Sanomalehti uutisen (Helsingin Sanomat 3.12.2006) mukaan vapaa-ajankalastajien talkoojoukko keräsi yhden joulukuisen sunnuntain kuluessa Luodon-Öijan järven rannoilta 700 kiloa kuolleita kaloja. Kuva: Jermi Tertsunen, POP-ELY.

5. Rannikon Litorina-alueen metsät

5.1. Maankohoamisrannikon metsittyminen

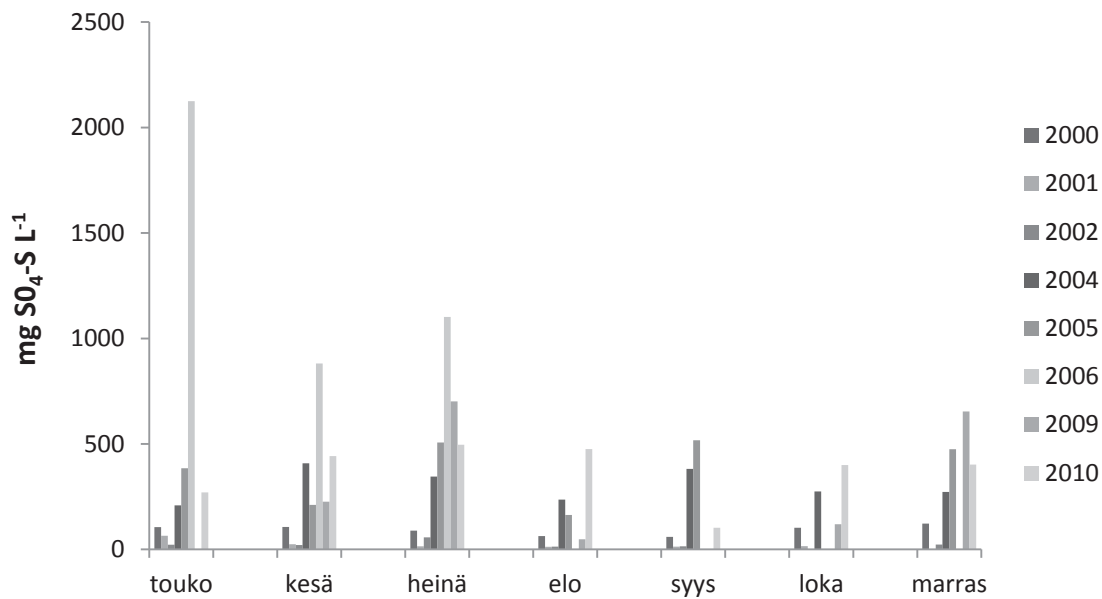
Pohjanlahden rannikon merestä paljastuneella maalla metsäkasvillisuuden luontainen primaarisukessio etenee tyypillisesti harmaalepän vallitsemista kasviyhdydiskunnista, mahdollisen hieskoivuvälivaiheen kautta, lähes puhtaiksi kuusikoiksi (Svenonius 1945; Appelroth 1948; Svensson & Jeglum 2000). Rannikon varhaisen sukkessiovaiheen kuusimetsät ovat reheviä lehtomaisia tai tuoreita kankaista (Appelroth 1948), jotka ovat alttiita soistumiselle ajoittain korkean pohjaveden pinnan seurauksena (Merilä ym. 1996, 1998). Kauempana rannasta pohjavedenpinta on syvemmillä, joten soistumisalttius vähenee ja kasvupaikat muuttuvat sitä karuimmiksi mitä kauemmas rannasta edetään (Appelroth 1948).

Lindroos ym. (2007) ovat kuvanneet nuoren, 300–400 vuotta sitten merestä paljastuneen, kangasmetsämaan ominaisuuksia (kuva 8). Poikkeuksellisen suuret rikki-, sinkki- ja nikkelpitoisuudet osoittavat kasvupaikan olevan hapanta sulfaattimaata. Lehtomaisella kankaalla kasvava kuusikko on hyväkasvuinen ja ravinnetilaltaan tasapainoinen (Lindroos ym. 2007, Nieminen ym. 2012). Samalta kasvupaikalta on raportoitu myös suuria maaveden happamuusarvoja ja sulfaattipitoisuuksia ajanjaksolla 2000–2010 (intensiivikoeala 23, Nieminen ym. 2014, kuva 9).

Pohjanmaan paksuturpeisten mäntyvaltaisten rämeitten metsittyminen on alkanut vasta pitkään jatkuneen soistumiskehityksen jälkeen. Soistuminen on käynnistynyt merenlahtien ja niistä kuroutuneiden kluuvijärvien umpeenkasvusta ja edennyt avosuovaiheiden kautta harvapuustoisiksi rämeiksi. Soistumiskehitys on hidasta, esimerkiksi Siikajoella, noin 26 metriä meren pinnan yläpuolella sijaitsevan rämeen 1,5–2,5 metrin paksuisen turvekerroksen muodostumiseen on kulunut 2500–3000 vuotta (Tuittila ym. 2013)



Kuva 8. Rannikon kuusimetsään (vas.kuva) kaivetussa maannoskuvauskuopassa (oik. kuva) on selvästi erotettavia gleimaannosta (Endogleyic Regosol, FAO1990, WRB 1998) ilmentäviä rautasaostumatäpliä. Profiilin pohjalla näkyy tummanvärinen sulfidisedimentti. Kuvat: Ismo Kyngäs, Luke.



Kuva 9. Maavedestä mitatut kuukausittaiset sulfaattipitoisuudet jaksolla 2000-2010 samalla kasvupaikalla kuin kuvan 8 maaprofiili (intensiiviala 23). Muiden seuranta-alojen maavedestä samalla jaksolla mitatut pitoisuudet eivät ylittäneet $10 \text{ mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (Metsien terveyden seurannan aineistot, Luke).

5.2. Metsäpinta-ala

Valtakunnan metsien 11. inventoinnin (VMI11; 2009–2013) mukaan Litorina -alueella on metsä-, kitu- ja joutomaata yhteensä noin 3,4 Mha. Metsämaata, jolla määritelmän mukaan puuston vuotuinen tilavuuskasvu on vähintään 1 m^3 hehtaaria kohden, on Litorina-alueella noin 3,0 Mha, eli 15 % koko Suomen metsämaa-alasta.

Soiden osuus Litorina -alueen metsä-, kitu- ja joutomaan alasta on noin 40 % (taulukko 1). Noin kolmasosa niistä on päätyypiltään korpia. Ohutturpeisten soiden (turpeen paksuus kuviolla keskimäärin alle 30 cm) osuus on noin neljäsosa.

Taulukko 1. Metsä-, kitu ja joutomaan jakautuminen kangasmaihin ja soihin Litorina -alueella sekä soiden jakautuminen alkuperäisen suon päätyypin ja turpeen paksuuden mukaan (VMI11).

	Metsämaa		Kitu- ja joutomaa		Yhteensä	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Kankaat	2037	67	50	13	2088	61
Suot yhteensä	985	33	328	87	1313	39
Korvet	388	39	15	5	403	31
Rämeet	597	61	201	61	797	61
Avosuot	0	0	113	34	113	9
Ohutturpeinen*	327	33	15	5	342	26
Muut	658	67	313	95	971	74
Kankaat ja suot yhteensä:	3022	100	379	100	3400	100

* Ohutturpeinen: Turvekerroksen keskimääräinen paksuus kuviolla alle 30 cm (VMI:n maasto-ohje).

5.3. Soiden kuivatustilanne

Taulukoissa 2 ja 3 tarkastellaan tarkemmin suometsiä. Ojittettujen soiden kunnostusojitukseen ja maanmuokkaukseen liittyy happamilla sulfaattimailla vesistöjen happamoitumis- ja raskasmetalli-kuormitusriski.

Litorina-alueen 1,3 Mha:n suoalasta on ojittamattomia yhteensä 360 000 ha, joista kolmasosa on metsämaata (taulukko 2). Nykyiset metsien kunnostusojitukset keskittyvät jo ojitetuille alueille eivätkä pienennä ojittamattomien soiden alaa. Uudisojituksia ei metsätalouden tarpeisiin enää tehdä, eli uusia ojittamattomia alueita ei oteta metsäojituksen piiriin. Ojitetua suota on kaikkiaan 960 000 ha eli 73 % suoalasta. Ojitetut suot ovat valtaosin metsämaata. Kitu- ja joutomaan osuus ojitetusta suoalasta on 9 %. Ne ovat pääosin muuttuma- ja ojikkovaiheessa. Metsämaan ojitusala on pääosin (73 %) turvekangasvaiheessa, muuttumien osuus on 26 % ja 1 % on vielä ojikkovaiheessa.

Litorina-alueen ojitusala on metsäojitettua suota 0,88 Mha (taulukko 3). Pääosalla ojitetuista soista uudisojitus on viimeisin tehty ojitus (kuva 10, taulukko 3). Ojien kunnostuksia – ojien perkausta ja täydennysojitusta – on kuitenkin tehty jo yli 0,35 Mha, eli 40 % metsäojitetun suon kokonaisalasta (taulukko 3). Pieni osa ojituksista on alun perin muita kuin metsäojituksia, esim. vanhoja turvemaan peltoja tai tieojan vaikutuksesta kuivuneita aloja. Yli 20 prosenttia (220 000 ha) metsäojitetusta metsämaan suosta on välittömän kunnostusojituksen tarpeessa.

Taulukko 2. Litorina-alueen metsä-, kitu- ja joutomaan soiden jakautuminen eri kuivatusvaiheisiin ja ojittamattomiin soihin (VMI11).

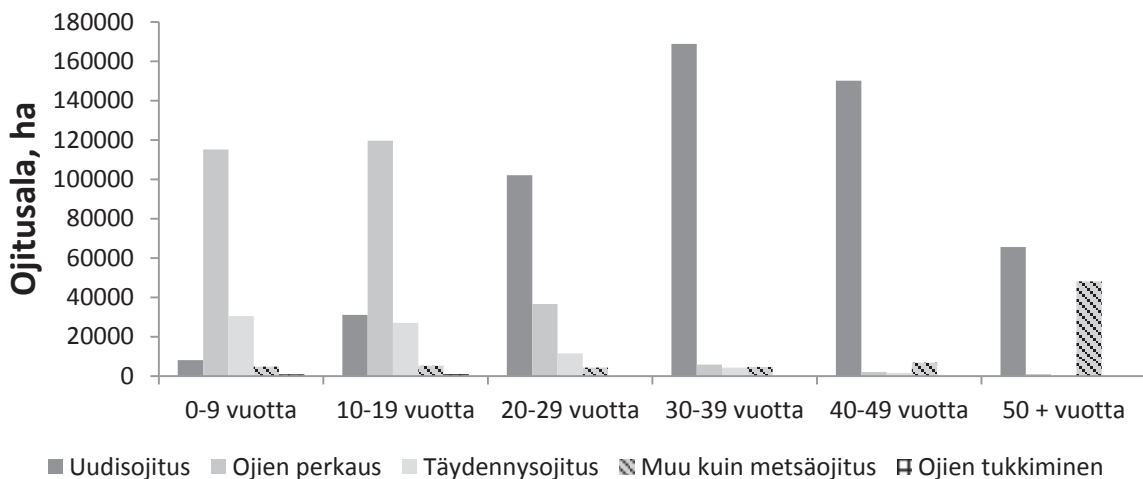
	Metsämaa		Kitu- ja joutomaa		Yhteensä	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Ojittamattomat	113	11	243	74	356	27
Ojitetut yhteensä	872	89	85	26	957	73
Ojikko	5	1	26	30	31	3
Muuttuma	231	26	53	62	284	30
Turvekangas	636	73	7	8	642	67
Suot yhteensä	985	100	328	100	1313	100

Taulukko 3. Litorina-alueen soiden metsäojitustilanne, tehdyt ja ehdotetut ojitukset sekä arvio virheojituksista (VMI11).

	Metsämaa		Kitu- ja joutomaa		Yhteensä	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Viimeisin tehty ojitus						
Ojittamaton	113	11	243	74	356	27
Uudisojitus	464	47	62	19	526	40
Kunnostusojitus	342	35	13	4	355	27
Muu kuin metsäojitus	63	6	10	3	74	6
Ojien tukkiminen	2	0	0	0	2	0
Ojitusehdotus*						
Ei ehdotusta	760	77	251	76	1011	77
Kunnostusojitus	219	22	4	1	222	17
Virheojitus**	6	1	74	22	80	6
Suot yhteensä	985	100	328	100	1313	100

* Ehdotus tulevalle 10-vuotiskaudelle

** Esim. suo ei ole metsänkasvatuskelpoinen tai on teknisesti ojituskelvoton.



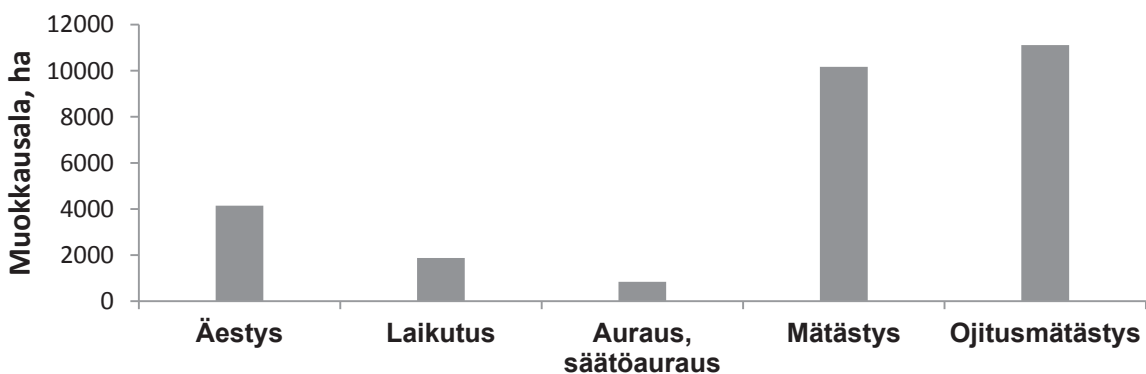
Kuva 10. Soiden ojitusalan jakautuminen ojituksesta kuluneen ajan (10-vuotiskausittain) ja ojitustavan mukaisesti Litorina-alueen metsä-, kitu- ja joutomaalla (VMI11).

5.4. Päätehakkuut ja maanmuokkaus

VMI11:n tulosten perusteella on Litorina-alueen suometsissä tehty uudistushakkuita inventointia edeltäneellä 10-vuotiskaudella verraten vähän, 48 000 hehtaarilla (4,8 % suometsien alasta), mutta 11 prosenttia suometsien metsämaasta (106 000 ha) on jo nyt uudistuskypsää, ja uudistushakkuuvaiheessa olevia ja sitä pian lähestyviä varttuneita kasvatusmetsiä on yhteensä yli 400 000 ha. Seuraavalle 10-vuotiskaudelle tehtiin uudistushakkuuehdotuksia metsämaan soille kaikkiaan 200 000 ha. Suometsistä suhteellisen suuri osa eli 46 % on nuoria kasvatusmetsiä. Taimikoita on 11 %.

Litorina-alueen metsämaan kankailla inventointia edeltäneen 10-vuotiskauden uudistushakkuu-ala on ollut 220 000 ha (10,8 % kangasmaiden metsäalasta). Uudistuskypsiä ja varttuneita kasvatusmetsiä on kankailla kaikkiaan 950 000 ha, ja seuraavalle 10-vuotiskaudelle tehtiin uudistushakkuuehdotuksia metsämaan kankailla kaikkiaan 470 000 ha. Nuorien kasvatusmetsien osuus kankaiden metsämaasta on 29 % ja taimikoiden 22 %.

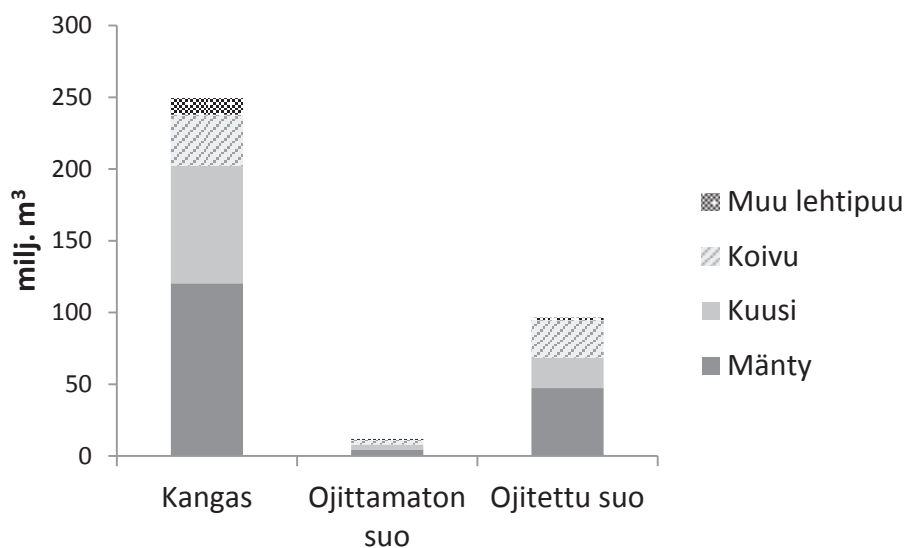
Metsänuudistamiseen liittyvää maanmuokkausta on Litorina-alueen suometsien metsämailla tehty viimeisimmän kymmenvuotisjakson aikana yhteensä 28 000 ha. Mätästys ja ojitusmätästys ovat olleet yleisimmät muokkausmenetelmät (kuva 11). Suometsien uudistushakkuiden yleistymisen lähivuosina lisää myös maanmuokkaustarvetta. Metsämaan kankailla maanmuokkausta on vastaavalla jaksolla tehty 190 000 ha. Äestys on yleisin menetelmä, mutta mätästysala on lähes kolminkertainen ja ojitusmätästyksen ala lähes yhtä suuri soiden muokkausalaan verrattuna.



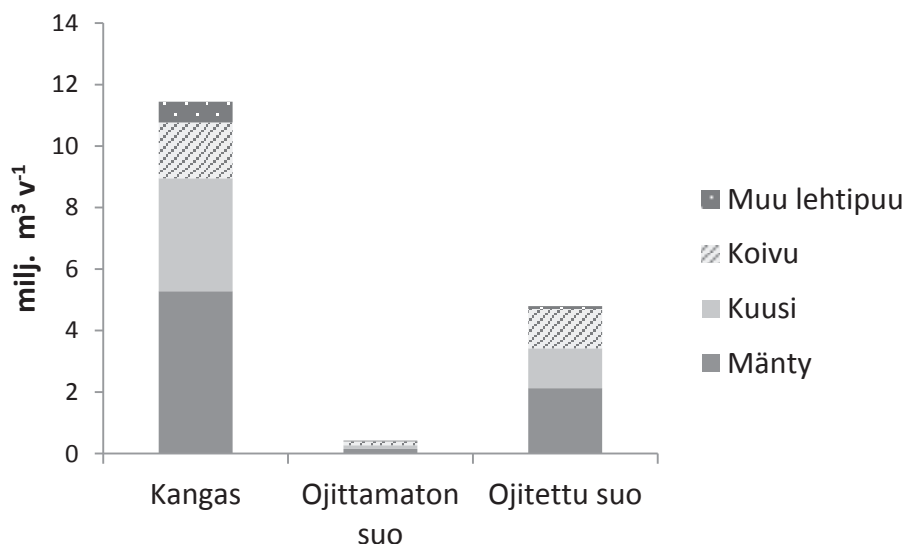
Kuva 11. Litorina-alueen metsämaan suometsien maanmuokkaustoimenpiteet viime kymmenvuotisjaksolla (VMI11).

5.5. Puuston tilavuus ja kasvu kasvu Litorina-alueen metsämaalla

Metsien puuvaranto Litorina-alueen metsämaalla on 358 Mm³, eli noin 16 % koko Suomen metsien metsämaan puuvarannosta (2 295 Mm³). Metsien vuotuinen kasvu Litorina-alueen metsämaalla on 16,7 Mm³, mikä sekkin on noin 16 % koko Suomen metsien metsämaan puuston kasvusta (103,7 Mm³/v). Metsämaan soiden – jotka on valtaosin ojitettu - osuus Litorina-alueen puustosta on noin 30 % (kuva 12), samoin kuin suometsien vuotuisen tilavuuskasvun osuus koko Litorina -alueen puuston kasvusta metsämaalla (kuva 13).



Kuva 12. Litorina-alueen puuvarannon jakautuminen puulajeittain kangas- ja suometsien kesken (VMI11).



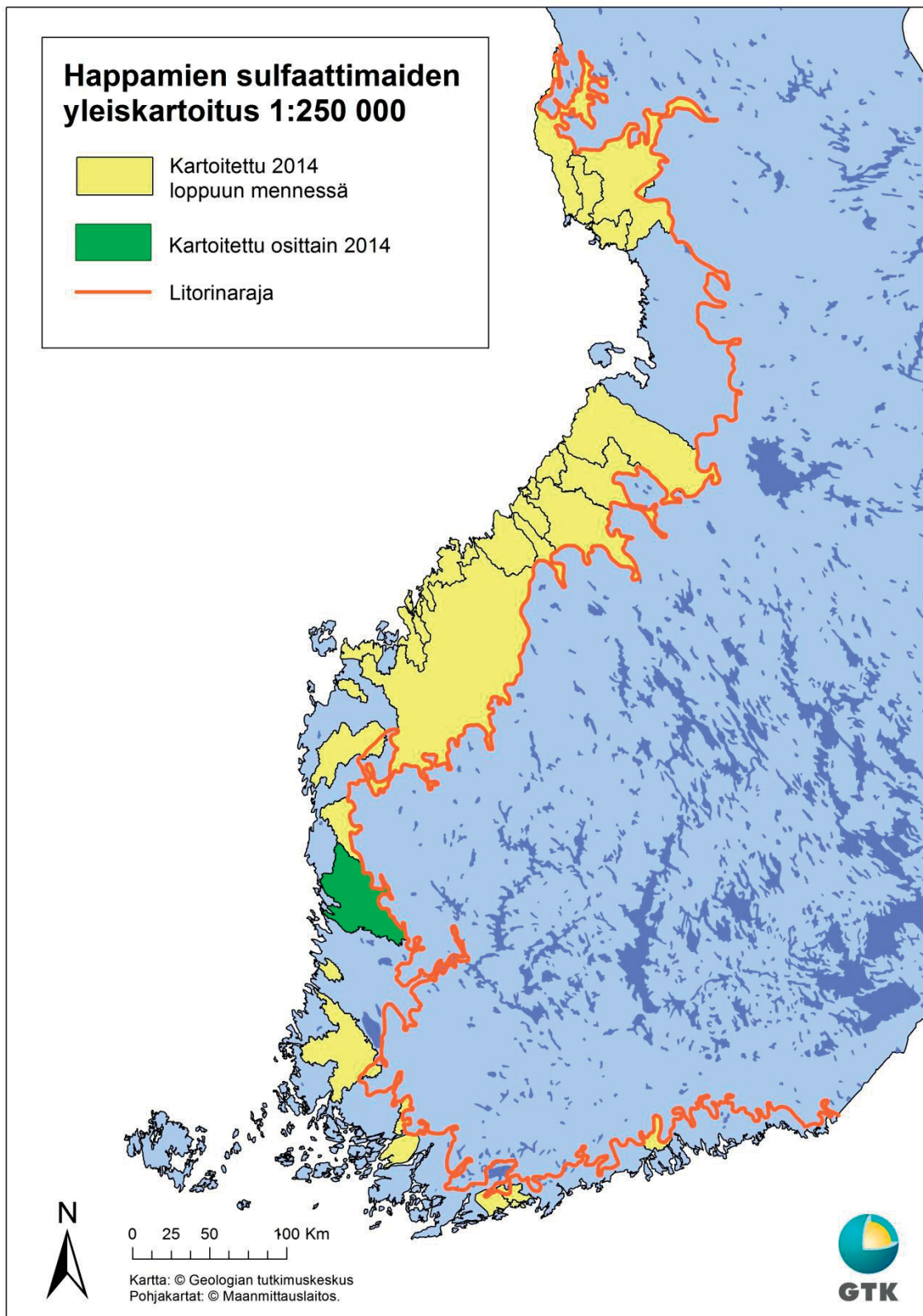
Kuva 13. Litorina-alueen vuotuisen puuston tilavuuskasvun jakautuminen puulajeittain kangas- ja suometsien kesken (VMI11).

6. Happamien sulfaattimaiden kartoitus

6.1. Yleiskartoituksen hyödyntäminen metsäsuunnittelussa

Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön laatiman ”Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020” -strategian (Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011) mukaisesti Geologian tutkimuskeskus (GTK) kartoittaa parhaillaan happamien sulfaattimaiden esiintymistä. Tavoitteena on tuottaa karttatietoa happamien sulfaattimaiden esiintymisen alueellisista todennäköisyyksistä koko Litorina-alueella (Edén ym. 2012). Systemaattiset maastotarkastelut aloitettiin vuonna 2009. Kartoitusmittakaava on 1:250 000. Havaintopisteitä on yksi kahta neliökilometriä kohti ja havaintopisteissä tehdään kairauksia 2-3 metrin syvyyteen. Maastossa määritetään sulfidikerroksen mahdollista esiintymistä, esiintymissyvyyttä, maalajeja ja maan pH:ta, sekä otetaan maanäytteitä laboratorioanalyysijä varten. Yleiskartoituksessa on edetty kuvassa 14 näkyvän kartan mukaisesti. Tuotettavat kartat ovat valuma-aluekohtaisia ja niitä julkaistaan sitä mukaa kun ne valmistuvat. Vuoden 2014 lopussa karttoja oli valmiina noin 20 valuma-alueelta. Kartta-aineisto antaa yleiskäsityksen happamien sulfaattimaiden ominaisuuksista ja niiden alueellisesta esiintymisestä Suomessa. Tutkimuspisteiden havainto- ja analyysitiedot esitetään karttapohjalla aluetason päällä pistemäisenä aineistona sekä erillisinä pistekortteina. Aineisto julkaistaan valuma-alueittain digitaalisessa muodossa Geologian tutkimuskeskuksen kaikille avoimessa ”Happamat sulfaattimaat” -karttapalvelussa: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>.

Happamien sulfaattimaiden esiintyminen on niin pienipiirteistä, että yleiskartoituksen perusteella ei voi täysin sulkea pois happamien sulfaattimaiden esiintymistä, vaikka se kartoitustiedon perusteella ei olisikaan todennäköistä. Litorina-alueella on aina otettava huomioon happamien sulfaattimaiden esiintymisen mahdollisuus kunnostusojitusta, metsänuudistamista ja siihen liittyvää maanmuokkausta suunniteltaessa ja toteutettaessa. Toimijat voivat kuitenkin hyödyntää saatavilla olevaa kartoitustietoa maastotarkennuksia suunnitellessaan. Erityisen hyödyllistä tietoa saadaan silloin, kun suunnitellun metsätaloustoimenpidekohteen läheisyydessä on kartoituspiste, joka kertoo sulfidipitoisen kerroksen esiintymissyvyyden, tai tutkimuspiste, jossa on määritetty esiintymissyvyyden lisäksi myös mm. maalaji, rikkipitoisuus sekä maasto- ja inkuboitu pH syvyyksittäin (liite 2).



Kuva 14. Geologian tutkimuskeskus on tehnyt vuodesta 2009 lähtien systemaattista yleiskartoitusta happamien sulfaattimaiden esiintymisestä Litorina-alueella. Kuva esittää Litorina-alueen rajan ja kartoitustilanteen vuonna 2014.

6.2. Maaluokkien pinta-ala happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokissa

Geologian tutkimuskeskus on tehnyt digitaalisten aineistojen spatiaaliseen analyysiin perustuvan karkean tulkinnan Litorina-alueen koko maa-alan jakautumisesta neljään happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyyttä kuvaavaan luokkaan monimuuttuja-analyysin avulla. Sen teossa on käytetty hyväksi GTK:n maaperä- ja lentogeofysikaalisia aineistoja, Maanmittauslaitoksen korkeusaineistoja sekä joillakin alueilla jo tehtyjä maastohavaintoja. Niin kutsutussa ennakkotulkintakartassa (1:1000000) Litorina -alue jaetaan suuren, kohtalaisen, pienen ja hyvin pienen esiintymisen todennäköisyysluokkiin ("Happamat sulfaattimaan" -karttapalvelu: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html> Viitattu 23.11.2015). Mittakaavan, menetelmän ja maastotarkistusten vähyyden takia kartta on vain suuntaa antava. Palvelussa on myös karttoja mittakaavassa 1:250 000, joita ei ole käytetty tässä yhteydessä.

Litorina-alueen koko 4,8 Mha:n maa-alasta 660 000 ha eli 14 % on alueella, jolla happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyys on kohtalainen tai suuri. Valtaosalla Litorina-alueesta happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyys on pieni tai hyvin pieni (taulukko 4).

VMI11-aineiston perusteella Litorina-alueen maa-alan jakaantuminen maaluokkiin on selkeästi erilainen happaman sulfaattimaan esiintymisen eri todennäköisyysluokissa (taulukko 4). Alueet, joilla happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyys on suuri tai kohtalainen, ovat suurelta osin (55 % - 360 000 ha) maatalousmaata. Pienen tai hyvin pienen esiintymisen todennäköisyysluokkien alueet ovat hyvin suurelta osin (78 %) metsä-, kitu- tai joutomaata. Muiden maaluokkien (muu metsätalousmaa, rakennettu maa, liikenneväylät ja voimansiirtolinjat) osuus on noin 10 % riippumatta happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyysluokasta.

Vaikka Litorina-alueen koko maa-alasta on metsä-, kitu- tai joutomaata 71 %, suuren tai kohtalaisen esiintymisen todennäköisyysluokkien alueilla osuus on vain 34 % - 220 000 ha. Suuren ja kohtalaisen esiintymisen todennäköisyysluokissa metsämaata on yhteensä 180 000 ha, mistä alle puolet on suota. Metsämaan soiden osuus maa-alasta on koko Litorina-alueella 21 % ja suuren tai kohtalaisen todennäköisyyden alueilla 13 % (84 000 ha). Pienen tai hyvin pienen todennäköisyyden alueilla metsämaata on kaikkiaan 2,8 Mha, josta metsämaan suota on 900 000 ha.

VMI11-aineiston perusteella tehty happamien sulfaattimaiden suuren ja kohtalaisen esiintymisen todennäköisyysluokkien jakautuminen maaluokkiin viittaa siihen, että metsätaloustaloudessa olevia happamia sulfaattimaita on vähemmän kuin maataloustaloudessa olevia. Metsä-, kitu- ja joutomaan maa-ala suuren ja kohtalaisen esiintymisen todennäköisyysluokissa on 220 000 ha ja maatalousmaan vastaavasti 360 000 ha. Aiemmissä tutkimuksissa tehdyt arviot peltoalasta vaihtelevat 43 000 ja 336 000 ha välillä (Palko 1994, Puustinen ym. 1994, Yli-Halla ym. 1999). Suuri vaihtelu peltoala-arvioissa selittyy käytettyjen luokittelukriteerien eroilla; kansainväliset kriteerit johtavat pienempiin pinta-aloihin kuin eri aikoina kehitetyt kansalliset kriteerit. GTK:n kartoituksen yhteydessä on kehitetty uusi, paikallisiin olosuhteisiimme sopiva happamien sulfaattimaiden luokittelujärjestelmä (http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/hasu_maareet_ja_tunnistaminen.pdf). Käynnissä oleva kartoitus tuottaa tarkinta tietoa happamien sulfaattimaiden pinta-alasta, mutta jo tämän hetken arviona voidaan sanoa, että ala on suurempi kuin 300 000 ha (Peter Edén, suullinen tiedonanto, 2015).

Soiden kunnostusojituksesta aiheutuvien vesistöhaittojen riskialueet rajoittunevat pienemmälle alueelle kuin peltojen ojituksen riskialueet. Litorina-alueen metsämaan suoala happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyys -luokissa kohtalainen ja suuri on selvästi pienempi kuin vastaavien todennäköisyysluokkien maatalousmaa-ala.

Taulukko 4. Metsä-, kitu- ja joutomaan sekä maatalousmaan pinta-ala Litorina-alueen happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokissa (Happamat sulfaattimaat –karttapalvelu: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html,VMI11>).

Sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyys-luokka	Maaluokka																							
	Metsämaan kankaat			Metsämaan suot			Metsämaa yhteensä			Metsä-, kitu- ja joutomaan kankaat			Metsä-, kitu- ja joutomaan suot			Metsä-, kitu- ja joutomaa yhteensä			Maatalousmaa			Maa-ala yhteensä*		
	1000 ha	% luokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% luokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% maaluokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% luokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% luokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% maaluokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% maaluokan alasta	% todennäköisyys-luokan alasta	1000 ha	% maal-alasta	% todennäköisyys-luokan alasta
Hyvin pieni	1744	86	55	651	66	21	2396	79	76	1792	86	57	785	60	25	2577	76	81	334	36	11	3166	67	100
Pieni	197	10	21	249	25	27	447	15	48	199	10	21	402	31	43	601	18	64	233	25	25	933	20	100
Kohtalainen	45	2	15	44	4	15	89	3	31	45	2	16	67	5	23	111	3	39	148	16	51	289	6	100
Suuri	51	2	14	40	4	11	91	3	24	51	2	14	59	4	16	110	3	30	215	23	58	371	8	100
Yhteensä	2037	100	43	985	100	21	3022	100	63	2088	100	44	1313	100	28	3400	100	71	930	100	20	4759	100	100

* Sisältää myös taulukosta puuttuvat maaluokat, yhteensä 429 000 ha.

7. Metsänhoitotoimenpiteet, jotka aiheuttavat vesistökuormitusriskejä happamilla sulfaattimailla

7.1. Kunnostusojitus

7.1.1. Tavoite

Kunnostusojituksen tavoitteena on parantaa metsäojitetun suon ojaverkoston vedenkuljetuskykyä ja välttää tilanne, jossa pohjaveden pinta nousee niin lähelle maanpintaa ja juuristokerrosta, että se haittaa puiden kasvua. Kunnostusojituksissa perataan pääsääntöisesti vanhoja kuivatusoja, jotka ovat mataloituneet turpeen painumisen, eroosion, liettymisen, kasvillisuuden aiheuttaman umpeenkasvun tai muun syyn takia. Joissakin tilanteissa joudutaan täydentämään ojitusta uusilla ojilla riittävän kuivatustehon aikaansaamiseksi. Ojan kunnon perusteella määritettyyn kunnostusojitustarpeeseen vaikuttavat lähinnä alkuperäisestä ojituksesta kulunut aika, pohjoinen sijainti ja maaston kaltevuus (Hökkä ym. 2000). Ojien kunnostuksessa tavoitellaan alkuperäistä 0,8 – 0,9 metrin ojasyvyyttä sarkaojissa ja 1,2 metrin syvyyttä valtaojissa. Koska kunnostusojitus on metsänkasvatuksen kustannus, turhia ojituksia ei kannata tehdä. Tavoitteena on, että oja ei perata kuin kerran ennen päätehakkuuta ja metsänuudistamisen yhteydessä eli kaksi kertaa puustonkiertoajan kuluessa. Myös vesistöjen kannalta on sitä parempi, mitä vähemmällä kunnostusojituskerroilla selvitään.

Kunnostusojitus laskee vedenpinnan tasoa ojien välisellä saralla yleensä 3 – 9 cm riippuen siitä, perataanko ainoastaan vanhat ojat, kaivetaanko täydennysojia vai tehdäänkö molemmat (Ahti 2005). Vedenpinnan laskeminen parantaa happitilannetta puiden juuristokerroksessa (0-30 cm), mikä näkyy puuston kasvun paranemisena 10 – 20 vuoden ajan kunnostusojituksen jälkeen (Hökkä & Kojola 2002, Ahti 2005). Kunnostusojituksen tuottama lisäkasvu riippuu ojitushetken kuivatustilanteesta: jos loppukesän keskimääräinen vedenpinnan syvyys saralla on enemmän kuin 35-40 cm, kunnostusojitus tuottaa vain vähäisen kasvunlisän (Sarkkola ym. 2012). Keskimäärin kunnostusojitus lisää puuston kasvua $0,5 - 1,5 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{v}^{-1}$, ja enemmän pohjoisessa ja paksuturpeisilla soilla kuin etelässä ja ohutturpeisilla soilla (Hökkä & Kojola 2003). Taloustarkasteluissa on todettu, että kunnostusojitus on metsätaloudessa kannattava investointi, joka tuottaa Pohjois-Suomessa 4 – 14 % korkeamman nettonykyarvon verrattuna kunnostusojittamattomaan metsänkasvatusvaihtoehtoon (Ahtikoski ym. 2008).

7.1.2. Kunnostusojituksen riskit happamilla sulfaattimailla

Happamilla sulfaattimailla on riski, että alkuperäiseen ojasyvyyteen kunnostettavat ojat ulottuvat aiemmin häiriintymättömään sulfidikerrokseen, koska turvekerros on aiemman kuivatuksen seurauksena painunut ja tiivistynyt. Yleensäkin kunnostusojitus lisää merkittävästi kiintoainekuormitusta vesistöihin, jos ojat ulottuvat turpeen alla olevaan kivennäismaahan. Rannikkoalueen nuorilla mailla turvemaaksi luokitellun metsämaan pinta-alasta puolet (0,33 Mha, taulukko 1) on ohutturpeisia (alle 30 cm), joilla riski ojien ulottumiseen kivennäismaahan on suuri. Rannikkoalueen maasto on lisäksi tasaisista, minkä vuoksi vesien poisjohtaminen voi edellyttää kaltevuuden lisäämistä kaivamalla laskuojat osin syvemmiksi kuin muutoin olisi tarpeen.

Kunnostusojitus voi riskialueella aiheuttaa hapanta vesistökuormitusta useasta syystä. Ojien kaivaminen sulfidipitoiseen kivennäismaahan tuottaa kuormitusta suoraan ojaluiskista ja ojan pohjasta. Ylös ojan penkoille nostetut maamassat kuivuvat ja hapettuvat, jolloin niiltä huuhtoutuva sadevesi

muuttuu happamaksi. Näiden lisäksi ojien syventäminen laskee vedenpintaa saralla ojien välissä, jolloin aiempaa syvemmät maakerrokset kuivuvat ja hapettuvat (Saarinen ym. 2013). Hapettumiselle altistuvat eniten lähinnä ojaa olevat maat, joiden kuivatus on tehokkainta. Vedenpinnan taso kohoaa melko nopeasti ojasta etäännyttäessä, joten erityisen tehokkaan kuivatuksen vyöhyke ulottuu yleensä alle 10 m päähän ojasta (esim. Ahti 1979). Mikäli vedenpinnan taso pysyy valtaosin turvekerroksessa ulottumatta alla olevaan kivennäismaahan, maaprofiilista valuva vesi ei välttämättä ole poikkeuksellisen hapanta. Happamoitumisriski kasvaa, kun turvekerros ohenee, turpeen vedenläpäisevyys lisääntyy ja alapuolinen kivennäismaa on karkearakeista (Saarinen ym. 2013). Karkearakeisilla kivennäismailla pohjavedenpinta voi kunnostuksen seurauksena alentua paljon (Koivusalo ym. 2008). Kuivan kauden jälkeen tulevat sateet nostavat veden hapettuneeseen kerrokseen, jolloin saralta valuva vesi voi olla hyvin hapanta ja sisältää metalleja.

Kunnostusojituksen vesiensuojelurakenteita tehtäessä on huolehdittava, ettei niillä pahenneta vesistökuormitusta. Syvien vesiensuojelurakenteiden kaivamista tulee välttää ja pyrkiä hoitamaan vesien selkeytys esim. pintavalutuksen ja kaivukatkojen avulla.

7.2. Maanmuokkaus

Metsänuudistamisen yhteydessä tehtävän maanmuokkaukseen liittyy riski, että sulfidipitoista maata paljastuu hapettumiselle alttiiksi. Hapan sulfaattimaa ei ole hyvä kasvualusta taimille ja lisäksi se voi aiheuttaa vesistökuormitusriskin.

Maanmuokkauksen tavoitteena on parantaa taimien tai siementen kasvuedellytyksiä muokkaamattomaan maahan verrattuna. Maanmuokkaus kohottaa viljelykohdan lämpötilaa, vähentää pintakasvillisuuden taimille aiheuttamaa kilpailua ja hyönteistuhoriskiä. Kohoumia tekevissä menetelmissä viljelykohdat ovat myös yleensä kuivempia ja niissä on enemmän ravinteita taimien käytössä. (Luoranen ym. 2007). Mätästys ja säätöauraus ovat nykyisin syvimmälle maanpintaa muokkaavia menetelmiä, joten niihin liittyy merkittävin happamoitumisriski, mutta myös laikutus ja äestys paljastavat mineraalimaata.

Mätästystä käytetään yleisesti tuoreilla ja viljavilla sekä veden vaivaamilla uudistusalueilla takaamaan taimien nopea alkukehitys. Mätästys voidaan tehdä useammalla tavalla. Ojamättäät tehdään kuivatusojien tai naveroiden maasta niin, että kaivinkoneen kauhalla nostetaan ojasta tai naverosta maata kaivukohdan viereen 5-25 cm korkuisiksi mättäiksi (Luoranen ym. 2007). Hienojakoisilla kivennäismailla mättäät ovat matalampia kuin karkeammilla mailla. Turvemailed mättäät voivat koostua joko kokonaan turpeesta, tai jos turvekerros on ohut, niin myös kivennäismaata kääntyy mättään yläpinnalle (kuva 15). Mättäät voidaan tehdä nostamalla maat samanaikaisesti kaivettavista kuivatusojista (ojitusmätästys), joita kaivetaan, mikäli samalla halutaan tehostaa kasvupaikan kuivatusta johtamatta kuitenkaan vesiä pois muokausalalta. Vaihtoehtoisesti voidaan kaivaa matalia ojia johtamaan pintavesiä pois uudistusalueelta.

Yleisimmin tehdään laikkumätästystä. Siinä kivennäismaalla humuskerros käännetään mätästyslevyllä mättään alle niin, että yläpinta koostuu kivennäismaasta ja sen alle jää kaksinkertainen humuskerros. Täten kivennäismaata paljastuu sekä mättään pinnalle, että sen viereiseen kaivukohtaan. Ojitusmätästyksessä riski sulfaattimaan paljastumiselle ja sen aiheuttamille vesistöriskeille kasvaa suuremmaksi kuin laikkumätästyksessä.



Kuva 15. Kuva ojitusmättästä, jossa turvetta ja kivennäismaata. Kuva: Markku Saarinen.

Mikäli tarvetta ei ole paikallisen kuivatuksen tehostamiseen, voidaan tehdä kääntömättäitä kääntämällä kauhallinen maata mättään kaivukohtaan ylösalaisin. Kääntömätäs on vain n. 5–15 cm ympäröivää maanpintaa korkeampi ja painuu muutamassa vuodessa maanpinnan tasalle. Kääntömättäessä vain pinnalla oleva mineraalimaa on alttiina happamoitumiselle ja huuhtoutumiselle, mutta kuormitus todennäköisesti jää uudistusalueelle, ellei maanpinnan kaltevuus ole niin suuri, että se kulkeutuu kauemmas.

Maan pohjois- ja itäosissa käytetään maanmuokkauksessa jonkin verran myös säätöaurausta, joka on varsin voimakas muokkausmenetelmä. Säätöaurauksen tuloksena uudistusalueelle muodostuu pitkittäisiä 10–20 cm korkeita humus- ja mineraalimaasta muodostuvia palteita ja niiden väliin n. 20 cm syvä mineraalimaan ulottuva vako. Säätöaurausta käytetään paksukunttaisilla, tiiviillä ja viljavilla kasvupaikoilla ja sitä voidaan käyttää mätästykseen vaihtoehtona. Litorina -alueella säätöaurauksen käyttö on vähäistä.

7.3. Muut metsätalouden toimenpiteet

Maanpinta voi rikkoontua ja paljastaa sulfidipitoisia maakerroksia myös koneellisen puunkorjuun yhteydessä, kun puut kaadetaan ja kuljetetaan metsästä tienvarteen toistuvasti pitkin samoja ajouria. Riski on suurin sulan maan aikana hienojakoisilla mailla, joissa maa on korjuuajankohtana märkää. Maanpintaan voi muodostua syviä urapainauksia, jotka ovat reittejä veden mukana mahdollisesti kulkevalle happamalle kuormitukselle. Alueilla, missä sulfidipitoista maata on aivan maanpinnan tuntumassa, puunkorjuussa tulee varoa maanpinnan rikkomista ja pintavesien kulkureittien muodostamista ajourille.

Happaman kuormituksen riski on olemassa myös metsäteiden rakentamisessa. Tiemaita kuivettaessa ja läjitettäessä altistetaan sulfidipitoisia kivennäismaakerroksia happamoitumiselle. Myös kantojen nosto riskialueella voi aiheuttaa hapanta kuormitusta. Erityisesti ohutturpeisten soiden ja soistuneiden kankaiden ojitusmätästys kantojen noston jälkeen tulee toteuttaa varoen, niin ettei siitä aiheudu hapanta kuormitusta.

8. Metsänhoidon vesiensuojelutoimenpiteet happamalla sulfaattimailla

8.1. Kunnostusojituksen suunnittelu Litorina-alueella

Happamalla sulfaattimailla hyvä kunnostusojituksen vesiensuojelu edellyttää normaalia perusteellisempaa suunnittelutyötä. Litorina -alueella selvitetään ensimmäiseksi happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys (kuva 14). Parhaiten se selviää GTK:sta saatavasta kartoitusaineistosta (<http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>). Riskikartoitus ei kuitenkaan kata koko Litorina -aluetta, eikä sen tarkkuus riitä kuvaamaan potentiaalisen sulfaattimaan esiintymisen paikallista pienipiirteistä vaihtelua.

Karttaselvityksen ohella maastossa tarkistetaan mahdollisten sulfidikerrosten esiintyminen ja esiintymissyvyys vähintään perattavilta ja uusilta ojalinoilta (katso Luku 9 ja http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/Hasu_suo.pdf). Esiintymien syvyyden perusteella päätetään, voidaanko kunnostusojitus toteuttaa normaalisti vai vaaditaanko kaivutyössä ja vesiensuojelussa lisätoimia, esimerkiksi voidaanko hanke toteuttaa käyttäen matalaa ojasyvyyttä. Mikäli sulfidikerrokset ovat yli 1,5 metrin syvyydessä, voidaan kunnostusojitus toteuttaa ilman erityisiä varotoimia, mutta vesiensuojelussa tulee välttää laskeutusaltaita.

8.2. Kunnostusojituksen toteutus

8.2.1. Kuivatusteho ja kaivussyvyys

Riskikohteilla pyritään siihen, että ojitus ei alenna pohjavesipintaa siten, että uusia sulfidikerroksia hapettuu. Jos happamia sulfaattimaita esiintyy 1,5 – 1,0 m syvyydellä, sarkaojat jätetään normaalia matalammiksi (0,5 – 0,8 m), ja valtaojat kaivetaan enintään 1,0 metrin syvyydeksi. Valtaojien syvyyden tulee kuitenkin riittää vesien johtamiseen pois alueelta. Mikäli matalan ojituksen kuivatustehoa ei pidetä riittävänä, kuivatusta voidaan tehostaa saran keskelle tehtävillä täydennysojilla, jos vanhan ojituksen sarkaleveys on tähän riittävä (> 40 m). Vanhat ojat voidaan, niiden kunnosta ja sulfidikerrosten syvyydestä riippuen, joko perata tai jättää kunnostamatta. Turpeen pintakerroksen kuivatuksen kannalta täydennysojitus on usein tehokkaampi kuin vanhojen ojien perkaus (Ahti 2005). Veden horisontaalinen liike on nopeinta pintaturpeessa ja hidastuu hyvin nopeasti syvemmälle mentäessä. Tämän vuoksi suurempi ojamäärä kuljettaa veden nopeammin kuin harvemmassa sijaitsevat syvemmät ojat.

Mikäli riskien minimoimiseksi jouduttaisiin toteuttamaan hyvin matala ojitus (< 0,5 m), on harkittava kunnostusojituksesta luopumista, koska matala ojitus ei juuri vaikuta pohjaveden syvyyteen, eikä siis myöskään puuston kasvuun. Matalat ojat (< 0.5 m) umpeutuvat myös nopeasti ja ne on pian taas perattava.

8.2.2. Suositeltavat vesiensuojelumenetelmät

Happamille sulfaattimaille hyvin soveltuvia vesiensuojelutoimenpiteitä ovat sarkaojien perkaus- ja kaivukatkot sekä kokooja- ja laskuojien pienimuotoiset pintavalutuskentät. Lietekuoppia ei tule kaivaa eikä myöskään laskeutusaltaita, koska altaiden kaivussyvyys ulottuu normaalisti noin yhden metrin verran ojien pohjaa syvemmälle, ja ne voivat siten ulottua yli 1,5 metrin syvyydessä oleviin maa-kerroksiin.

Edellä mainittujen vesiensuojelumenetelmien lisäksi kalkkisuodinpatoja on testattu keinona vähentää happamien sulfaattimaiden kunnostusojituksessa syntyvää hapanta vesistökuormitusta (Tertsunen ym. 2012). Kalkkisuodinpadot on sijoitettu kunnostusojitusalueen sarka- tai valtaojaan, jolloin ojaa pitkin valuvat vedet suodattuvat ylivirtaamatilanteessa loivasti v-muotoon rakennetun kalkkikerroksesta muodostetun padon läpi. Tulosten mukaan kalkkisuodinpadot vähentävät sen läpi virranneen veden happamuutta, joten niitä voidaan hyödyntää happaman kuormituksen hallinnassa. Rakenteen pidempiaikaisesta toimivuudesta on kuitenkin hyvin vähän kokemusta. Kalkkisuodinpatoja voidaan käyttää haluttaessa varautua ennakoimattomiin tilanteisiin riskialueilla. Kalkkisuodinpato on suhteellisen edullinen rakenne (kokonaiskustannus vuonna 2010 n. 1000€) (Tertsunen ym. 2012).

Happamuutta on pyritty neutraloimaan myös kaivumassojen kalkituksella (Palko ja Ruokanen 1994). Pelloille suositellut kalkkimäärät ovat yli 450 000kg ha⁻¹, mutta metsäojitusalueille ei ole olemassa vastaavaa suositusta.



Tarpeettoman syväksi kaivettu sarkaoja happamalla sulfaattimaalla Tervolassa. Kuvassa on tyypillinen ohutturpeinen viljava korpi, jossa pohjamaa on sulfidipitoista hienoa hiesua. Vanhat sarkaojat on perattu 1,2 -1,3 metriä syviksi. Kuva: Hannu Hökkä.

8.2.3. Kaivun aikaiset toimenpiteet

Jos on olemassa riski, että kaivun aikana paljastuu potentiaalista hapanta sulfaattimaata, voidaan riskiä pienentää suunnittelun lisäksi myös kaivun toteutuksella. Perhonjoen alajuoksun happamuuden hallinta -hankkeen (PAHA-hanke) tulosten perusteella paras tapa vähentää kuormitusta on käyttää sarka- ja valtaojissa pohjapatoja ja perkauskatkoja. Jos suunnitelma-alueella on riittävästi kaltevuutta, sarkaojiin rakennettavilla pohjapadoilla voidaan säätää kuivatussyvyyttä vedenpinnan tasoa porrastamalla ja siten estää sulfaattimaan hapettuminen korkeammalla sijaitsevilla alueilla. Edellä mainittu matala ja tiheä ojitus vähentää myös kuormitusta, sillä silloin ojien pohja yltyä harvemmin turpeen alapuoliseen kivennäismaahan. Tämän lisäksi kuormituksen määrää voidaan vähentää kaksivaiheisella ojituksella, jossa ojan penkoille nostetut kivennäismaata sisältävät kaivumassat peitetään turpeella. Tällöin vältetään paljastetun maan hapettuminen ja niistä syntyvän kuormituksen huuhtoutuminen ojiin samanaikaisesti ojaluiskista tulevan kuormituksen kanssa. Ojien perkaus voidaan tehdä myös toispuoleisena perkaamalla vain ojan toinen luiska, jolloin paljastetaan vähemmän maata eroosiolle ja hapettumiselle. Kaivutyön aikana tulee jatkuvasti tarkkailla ylös nousevia maamassoja ja paljastuvia ojaluiskia. Osuttaessa sulfidikerrokseen kaivussyvyyttä voidaan pienentää tai tehdä pohjapato.

8.2.4. Vaihtoehdot kunnostusojitukselle

Runsaspuustoisissa suometsissä (Etelä-Suomessa yli $125 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, Pohjois-Suomessa yli $150 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$) kuivatus hoituu puuston haihdunnan ja latvuspäntään kautta, sillä ne vaikuttavat kuivatustilaan usein enemmän kuin ojat (Sarkkola ym. 2010). Erityisesti pitkälle maatuneesta turpeesta kasvillisuuden haihduntaimu poistaa vetää tehokkaammin kuin valunta ojiin. Tutkimusten mukaan $>0,4 \text{ m}$:n vedenpinnan keskimääräinen syvyys saran keskellä on loppukesällä riittävä puuston kasvulle (Sarkkola ym. 2012). Runsaspuustoisissa riskikohteissa kunnostusojitus tulisi siirtää metsikön uudistamisvaiheeseen. Jos puusto harvennetaan ja harvennuksen jälkeinen tilavuus jää selvästi alle $100 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, huonokuntoisten ojien perkaus on kuitenkin tarpeellinen.

Sellaisissa suometsissä, joiden pintaturpeessa on runsaasti tyypeä ja turpeen maatumisaste on yli 4 (von Postin asteikolla), kunnostusojituksen vaihtoehtona voidaan harkita PK -lannoitusta joko mineraalilannoitteella tai tuhkalla. Lannoitus lisää nopeasti puuston neulasmassaa (Moilanen ym. 2005) ja sitä kautta haihduntaa ja latvuspäntää, mikä puolestaan tehostaa kuivatusta. Lannoituksen vaikutus on suurin, kun puustossa on kaliumin puutoksen oireita, ja loppukesällä pohjaveden pinta on syvemmällä kuin $0,35 \text{ m}$. Pitemmällä aikavälillä lannoitus lisää voimakkaasti myös puuston kasvua ja tuotosta (Höckkä ym. 2012), mikä edelleen parantaa puuston kautta tapahtuvaa kasvupaikan kuivatusta. Tuhkalla on mineraalilannoitteisiin verrattuna se etu, että se emäksisenä voi jossain määrin neutraloida alueelta valuvan veden happamuutta (Tertsunen ym. 2012).

8.3. Maanmuokkauksen toteutus happamilla sulfaattimailla

Litorina-alueilla on myös metsänuudistamisen yhteydessä tehtävän maanmuokkauksen suunnittelussa selvittävä, onko kohde riskialueella. Ongelmallisia maanmuokkauskohteita ovat mätästettävät mätät kivennäismaat ja ohutturpeiset suot, joilla sulfideja esiintyy alle 1 metrin syvyydessä. Ojitusmätästyksestä paljastetaan kivennäismaata, joka nostetaan pintaan enintään $n. 0,5 \text{ metrin}$ syvyydestä. Pintaan nostettu maa kuivuu ja hapettuu. Tällaisten uudistusalojen osalta on syytä arvioida kuormitusriskit samalla tavalla kuin kunnostusojituksissa.

Riski happamalle huuhtoutumalle on suurin, jos käytetään ojitusmätästystä, sillä siinä sekä kuivatetaan maata että tehdään viljelykohdiksi mätäitä, joiden pinnasta sadevesi voi huuhtoa sulfidien hapettumisen seurauksena syntyneen rikkihapon ojiin. Kuormitusta syntyy sekä mätäistä että ojaluiskista ja se kulkeutuu nopeasti uudistusalueen ulkopuolelle kuivatusojia pitkin. Tällaisessa tilanteessa kuivatusojat tulisi tehdä joko matalina kuivatusojina tai navero-ojina, eikä niitä tulisi suoraan

yhdistää ojiin, jotka kuljettavat vettä pois alueelta. Naveroinnin kuivatustehoa tarvitaan vain uudistamisvaiheessa eikä enää puuston vartuttua.

Jos uudistusalan muokkaus toteutetaan säätöaurauksena, auran muodostamat kivennäismaapalteen ja vaot hapettuvat muokkauksen jälkeen. Lisäksi aurasvaot voivat johtaa keväällä ja syksyllä pintavaluntana liikkuvaa vettä ulos uudistusosalta. Tätä voidaan estää sijoittamalla aurasvaot kaltevuuteen nähden poikkisuuntaan, mikä vesiensuojelun kannalta muutoinkin on suositeltavaa.

Mätäs tarjoaa taimelle kuivemman ja lämpimämmän kasvupaikan sekä kilpailuedun pintakasvillisuuteen nähden. Mikäli maanmuokkauksessa on riskinä, että viljelykohdat muodostuisivat happamasta sulfaattimaasta, tämä on haitallista myös puuntuotannon näkökulmasta. Kenttäkokeissa on todettu, että happamasta sulfaattimaasta muodostetussa muokkauspinnassa taimien kasvu on merkittävästi hitaampaa ja kuolleisuus suurempaa kuin muussa muokatussa metsämaassa (Kubin 1999). Taimet voivat kärsiä paitsi happamuudesta myös maaveteen haitallisissa määrin liukenevista metalleista.

9. Toimintasuositus kunnostusojitusten suunnitteluun ja toteutukseen happamien sulfaattimaiden esiintymisalueella

Kunnostusojitusten suunnittelussa edetään seuraavan toimenpideketjun mukaisesti:

1. Potentiaalisen riskin tunnistus

Tarkistetaan, onko alue sijainnut muinaisen Litorinameren pohjalla. Asiaa on syytä epäillä, jos alue sijaitsee Pohjanlahden rannikolla alle 100 m ja Varsinais-Suomessa tai Suomenlahden rannikolla alle 40 m merenpinnan yläpuolella. Tarkastuksessa käytetään apuna kartta-aineistoja. Mikäli alue ei sijaitse kyseisellä alueella, edetään yleisten kunnostusojituksen suunnitteluohjeiden mukaisesti. Jos kunnostusojitusalue sijaitsee riskialueella, jatketaan vaiheeseen 2.

2. Sulfaattimaiden esiintymisen tarkempi selvitys

Selvitetään, onko ojitusalueella kartoitettu sulfidikerrosten esiintyminen, ja jos on, niin esiintyykö sulfidimaakerroksia alle 1,5 m syvyydessä maanpinnasta, sekä se, onko sulfidikerroksia tullut esiin kaivutoimenpiteiden yhteydessä. Sulfidimaiden kartoitustiedot ja kartta-aineistot löytyvät Geologian tutkimuskeskuksen Happamat sulfaattimaat karttapalvelusta: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>. Mikäli ojitussuunnitelmaportille saadaan rajattua sulfaattimaiden esiintymisalue, toteutetaan kohdan 3. maastokartoitus vain tällä alueella, mutta jos se ei ole mahdollista, tehdään maastokartoitus koko ojitussuunnitelma-alueella.

3. Sulfidimaakerrosten kartoitus maastossa

Sulfaattimaiden esiintyminen kartoitetaan maastossa suunnitelluilla ojalinjooilla joka 100 m välein. Kartoitus tehdään, jos turvekerroksen paksuus saralla ojan vieressä on alle 1,5 m. Se tehdään ojaluiskista ja ojan pohjasta kairan tai lapion avulla otetuista näytteistä silmävaraisesti ja hajuhavaintojen perusteella (kuva 2). Epävarmoissa tapauksissa otetaan maanäyte ja lähetetään se laboratorioon inkuboidun pH-määrityksen tekemiseksi. Kartoituksen tulokset voi kirjata liitteenä olevalle lomakepohjalle (liite 3). Tulosten perusteella rajataan ojitussyvyydellä esiintyvien sulfaattimaiden esiintymisalueet ojitussuunnitelmaportille.

4. Valta- ja sarkaojien suunnittelu

Seuraavaksi edetään valtaojien kunnostuksen tarkempaan suunnitteluun käyttäen hyväksi sulfidimaakerrosten kartoitustietoa. Valtaojat on voitava kunnostaa vähintään 1 m syvyyteen ilman sulfidimaakerrosten paljastamista ennen kuin ojitusta kannattaa toteuttaa. Mikäli näin voidaan menetellä, edetään sarkaojien kunnostuksen suunnitteluun. Myös ne suunnitellaan kunnostettavaksi sellaiseen kuivatussyvyyteen, ettei sulfidimaakerroksia paljasteta. Sarkaojien syvyys on oltava vähintään 0,5 m, jotta niiden kuivatusteho on riittävä ja ne eivät umpeudu nopeasti.

5. Vesiensuojelutoimenpiteiden suunnittelu

Vesiensuojelutoimenpiteiksi suunnitellaan kaivukatkoja, pohja- ja putkipatoja sekä pinta-valutuskenttiä. Laskeutusaltaita ja lietekuoppia ei suunnitella alueelle, jossa on sulfidimaakerroksia.

6. Suunnitelman hyväksyminen

Suunnitelma, jossa on huomioitu sulfaattimaiden esiintyminen, toimitetaan ELY-keskuksen käsittelyyn ennen kaivun toteutusta.

Kunnostusojituksen toteutuksessa sulfaattimaiden esiintymisalueella otetaan huomioon seuraavat seikat:

1. Kaivujärjestys

Ojien kunnostus aloitetaan sarkaojista ja vasta, kun ne on saatu kaivettua, edetään valtaojien kaivamiseen. Ojien kaivua voidaan jaksottaa pidemmälle ajalle.

2. Sulfidipitoisen maan paljastuminen kaivun yhteydessä

Jos kaivun yhteydessä paljastuu tai epäillään paljastuvan sulfidipitoisia maakerroksia, otetaan yhteys kunnostusojitussuunnitelman laatijaan, joka tarkentaa suunnitelmaa. Paljastuneet sulfidipitoiset maakerrokset peitetään välittömästi turvekerroksella. Tällä toimenpiteellä voidaan hidastaa sulfidien hapettumista.

3. Suunnitelman tarkennus

Ennen kuin kaivutyötä jatketaan, muutetaan kunnostusojitussuunnitelmaa siten, että kaivutyö ei paljasta sulfidipitoisia maakerroksia.

Kirjallisuusluettelo:

- Ahti, E. 1979. Maaveden energiasuhteista ojitetutulla suolla. Summary: Energy relationships of soil water on drained peat. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 94(3): 1–56.
- Ahti, E. 2005. Kunnostusojitus. Julkaisussa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. ja Murtovaara, I. 2005. Suosta metsäksi. *Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö*. Tutkimusohjelman loppuraportti. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 947: 114–120.
- Ahtikoski, A., Kojola, S., Hökkä, H. ja Penttilä, T. 2008. Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires and Peat* (<http://www.mires-and-peat.net/>) () 3(3): 1–11.
- Andriessse W. ja van Mensvoort, M.E.F 2006. Acid sulfate soils: distribution and extent R. Lal (Toim.), *Encyclopedia of Soil Science*, (2. painos.), Taylor & Francis Group, New York, s: 14–19.
- Appelroth, E. 1948. Några av landhöjningens betingade skogliga särdrag inom den österbottniska skärgården, Teoksessa: Cederhvarf, P. (Toim.) *Skärgårdsboken*. Nordensjöld Samfundet I Finland, Helsinki, s. 292–304.
- Baker, B.J. ja Banfield, J.F. 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology* 44:139–152.
- Berner, R. A. 1962. Tetragonal iron sulfide. *Science*137: 669.
- Boman, A., Åström, M. ja Fröjdö, S. 2008. Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide - The role of artificial drainage. *Chemical Geology* 255: 68–77.
- Boman, A., Fröjdö, S., Backlund, K. ja Åström, M. E. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in meta-stable iron-sulfide. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 74: 1268–1281.
- Burton, E.D., Bush, R.T. ja Sullivan, L.A. 2006. Acid-volatile sulfide oxidation in coastal flood plain drains: Iron-sulfur cycling and effects on water quality, *Environmental Science and Technology* 40: 1217–1222.
- Dent, D.L. ja Pons L.J. 1995. A world perspective of acid sulphate soils. *Geoderma* 67: 263–267.
- Driessen, P., Deckers, J. ja Spaargaren, O. (Eds.) 2001. Lecture notes on the major soils of the world. *World Soil Resources Reports*. FAO Corporate Document Repository. www.fao.org/docrepo/003/Y1899E00.HTM (Viitattu 15.10.2014)
- Edén, P., Auri, J., Rankonen, E., Martinkauppi, A., Österholm, P., Beucher, A. ja Yli-Halla, M. 2012. Mapping acid sulfate soils in Finland: Methods and results. *Geologian tutkimuskeskus, Opas* 56: 31–33.
- Edén, P. ja Auri, J. 2014. HS-maiden kartoitus ja aineiston hyödyntäminen. PAHA-hankkeen loppuseminaari, Kokkola, 30.10.2014. https://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto_ja_luonto/hankkeet/paha_hanke/fi_FI/Loppuseminaari/
- Eronen, M. 1974. The history of the Litorina Sea and associated Holocene events. *Societas Scientiarum Fennicae, Commentationes Physico-Mathematicae* 44, 79–195.
- Fiskeritidskrift 1896. Fiskepidemi, Fisken i Kyröelf, Havad går åt fiskarna? Undersökningar i anledning av fiskepidemin i Kyrö och Nykarleby elvar, *Fiskeritidskrift för Finland* 5: 12–14.
- Fältmarsch, R. M., Åström, M.E. ja Vuori, K-M. 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment Research* 13:444–456.
- Georgala D., 1980. Paleoenvironment studies of post-glacial black clays in north-eastern Sweden. *Stockholm Contributions Geology* 36 : 93–151.
- Gröger, J. 2010. Acid sulfate soils. Processes and Assessment. Dissertation. Universität Bremen, Saksa. 132 s.
- Hadzic, M., Postila, H., Österholm, P., Nystrand, M., Pahkakangas, S., Karppinen, A., Arola, M., Nilivaara-Koskela, R., Häkklä, K., Saukkoriipi, J., Kunnas, S. ja Ihme, R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät - SuHE-hankkeen loppuraportti Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. Suomen Ympäristökeskuksen julkaisuja 17/2014. 88 s.
- Hildén, M., Hudd, R. ja Lehtonen, H. 1982. The effects of environmental changes on the fisheries and fish stocks in the Archipelago sea and the Finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica* 12:47.58.
- Hildén, M. ja Rapport, D. 1993. Four centuries of cumulative impacts on a Finnish River and its estuary: an ecosystem-health approach. *Journal of aquatic ecosystem health* 2:261–275.
- Hudd, R. 2000. Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawning fish recruitment. Julkaisussa: *Verhandlungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27(1), Vaasa, 42 s.

- Hudd, R., Hildén, M. ja Urho, L. 1984. The effects of antropogenic acidification on the stocks and fisheries of bream and burbot in the sea area influenced by the river Kyrönjoki in the Bothnian Bay. Finsk-Svenska Bottniska viken seminariet i Björneborg 20–21.8.1984.
- Hudd, R., Kjellman, J. ja Leskelä, A. 1997. Kyrönjoen suiston poikastuotanto ja kalakannat. Suomen Ympäristö 83: 65 s.
- Hudd, R. ja Leskelä, A. 1993. Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset 1980–1990. Osa I. Kevätkutuisten poikasten tuotanto Kyrönjoen suistossa vuosina 1980–1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja sarja A 157: 5–39.
- Hyvärinen, H., Donner, J., Kessel, H. ja Raukas, A. 1988. The Litorina Sea and Limnaea Sea in the Northern and Central Baltic. Julkaisussa: Donner, J. and Raukas, A. (toim.) Problems of the Baltic Sea History, *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A III* 148:13–23.
- Hökkä, H., Alenius, V. ja Salminen, H. 2000. Predicting the need for ditch network maintenance in drained peatland sites in Finland. *Suo* 51(1): 1–10.
- Hökkä, H. ja Kojola, S. 2002. Kunnostusojituksen kasvureaktioon vaikuttavat tekijät. Julkaisussa: Hiltunen, A. & Kaunisto, S. (toim.). Suometsien kasvatuksen ja käytön teemapäivät, 26.–27.9.2001 Joensuu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 832: 30–36.
- Hökkä, H. ja Kojola, S. 2003. Suometsien kunnostusojitus - kasvureaktion tutkiminen ja kuvaus. Julkaisussa: Jortikka, S., Varmola, M. & Tapaninen, S. (toim.). Soilla ja kankailla - Metsien hoitoa ja kasvatusta Pohjois-Suomessa. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 21.–22.5.2003. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 903: 13–20.
- Hökkä, H., Repola, J. ja Moilanen, M. 2012. Modelling volume growth response of young Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands to N, P, and K fertilization in drained peatland sites in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 42(7): 1359–1370.
- Keinänen, M., Tigerstedt, C., Peuranen, S. ja Vuorinen, P.J. 2004. The susceptibility of early developmental phases of an acid-tolerant and acid-sensitive fish species to acidity and aluminium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58:160–172.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R. ja Finér, L. 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 12(5): 1211–1227.
- Korhonen, T. 2004. Muuttuva maaseutu. Historiallinen maatalous. Verkko-opetuspaketti. Helsingin yliopisto, humanistinen tiedekunta, kulttuurien tutkimuksen laitos, kansatiede. <http://www.helsinki.fi/kansatiede/histmaatalous/index.htm>
- Kubin, E. 1999. Maankohoamisrannikon sulfidisavimaiden metsittäminen. Julkaisussa: Karlsson, K. (toim.). Metsät Pohjanmaan rannikolla. *Kustskog i Österbotten*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 723: 50–58.
- Lehtinen, K.J. ja 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.
- Leskelä, A., Hudd, R., Kålx, P. ja Kjellman, J. 1997. Kevätkutuisten kalalajien lisääntyminen Lappsundinjolla 1990–1996. Suomen ympäristö 158. 42 s.
- Lindroos, A.-J., Derome, J., Raitio, H. ja Rautio, P. 2007. Heavy metal concentrations in soil solution, soil and needles in a Norway spruce stand on an acid sulphate forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 180(1): 155–170.
- Loukola-Ruskeeniemi, K. 1992. Geochemistry of Proterozoic metamorphosed black shales in eastern Finland, with implications for exploration and environmental studies. Dissertation. Helsingin yliopisto, Geologian tutkimuslaitos, Espoo. 54 s.
- Luoranen, J., Saksa, T., Finér, L. ja Tamminen, P. 2007. Metsämaan muokkausopas. Metsäntutkimuslaitos, Suomenjoen toimintayksikkö. ISBN 978-951-40-2059-9. 75 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2011. 26 s.
- Manninen, H. 1972. Maankuivatustoimenpiteiden vaikutus veden laatuun lähinnä Kyrönjoen vesistöalueella. Diplomityö, Teknillinen Korkeakoulu.
- Merilä, P., Lindgren, M., Raitio, H. ja Salemaa, M. 1998. Relationships between crown condition, tree nutrition and soil properties in the coastal *Picea abies* forests (Western Finland). *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 413–420.
- Merilä, P., Raitio, H. ja Walheim, M. 1996. Kuusikoiden ravinnetila. Granskogarnas näringstillstånd. Julkaisussa: Raitio, H. (toim.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Granskogarnas hälsotillstånd i Kvarkenregionen. Merenkurkun neuvosto. Kvarkenrådet, s. 97–107.

- Meriläinen J. J., 1989. Impact of an acid, polyhumic river on estuarine zoobenthos and vegetation in the Baltic Sea, Finland. *Biology Research Reports, University of Jyväskylä* 13: 3–48.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H. ja Issakainen, J. 2005. Wood ash as a fertilizer on drained mires - growth and foliar nutrients of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 35(11): 2734–2742.
- Nieminen, T. M., Derome, K. ja Lindroos, A.-J. Soil percolation water quality during 1996–2010 on Level II plots in Finland. Teoksessa: Merilä, P. & Jortikka, S. (toim.). *Forest Condition Monitoring in Finland – National report. The Finnish Forest Research Institute. [Online raportti, saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:metla-201305087577>]. (Viitattu 27.11.2014)*
- Nieminen, T.M., Turunen, M., Derome, K., Lindroos, A.-J. ja Merilä, P. 2012. Elevated sulfate and trace element concentrations in soil solution of an acid sulfate forest soil. Teoksessa: Österholm, P., Yli-Halla, M. ja Edén, P. (Toim.) *7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland 2012. Towards Harmony between Land Use and the Environment. Proceedings volume. Opas / Geologian tutkimuskeskus* 56: 75–76.
- Nuotio, E., Rautio, L.M. ja Zित्रa-Bärsund, S. (toim.) 2009: Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. *Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio* 8:2009.
- Palko, J. 1994. Acid Sulfate Soils and their Agricultural and Environmental Problems in Finland. Tohtorin väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis*. 58 s.
- Palko, J. ja Myllymaa, U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vessitövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 11, Helsinki. 100 s.
- Palko, J. ja Ruokanen, I. 1994. Siika- Pattijoen uusjakoalueen metsäojitus: arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisestä alueella ja toimenpide-ehdotus happamuushaittojen ehkäisemiseksi. *Oulun vesi- ja ympäristöpiiri. Pohjois-Pohjanmaan metsälautakunta*. 11 s.
- Poléo, A.B.S., Kjartan Østbye, K., Sigurd A., Øxnevad, S.A., Ronny, A., Andersen, R.A., Erik Heibo, E. ja Vøllestad, L.A. 1997. Toxicity of acid aluminum-rich water to seven freshwater fish species - a comparative laboratory study. *Environmental Pollution* 96: 129–139.
- Pons, L.J. ja van Breemen N. 1982. Factors influencing the formation of potential acidity in tidal swamps. *Proceedings of the Bangkok Symposium on acid sulphate soils*, pp. 37–51.
- Pons, L.J., van Breemen, N., ja Driessen, P.M. 1982. Physiography of coastal sediments and development of potential soil acidity. Teoksessa: Kittrick, J.J. Fanning, D.S. ja Hossner, L.R. (Toim.). *Acid Sulfate Weathering – SSA Special Publication No 10*. s 1–18.
- Pronk, J.T., Meulenber, R., Hazeu, W., Bos, P. ja Kuenen, J.G. 1990. Oxidation of reduced inorganic sulfur compounds by acidophilic thiobacilli. *FEMS Microbiology Reviews* 75: 293–306.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J., Seuna, P. 1994. Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. ja Seuna, P. (1994) Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat tekijät Suomen pelloilla. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja. Sarja A* 198. Helsinki 319 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 Zoologi Fennici* 21:9–13.
- Rickard, D. ja Morse, J.W. 2005. Acid volatile sulfide (AVS). *Marine Chemistry* 97: 141–197.
- Rickard, D. ja Luther, G.W. 2007. Chemistry of iron sulfides, *Chemical Review* 107: 514–562
- Roos, M. ja Åström, M. 2006: Gulf of Bothnia receives high concentrations of potentially toxic metals from acid sulphate soils. *Boreal Environmental Research* 11: 383–388.
- Saarinen, T., Mohammadighavam, S., Marttila, H. ja Kløve, B. 2013 Impact of peatland forestry on runoff water quality in areas with sulphide-bearing sediments; how to prevent acid surges? *Forest Ecology and Management*, 293:17–28.
- Saarinen, T., Vuori, K.-M., Alasaarela, E. ja 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.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J. ja Laine, J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1485–1496.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Ahti, E., Nieminen, M. ja Koivusalo, H. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27(7): 649–658.
- Singer, P.C. ja Stumm, W. 1970. Acidic mine drainage. The rate-determining step. *Science* 167:1121–1123.
- Sohlenius, G., Sternbeck, J., Andrén, E. ja Westman, P. 1996. Holocene history of the Baltic Sea as recorded in a sediment core from the Gotland Deep, *Marine Geology* 13 : 183–201

- Sohlenius, G. ja Öborn, I. 2004. Geochemistry and partitioning of trace metals in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation, *Geoderma* 122 : 167–175.
- Stumm, W. ja Morgan, J.J. 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, Wiley-Interscience, New York , 22 s.
- Sundström, R., Åström, M. ja Österholm, P. 2002. Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science & Technology* 36: 4269–4272.
- Suomela, R, Eden P, Huhmarniemi A, Saarinen T, Tertsunen J, Auri J, Marttila H, Yli-Halla M, Boman A, Joki-Tokola E, Luoma S, Rankonen E. 2014. Happamat sulfaattimaat ja niistä aiheutuvan vesistökuormituksen hillitseminen Siika- ja Pyhäjoen –valuma-alueilla. MTT Raportti 132.
- Sutela, T., Vuori, K-M, Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen, S.M., Keinänen, M., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vehanen, T., Vuorinen, P.J. ja Österholm, P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen Ympäristö* 14. 50 s.
- Suupohja, O., Erviö, R., Pälikkö, E., Sumari, O. ja Vuoristo H. 1973. Selvitys Kyrönjoen ja sen edustan merialueen kalakuolemien syistä. Työryhmän selvitys Vesihallitukselle 2.3.1973.
- Svenonius, H. 1945. Gråalen som strandväxt vid Bottniska viken. *Botaniska Notiser* 166–169.
- Svensson, J.S, ja Jeglum, J.K. 2000. Primary succession and dynamics of Norway spruce coastal forests on land-uplift ground moraine. *Studia Forestalia Suecica* 209. 32 s.
- Tertsunen J, Martinmäki K, Heikkinen K, Marttila H, Saukkoriipi J, Tammela S, Saarinen T, Tolkkinen M, Hyvärinen M, Ihme R, Yrjänä T ja Klöve B. 2012. Happamuuden aiheuttamat vesistöhaitat ja niiden torjuntakeinot Sanginjoella, Suomen ympäristö; Acidity-induced watercourse defects and their prevention on the River Sanginjoki, Suomen ympäristö 37.
- Tuittila, E. S., Juutinen, S., Frolking, S., Väiliranta, M., Laine, A. M., Miettinen, A., Marja-Liisa Seväkivi, M.L., Quillet, A. ja Merilä, P. 2013. Wetland chronosequence as a model of peatland development: Vegetation succession, peat and carbon accumulation. *The Holocene*, 23(1), 25–35.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. ja Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. (Abstrakt: Effekterna av surt nedfall på fisk och kräftor. Slutrapport.) *Suomen Kalatalous* No 57: 1–44.
- Urho, L, Hildén, M. ja Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environmental Biol Fishes* 27: 273–283.
- Uusi-Kämpä, J., Virtanen, S., Rosendahl, R., Österholm, P., Mäensivu, M., Westberg, V., Regina, K., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Edén, P. ja Turtola, E. 2013. Ympäristöriskien vähentäminen happamilla sulfaattimailla - Opas pohjavedenpinnan säätämiseksi. MTT Raportti 74.
- Van Breemen, N. 1973 Soil forming processes in acid sulphate soils. Teoksessa: Dost, H. (Toim.) *Acid sulphate soil* , Vol 1, ILRI Publishing 18: 66–130. Wageningen, Alankomaat.
- Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI11). Maastotyön ohjeet 2013. Koko Suomi ml. Ahvenanmaa. Metsäntutkimuslaitos. Vantaa 2013. Moniste. 191 s.
- Vuori, K-M. 1995. Species- and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in tin River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology* 33: 305–318.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Holopainen, A.-L., Järvinen, M., Kauppila, P., Kuoppala, M., Lax, H-G., Lepistö, L., Marttunen, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Niemi, J., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Ruuskanen, A., Vehanen, T. ja Westberg V. 2009. OSA I. Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Julkaisussa: Vuori, K. M., Mitikka, S. ja Vuoristo, H. (Toim). *Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita* 3. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 123 s..
- Widerlund, A. ja Andersson, P. S. 2011. Late Holocene freshening of the Baltic Sea derived from high-resolution strontium isotope analyses of mollusk shells. *Geology* 39: 187–190..
- Wu, X, Wong, Z.L., Sten, P., Engblom, S., Österholm, P., ja Dopson, M. 2013. Microbial community potentially responsible for acid and metal release from an Ostrobothnian acid sulfate soil. *FEMS Microbiology Ecology* 84: 555–563.
- Yli-Halla, M., Puustinen, M. ja Koskiaho, J. 1999. Area of cultivated acid sulfate soils in Finland, *Soil Use and Management* 15: 62–67.
- Yli-Halla, M., Mokma, D. L., Wilding, L. P. ja Drees L. R. 2008. Morphology, genesis and classification of acid sulfate soils in Finland. Teoksessa: Lin, C., Huang, S. ja Li, Y. (Toim.) *International Acid Sulfate Soil Conference and the Acid Rock Drainage Symposium*, Guangzhou, Kiina, Guangdong Science & Technology Press (978-7-5359-4714-7)
- Åström, M. ja Björklund, A. 1995. Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. *Journal of Geochemical. Exploration* 55: 163–170

Liitteet

Liite 1. Happamien sulfaattimaiden metsiin liittyvät selvitykset Suomessa

Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön vuonna 2011 julkaisema strategia ”**Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020**” esittää keskeiset tavoitteet ja linjaukset sekä happamuuden hallintaan kehitettyjä toimenpiteitä.

http://mmm.fi/documents/1410837/1721026/mmmjulkaisu2011_2.pdf/596d9bbe-2889-4c8b-9806-d5a316cdd96b

Happamien sulfaattimaiden systemaattinen kartoitus aloitettiin 2009, Geologian tutkimuskeskus Länsi-Suomi, Peter Edén

<http://geodata.gtk.fi/Hasu/index.html>

http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/happamat_sulfaattimaat.html

Alla luettelo hankkeista, joissa on selvitetty metsämaaperän ominaisuuksista aiheutuvan happamuuden syitä ja metsätalouden käyttöön soveltuvia torjuntakeinoja:

- Happaman vesistökuormituksen ehkäisy Siikajoki-Pyhäjoki -alueella, HaKu 2009–2012 (EAKR), Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, MTT (1.1.2015 lähtien Luke), Raija Suomela
<https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/esittely/toimipaikat/ruukki/Ruukin%20hankkeet/HaKu> loppuraportti:
<https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/482160/mttraportti132.pdf?sequence=1>
- Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen - sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen, CATERMASS 2010–2012 (EU Life+), Suomen ympäristökeskus, Kari-Matti Vuori
<http://www.syke.fi/hankkeet/catermass>
- Perhonjoen alaosan happamuuden hallinta, PAHA 2010–2014 (EAKR), Kokkolan kaupunki, Juhani Hannila
http://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto_ja_luonto/hankkeet/paha_hanke/fi/FI/paha_hanke/
Hankkeessa laadittu opas "Metsien kunnostusohjelma happamien sulfaattimaiden esiintymisalueella": <http://epaper.fi/read/1997/15D09y4d>
- Energiapuun korjuu suometsissä: hydro- ja biogeokemialliset vaikutukset, HYPE 2011–2013, (Suomen Akatemia) <http://www.metla.fi/hanke/640058/index.htm> Suometsien hakkuiden vaikutukset valumavesien laatuun 2014–2016 (Metla/Luke) Metsäntutkimuslaitos, Metla (1.1.2015 lähtien Luke) Liisa Ukonmaanaho
- Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät, SuHE 2011–2014 (EAKR), Suomen ympäristökeskus, Raimo Ihme <http://www.syke.fi/hankkeet/suhe>
- Happaman vesikuormituksen ehkäisy Perämerenkaaren alueella, HaKu 2012–2015 (EAKR) Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, MTT (1.1.2015 lähtien Luke), Antti Hannukkala
https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/530939/luke-luobio_66_2015.pdf?sequence=1

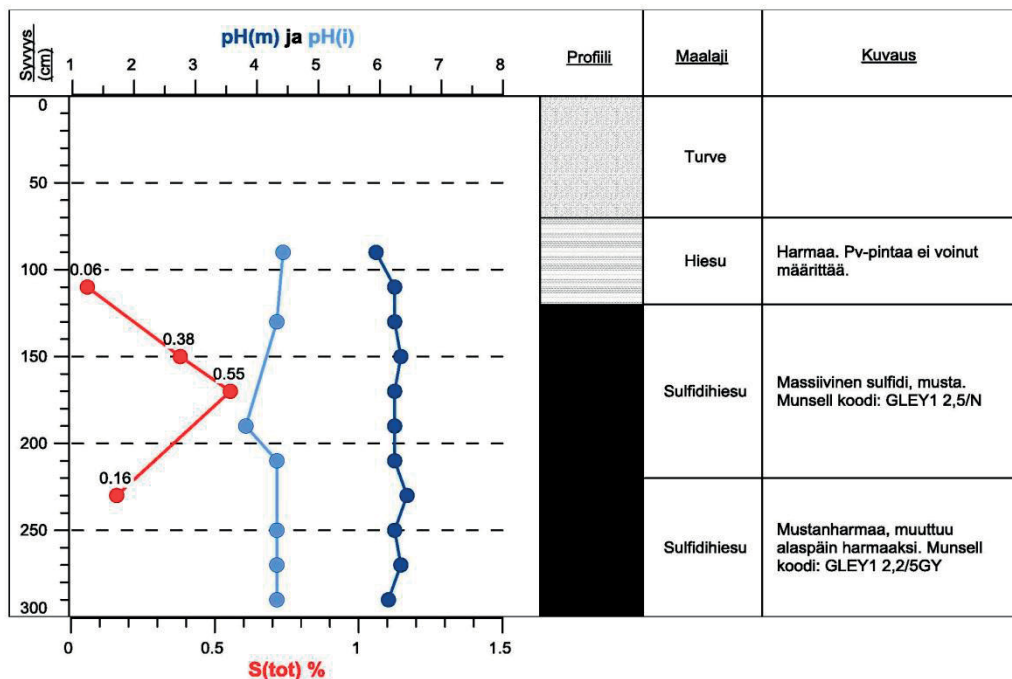
Liite 2. Esimerkki Geologian tutkimuskeskuksen karttapalvelusta

<http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html> saatavista kartoituspistekohtaisista tiedoista.**Profiilipiste HAH1-2012-4****Havaintotiedot**

Havainnontekijä: GTK
 Havaintopäivä: 11.06.2012

Havaintopaikan tiedot

Maakunta/kunta: Lappi/Rovaniemi
 Valuma-alue: Kemijoen valuma-alue
 Koordinaatit : x 441389
 (EUREF-FIN) y 7373050
 Korkeustaso (N2000): z 81 m

**pH(m) = maastossa mitattu pH**

Happaman sulfaattimaan hapettuneen (happamoituneen) kerroksen pH-arvo on tyypillisesti alle neljän. Hapettumattoman (pohjavedenpinnan alaisen) sulfidirikkipitoisen kerroksen pH on tyypillisesti 6-8 välillä.

pH(i) = inkuboitu pH

pH-inkubaatioissa maaperänäytteiden annetaan hapettua 9 -19 viikkoa, jonka jälkeen maastossa mitattuja pH-arvoja verrataan hapetuksen jälkeisiin arvoihin. Mikäli pH-arvo on laskenut neljään tai alle ja pudotusta on tapahtunut vähintään 0,5 yksikköä, voidaan näytteissä todeta esiintyvän sulfideja ja maaperä luokitella happamaksi sulfaattimaaksi.

S(tot) % = kokonaisrikkipitoisuus

Hienorakeisen (savi ja siltti) happaman sulfaattimaan kokonaisrikkipitoisuus on tyypillisesti ≥ 0.2 % kuivapainosta. Karkeissa maalajeissa jopa 0,01 % kokonaisrikkipitoisuus voi johtaa maaperän happamoitumiseen. Tutkimuspisteiden näytteiden kokonaisrikkipitoisuus on määritetty 20 cm kokoomänäytteistä ICP-OES -menetelmällä.

**GTK**

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS GEOLOGISKA FORSKNINGCENTRALEN GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND

Profilikuvat (syvyydet metreinä maapinnasta)



0-1 m, yläpää oikealla



1-2 m, yläpää oikealla



2-3 m, yläpää oikealla

Happamien sulfaattimaiden määreet 1:250 000 kartoituksessa
Tutkimuspaiste on luokiteltu happamaksi sulfaattimaksi mikäli jokin seuraavista kriteereistä täyttyy alle kolmen metrin syvyydellä maapinnasta:

- Maaperänäytteen pH-arvo (maastossa) on alle 4 (pois lujien turpeet)
- Maaperänäytteen pH-arvo laskee pH-inkubaatiossa alle neljän
- Sulfidien esiintyminen on todettu maaperänäytteistä aistinvaraisesti (väri, hajua ja tekstuuria)



GTK

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS GEOLOGISKA FORSKNINGSCENTRALEN GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000