

Suot biotalouden maailmassa – Suopäivä 2.2.2016

Peatlands in the Bioeconomy World – Peatland Day in Finland 2.2.2016

Laajennetut tiivistelmät – Extended abstracts

Suoseura järjesti soihin ja turvemaihin keskittyvän tieteellisen kokouksen, Suopäivän, 2.2.2016 Helsingissä Tieteiden talossa. Helmikuun toinen päivä on myös maailman kosteikkopäivä (World Wetlands Day). Nyt ensimmäistä kertaa järjestyn Suopäivän pääteemanana oli *Suot biotalouden maailmassa*.

Maailmalla vietetään helmikuun 2. päivää maailman kosteikkopäivänä kunnioittamaan Ramsarin sopimusta, joka solmittiin kosteikkojen ja vesialueiden suojelusta vuonna 1971 Ramsarin kaupungissa Iranissa. Suomessa ei ole päivää aiemmin juuri vietetty, koska se sijoittuu keskelle talvea, jolloin maastoretkeilyjä on vaikea järjestää.

Tilaisuuteen osallistui 130 soista kiinnostunutta asiantuntijaa yli 20 eri organisaatiosta. Myönteinen palaute ja suuri kiinnostus osoittavat, että on tärkeää koota yhteen ja nostaa esille soita, turvemaita ja turvetta käsittelevää tutkimusta.

Ramsarin sopimus oli ensimmäinen nykyaikaisista, valtioiden välisistä luonnonsuojelun ja luonnonvarojen viisaan käytön sopimuksista. Alun perin sopimuksella pyrittiin suojelemaan kosteikkoja ja vesialueita erityisesti vesilintujen elinalueina, mutta sittemmin sopimus on laajentunut kattamaan vesialueiden suojelemisen kokonaisuudessaan. Alkuperäisiä sopijavaltioita oli 18, mutta nyttemmin sopimuksen on allekirjoittanut 169 valtiota, ja siihen kuuluu 2225 kohdetta, joiden yhteispinta-ala on noin 215 miljoonaa hehtaaria. Suomessa on 49 Ramsar-aluetta, joiden yhteispinta-ala on 785 780 hehtaaria. Suopäivän aloitti ympäristöneuvos Kristiina Niikonen (YM), joka kertoi Ramsarin sopimuksesta Suomessa.

Suomi on maailman soisin valtio. Keskeisiä maamme soiden käyttöön liittyviä tärkeitä, myös Suopäivänä esillä olleita asiakokonaisuuksia olivat: miten soita, niiden aineellisia ja aineettomia tuotteita ja palveluja käytetään kestävästi biotalouden maailmassa sekä miten biotalous, monimuotoisuus ja ilmastonmuutoksen torjunta sovitetaan yhteen Suomen soilla. Suopäivän alustukset ja posterit jakautuivat kolmeen teemaan: Suot ja biotalous, Suot ja ilmasto sekä Suot ja monimuotoisuus. Joka teemasta oli ensin kutsuttu yleisalustus ja sen jälkeen mielenkiintoisia esitelmiä ja postereita. Kutsutuina puhujina olivat Marja Kokkonen maa- ja metsätalousministeriöstä, Minna Väiliranta Helsingin yliopistosta ja Teemu Tahvanainen Itä-Suomen yliopistosta. Esityksiä oli kaikkiaan lähes 50. Esityksissä palattiin vielä mm. soidensuojelun täydennysesitykseen – kokeilu vai pelkkää politiikkaa – sekä valitettavasti aina ajankohtaiseen trooppisten soiden kohtaloon, mikä on jo mainittu tämän vuosisadan pahimmaksi ympäristökatastrofiksi. Suomen soiden merkittävimmän käyttömuodon, metsätalouden, osalta tarkasteltiin mm. metsänkasvatuksen optimointia, hakkuiden aiheuttamaa vesistökuormitusta sekä mahdollisuuksia metsänkasvatuksen keinovalikoiman monipuolistamiseen. Suoseura järjesti tapahtuman yhteistyössä Luonnonvarakeskuksen, Geologian tutkimuskeskuksen, Metsähallituksen, Suomen ympäristökeskuksen, Helsingin yliopiston, Itä-Suomen yliopiston, Oulun yliopiston, Turveruukki Oy:n ja Vapo Oy:n kanssa.

Kaiken kaikkiaan ensimmäinen Suopäivä onnistui kaikin puolin erinomaisesti ja saatu kokemus ja kehittämismahdollisuudet antavat hyvää pohjaa vastaavien kokousten järjestämiseksi myös tulevaisuudessa.

Suopäivän eräänlainen huipentuma on myös tämä Suo-lehden erikoisnumero, jossa julkaistaan lehden toimituksen saamat esitelmöitsijöiden laatimat ns. pidennetyt abstraktit.

Kiitos vielä kaikille Suopäivään osallistuneille esitelmöitsijöille, kuulijoille, avustajille ja abstraktien kirjoittajille!

Helsingissä 4.7.2016

Suopäivän Järjestelytoimikunta

The Finnish Peatland Society organized the First National Peatland Day – Peatlands in the Bioeconomy World – symposium in Helsinki on the 2nd February, 2016. This date is also known as World Wetland Day, when the Ramsar Convention of Wetlands has been originally signed in 1971. Altogether, 130 experts from 20 organizations from Finland were participated in the symposium. The symposium was organized in cooperation with Natural Research Institute Finland (Luke), Geological Survey of Finland (Gtk), Metsähallitus, Finnish Environmental Institute (Syke), University of Helsinki, University of Eastern Finland, University of Oulu, Turveruukki Ltd and Vapo Ltd.

Finland has the highest relative peatland cover of the countries in the world. Thus, highly important questions concerning the use of peatlands arise – also discussed in the symposium: How to use and manage our peatlands, their products, services and intangible value sustainably in the world of bioeconomy as well as how to balance the demands of bioeconomy, biodiversity conservation and climate change mitigation on peatlands. The symposium had three subthemes: Peatlands and Bioeconomy, Peatlands and Climate and Peatlands and Biodiversity and about 50 posters or oral presentations were presented. All the extended abstracts of the presentations are published in this issue of SUO – Mires and Peat.

According to the received feedback and gained experiences, the symposium was successful and forms good basis for the organization of the future events. We would like to express our warmest thanks to all participants, assistants and presenters.

Helsinki 4th July, 2016

Organizing Committee

Järjestelytoimikunnan jäsenet / The members of the Organizing Committee:

Prof. Raija Laiho, Luonnonvarakeskus, Suoseuran puheenjohtaja
FT Tuomas Haapalehto, Metsähallitus
FT Leila Korpela, Luonnonvarakeskus
FM Markku Koskinen, Helsingin yliopisto
Prof. Björn Klöve, Oulun yliopisto
MMM Maija Lampela, Helsingin yliopisto,
Dos. Tapio Lindholm, Suomen ympäristökeskus
Apulaisprof. Marja Maljanen, Itä-Suomen yliopisto
FM Juha Ovaskainen, Vapo Oy
Dos. Sakari Sarkkola, Luonnonvarakeskus
Dos. Minna Tanskanen, Itä-Suomen yliopisto
Prof. Eeva-Stiina Tuittila, Itä-Suomen yliopisto
Dos. Harry Uosukainen, Turveruukki
FT Samu Valpola, Geologian tutkimuskeskus
Prof. Harri Vasander, Helsingin yliopisto
Dos. Tuula Larmola, Luonnonvarakeskus, Suoseuran sihteeri

GTK:n tutkimien Suomen soiden luonnontilaluokitukset

Kimmo Virtanen & Tapio Toivonen

Kimmo Virtanen, Geologian tutkimuskeskus, PL 1237, 70211 Kuopio, email: kimmo.virtanen@gtk.fi, Tapio Toivonen, Geologian tutkimuskeskus, PL 97, 67101 Kokkola, email: tapio.toivonen@gtk.fi

Johdanto

Ympäristönsuojelulaissa (Ympäristönsuojelulaki. 527/2014 YSL 1.9.2014) ja Valtioneuvoston periaatepäätöksen (Valtioneuvosto 2012) mukaan soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä, sekä suojelua sovitetaan yhteen kohdentamalla soita merkittävästi muuttava toiminta ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille. Soiden ja turvemaiden käytön kohdentamiseen periaatepäätöksen linjauksen mukaisesti käytetään apuna luonnontilaisuusasteikkoa (Kaakinen 2011, Valtioneuvosto 2012) ja siihen YSL:ssa ja YLA:ssa kuvattuja soveltamisperiaatteita. Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet ohjaavat maankäytön suunnittelua. Viranomaisten on suunnitellessaan alueiden käyttöä koskevia toimenpiteitä pyrittävä edistämään VAT:n mukaisten tavoitteiden toteuttamista.

Aineisto- ja menetelmät

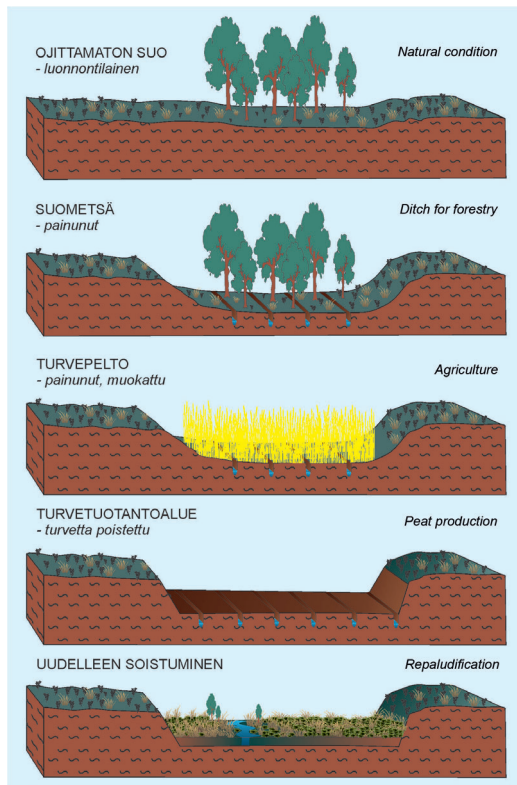
Soiden käyttö suunniteltaessa tulee arvioida soiden yleiset - ja erityiset luonnonarvot. Soiden yleisiä luonnonarvoja arvioitaessa työkaluksi on luotu soiden luonnontilaluokitusasteikko (Kaakinen 2011). Luonnontila-asteikolla (luokat 0–5) kuvataan suon ojitustilannetta ja siitä aiheutuneita vesitalouden ja kasvillisuuden muutoksia. Suolla tarkoitetaan luokittelua tehtäessä suokokonaisuutta.

GTK on luokitellut noin 17200 suon luonnontilaluokan. Nämä suot on tutkittu maastossa vuosina 1975–2015. Luokiteltujen soiden pinta-ala on noin 2,2 milj. hehtaaria. Luokitukset on tehty vuosien 2011 ja 2015 välisenä aikana. Luokituksia on tehty Pohjois-Pohjanmaan- ja

Etelä-Pohjanmaan liitoille vuosina 2012 ja 2013 yhteensä n. 6 000 suolta. Vuosina 2012–2014 GTK luokitteli maastotyökohteinensa olleiden soiden luonnontilaluokat (yli 1 000 suota). Vuonna 2015 luonnontilaluokittelua tehostettiin TEM:n GTK:n tulossopimuksessa, jolloin päätettiin luokitella kaikki luokittelemattomat GTK:n maastossa tutkimat suot ja turvemaat (n. 10 000 kpl) (taulukko 1).

Luokittelussa soiden rajauksina on käytetty GTK:n suotutkimuskokonaisuuksia, jotka pääsääntöisesti rajautuvat suota ympäröivään mineraalimaahan tai vesistöön. Kaikki maaperältään turvetta olevat yhtenäiset alueet kuuluvat yleensä samaan suokokonaisuuteen. Tätä periaatetta on noudatettu GTK:n suotutkimuksissa ja maaperäkartoituksessa jo 130 vuotta.

Ihmisen muuttamat suon osat on rajattu kuuluvaksi samaan suokokonaisuuteen muuttamattomien suon osien kanssa. Ihmisen muuttamaa suota ovat mm. metsäojitusalueet, turvepohjaiset hakkuualueet, suopellot ja turvetuotantoalueet. Perusteluna ihmisen muuttamien turvealueiden rajaukseen suon sisälle on se, että metsäojitusalueet, pellot ja turvetuotantoalueet ovat hydrologisesti samaa kokonaisuutta, kuin niitä ympäröivä, ojittamaton suoalue. Usein ihmisen muuttamat suoalueet ovat pinnaltaan alemmalla tasolla kuin ojittamaton suo (johtuu painumisesta, turpeen korjuusta tai muusta syystä). Lisäksi muuttuneet suoalueet kuuluvat samaan valuma-alueeseen, kuin niitä ympäröivä ojittamaton suoalue ja ne kuuluvat myös samaan turvemaalajista muodostuneeseen allaskokonaisuuteen. Kaikille ihmisen muuttamille suon osille on yhteistä uudelleen soistuminen sen jälkeen kun ihmisen toiminta alueella on päättynyt. Näille, usein matalammalle



Kuva 1. Luonnontilaisen suon, ihmisen muuttamien suoalueiden ja uudelleen soistuvan turvemaan profiilikuvia. Ihmisen muuttamia suon osia ovat mm. metsäojitettu suo, turvepelto ja turvetuotantoalue. Yhteisinä piirteinä ihmisen muuttamille soille ovat turvemaalaji ja uudelleen soistuminen ihmistoiminnan loputtua alueella.

Fig. 1. The profiles of mire in natural condition, man-used peatland types and re-paludification of peatland. Man-used peatland types are e.g. peatlands drained for forestry, agricultural crop lands and peat production areas. The general features of man-used peatland are peat soil and re-paludification after man-use.

tasolle jääneillä suon osilla, on taipumus kerätä sade- ja lumensulamisvesiä ympäristöstään ja vähitellen ne alkavat vettyä ja uudelleen soistua ja lopuksi ne alkavat kerryttää uudelleen turvetta. (kuva 1) (Virtanen ym. 2016).

GTK:n luonnontilaluokitukset on tehty olemassa olevia aineistoja hyödyntäen, eikä luokituksiin liity uusia kartoituksia lukuun ottamatta maastokäyntejä. Toisaalta käytössä on

ollut GTK:n laaja turvetutkimuksen aineisto, joka on kerätty maastossa vuosien varrella. Luonnontilaluokituksissa on käytetty mm. seuraavia aineistoja:

- peruskartat (MML maastotietokanta)
- ilmakuvat ja vääräväri-ilmakuvat (MML maastotietokanta)
- gammasäteilyaineisto (GTK:n geofysikaalinen matalalentoaineisto)
- maastossa tehdyt suotyypin- ja soiden muuttumahavainnot (GTK:n turvetietokanta)
- maastossa vaaitut korkeushavainnot (GTK:n turvetietokanta)
- laserkeilausaineisto (MLL:n mittaama /GTK:n prosessoima)
- maastossa kerätyt turvelajitiedot (GTK:n turvetietokanta)

Tulokset

Työssä luokiteltiin vain GTK:n maastossa tutkitut suot. Valtaosa luokitelluista soista on 0–1 luokan soita, n. 11 600 kpl (69 %). Näitä on erityisen paljon Järvi-Suomen alueella ja Pohjanmaalla. Luokan 2 soita on n. 3 000 kpl (n. 17 %) ja luokan 3 soita on n. 1 500 kpl (n. 9 %). Luokkien 4 ja 5 soita on yhteensä n. 750 kpl (alle 5 %). Luokkien 4 ja 5 soita on suhteessa eniten Lapissa, Ahvenanmaalla, Varsinais-Suomessa ja Keski-Pohjanmaan alueella. Tulokset on koottu taulukkoon 1 ja kuvaan 2.

Tulosten tarkastelu

Luonnontilaluokittelusta saadut tulokset kuvaavat hyvin sitä tietoa, joka on ollut jo aiemmin tiedossa Suomen soiden ojitustilanteesta. Sama tulos on nähtävissä myös Valtakunnan metsien inventointiaineistoissa (mm. Metla 2013) ja peruskartta-aineistoista tehdyissä selvityksissä (mm. Kansallinen suo- ja turvemaastrategiatyöryhmä 2012).

GTK:n luokitteluaineistossa suot jakautuvat hyvin epätasaisesti eri luokkiin: 0–1 luokan soita on paljon enemmän, kuin 4–5 luokan soita. Soiden

Taulukko 1. GTK:n tutkimien soiden lukumäärät ja pinta-
alat luonnontilaisuusluokittain.

Table 1. The number of peatlands classified to natural
state transformation classes studied by Finnish Geological
Institute (GTK) in Finland.

Luonnontilaisuusluokka <i>Natural state transformation</i>	Soita (kpl) <i>Peatlands (nr)</i>	Pinta-ala (ha) <i>Area (ha)</i>
0	7394	619659
1	4494	573394
2	2969	527736
3	1505	326114
4	622	127403
5	124	16540
Yhteensä, <i>total</i>	17287	2218009

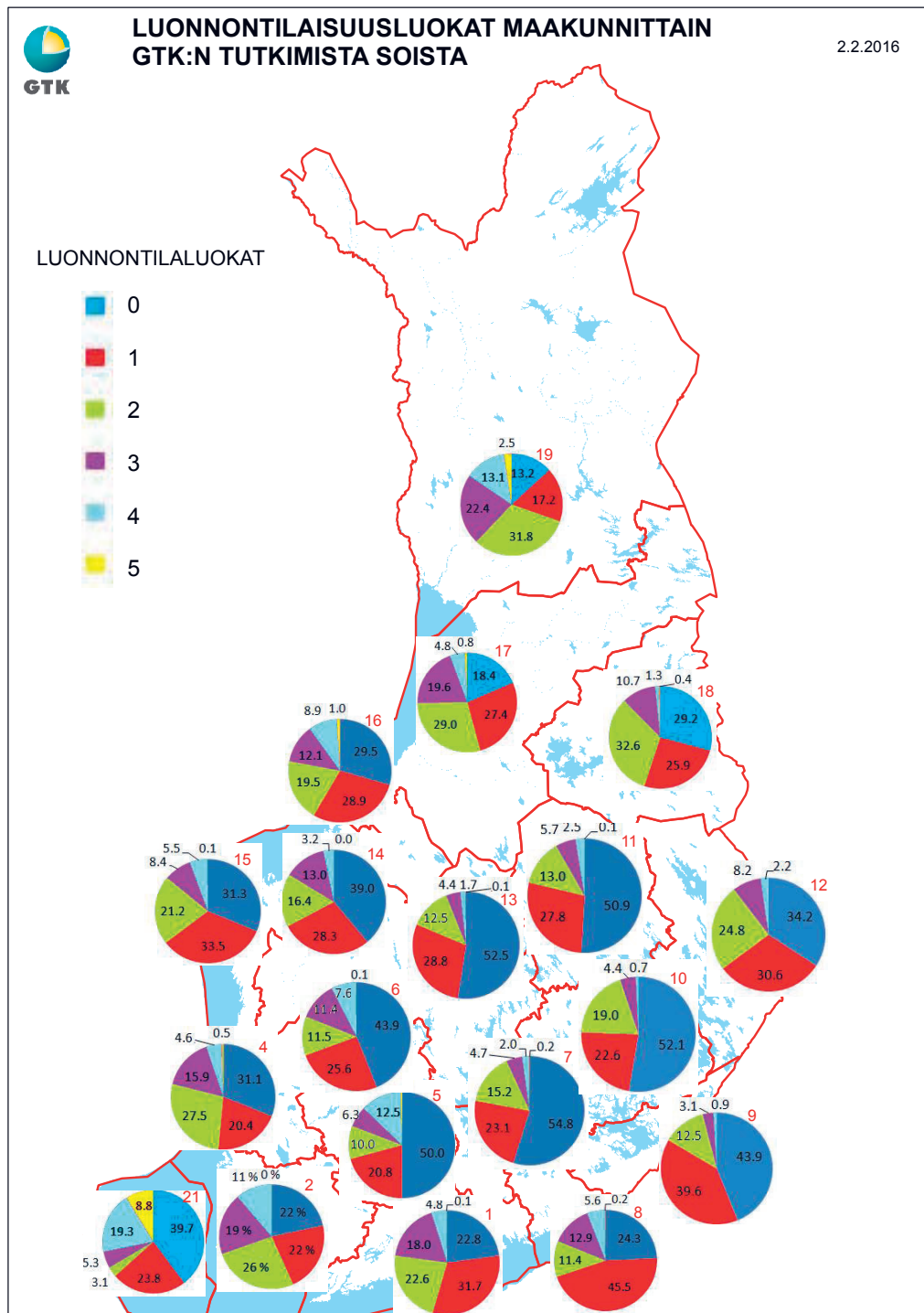
epätasainen jakauma eri luokkiin johtuu GTK:n suotutkimuksien painottumisesta eteläiseen ja läntiseen Suomeen, joissa soiden ojitukset ja muu maankäyttö ovat olleet paljon intensiivisempää kuin Itä- ja Pohjois-Suomessa. Itä- ja Pohjois-Suomessa suot ovat valtaosin luonnontilaisia tai lähes luonnontilaisia. GTK:n tutkimusaineisto ei ole Keski- ja Pohjois-Lapissa läheskään niin kattava kuin muualla Suomessa. Lisäksi GTK:n tutkimusaineistoa on niukasti luonnonsuojelualueilta. GTK:n suotieto ei siis ole kattava koko Suomen soiden luonnontilaluokkia arvioitaessa.

GTK:n tutkimista soista on jätetty luokittelematta toistaiseksi n. 500 suota. Tämä johtuu luonnontilaluokituksen sopimattomuudesta kaikkiin luonnossa vallitseviin tilanteisiin.

GTK luonnontilaluokituksen tulokset ovat nähtävissä verkkopalvelussa http://gtkdata.gtk.fi/Turvevarojen_tilinpito/index.html. Tämän palvelun tiedonjako on laajenemassa muutenkin GTK:n suotietojen osalta vuoden 2016 aikana.

Kirjallisuusluettelo

- Kaakinen, E. 2011. Soiden luonnontilaisuusluokittelu ja sen soveltaminen. Esitelmä, Suoseura 23.3. 2011. <http://www.suoseura.fi/fin/kevat2011/Kaakinen.pdf>
- Kansallinen suo- ja turvemastrategiatyöryhmä 2012. Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suoje-
lua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio, MMM 2011:1. 157 s. <http://mmm.fi/luonto-ja-ilmasto/suot-ja-turvemaat>
- Metla 2013. Metsätalustollinen vuosikirja 2013. Metsäntutkimuslaitos
- Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta (713/2014). Ajantasainen lainsäädäntö. Valtion säädöstietopankki. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140713>.
- Valtioneuvosto 2012. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta. 19 s. http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaat/6AK6or04E/MMM-119690-v5-suostrategia_valtioneuvoston_periaatepaatos_v4_2.pdf
- Virtanen, K., Toivonen, T. & Laiho, A. 2016. GTK:n tutkimien soiden luonnontilaluokitukset. Suot biotalouden maailmassa-Suopäivä 2.2. 2016. Abstraktit. s. 29. http://www.suoseura.fi/fin/Suopaiiva_abstraktit_02022016.pdf
- Ympäristönsuojelulaki. 527/2014. Ajantasainen lainsäädäntö. Valtion säädöstietopankki. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140527> (luettu 24.10.2014).



Kuva 2. GTK:n tutkimien soiden luonnontilaisuusluokkien jakautuminen maakunnittain.

Fig. 3. The number of peatlands classified to natural state transformation classes by the Finnish counties. The peatlands have been studied in the field by GTK.

Suonpohjan viljavuuden arviointi turveanalyysin, kasvillisuuskuvauksen ja puuston kasvun perusteella

Lasse Aro, Juha-Pekka Hotanen & Hannu Nousiainen

Lasse Aro, Luonnonvarakeskus (Luke), Itäinen Pitkäkatu 3, 20520 Turku, email: lasse.aro@luke.fi, Juha-Pekka Hotanen, Luonnonvarakeskus (Luke), Yliopistokatu 6, 80100 Joensuu, email: juha-pekka.hotanen@luke.fi, Hannu Nousiainen, Luonnonvarakeskus (Luke), Jokiniemenkuja 1, 01370 Vantaa, email: hannu.nousiainen@luke.fi

Johdanto

Turpeennostosta vapautuneille suonpohjille ei ole toistaiseksi omaa kasvupaikkaluokitusta. Suonpohjan jäännösturpeen paksuuden ja sen alla olevan kivennäismaan, pohjamaan, ominaisuuksien perusteella voidaan karkeasti arvioida suonpohjalle sopivaa jatkokäyttöä. Tällä hetkellä nurmiviljely ja metsänkasvatus ovat yleisimpiä jälkikäytön vaihtoehtoja, mutta alueellisesti myös uudelleensoistaminen ja erilaisten altaiden rakentaminen ovat suosittuja. Metsänkasvatuksen kannalta olisi hyödyllistä, jos kasvupaikan kuvauksella pystyttäisiin arvioimaan puuston tuotosodotuksia. Metsitettyjen suonpohjien kasvillisuuden monimuotoisuudesta tiedetään vähän. Siihen kasvillisuuskuvaus jo sellaisenaan tuottaa arvokasta tietoa.

Työn tavoitteena oli vertailla turveanalyysiä, kasvillisuuskuvausta ja puuston kehitystä kuvaavia tunnuksia turpeennostosta vapautuneen suonpohjan kasvupaikkaluokituksessa 33–51 vuotta metsityksen jälkeen. Tulokset ovat alustavia ja perustuvat vain yhteen kokeeseen.

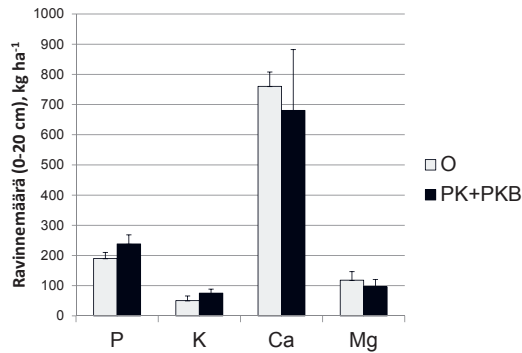
Aineisto ja menetelmät

Tutkimus tehtiin Pirkanmaalla Kihniön Aitonevalle vuonna 1964 istutetussa männikössä, jossa eri luokitusmenetelmiä käytettiin lannoittamattoman vertailukäsittelyn lisäksi PK+PKB–jatkolanonituksen vuosina 1975 ja 1996 saaneisiin koealoihin (Aro & Kaunisto 2003). Tutkimuskohde oli paksuturpeinen (49–113 cm). Turveanalyysi tehtiin 33 kasvukauden kuluttua metsityksestä ja siihen sisällytettiin pintamaa (raakahumus ja

0–20 cm turvekerros, Aro & Kaunisto 2003). Kasvillisuuskuvauksessa käytettiin kolmen aarin ympyräkoealaa, jolta arvioitiin kasvilajien prosenttipeittävyudet. Koealat luokiteltiin kasvilajien ja niiden runsauksien perusteella metsäojitettujen turvemaiden turvekangasluokkiin (Laine ym. 2012), koska kasvillisuus oli päässyt kehittymään jo noin 50 vuoden ajan. Puut mitattiin kultakin koealalta viideltä ympyräkoealalta ($r=5$ m) 43 ja 51 kasvukauden kuluttua istutuksesta. Puustotunnukset laskettiin KPL-ohjelmalla (Heinonen 1994). Lannoittamattomien männiköiden runkotilavuus oli keskimäärin 154 ja jatkolannoitetun 325 m³/ha keväällä 2015. Lisäksi koealoilla kasvoi luontaisesti syntynyttä koivua 7–50 m³/ha.

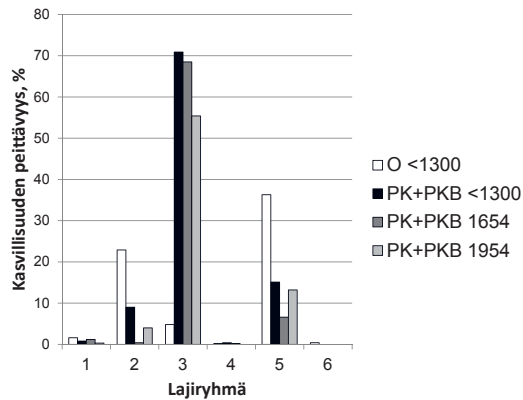
Tulokset ja niiden tarkastelu

Pintamaan typen määrä oli 5 500–5 700 kg ha⁻¹ (Aro & Kaunisto 2003) eikä käsittelyjen välillä ollut pääravinteiden määrässä tilastollisesti merkitseviä eroja (kuva 1). Tämä selittyy osittain sillä, että lisäravinteita oli sitoutunut puustoon (Aro & Kaunisto 2003) ja osaksi myös runsaaseen aluskasvillisuuteen. Turveanalyysin (Aro & Kaunisto 2003) perusteella vertailualueiden pääravinteiden määrät pintamaassa olivat samaa suuruusluokkaa tai jonkin verran pienempiä kuin vanhoilta rämeiden ojitusalueilta mitatut ravinnemäärät (Kaunisto & Paavilainen 1988, Laiho & Laine 1994, 1995, Kaunisto & Moilanen 1998). Luonnontilaisiin ruohoisiin saraarämeisiin (Westman 1981) verrattuna suonpohjamänniköiden pintamaassa oli tyypeä noin kaksinkertainen määrä. Magnesiumin ja kalsiumin määrät olivat lähes samalla tasolla, mutta kaliumin määrä oli huomattavasti pienempi.



Kuva 1. Maan pintakerroksen (raakahumus ja 0-20 cm turvekerros) ravinnemäärät (kg ha⁻¹) eri lannoituskäsittelyissä keskihajontoineen 33 kasvukauden kuluttua metsityksestä.

Figure 1. Amounts (kg ha⁻¹) of phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca) and magnesium (Mg) in the surface soil (raw humus + 0-20 cm peat layer) 33 growing seasons after afforestation. Sd of the total nutrient amount is marked on the top of the bars. The amount on nitrogen was 5,500-5,700 kg ha⁻¹ in the corresponding soil layer. The effect of PK+PKB refertilization was not significant (the site was refertilized with PK 11 and again with PKB 31 growing seasons after afforestation).



Kuva 3. Kasvillisuuden peittävyys (%) lajiryhmittäin (1=puun taimet, 2=varvut, 3=ruohot, 4=heinät, 5= sammalet, 6=jäkälät) eri lannoitus- (kontrolli ja PK+PKB –lannoitus) ja kasvatustiheyskäsittelyissä (<1300, 1654 ja 1954 puuta hehtaarilla) elokuussa 2015.

Figure 3. Coverage (%) of ground vegetation by species groups (1=tree seedlings, 2=dwarf shrubs, 3=herbs, 4=grasses, 5=mosses, 6=lichens) in different fertilization (0=control, PK+PKB) and growing density (<1300, 1654 or 1954 trees ha⁻¹) treatments in August 2015.

Taulukko 1. Puuston keskikasvu 43 (MAI₄₃) ja 51 (MAI₅₁) kasvukauden jälkeen ilman luonnon- ja harvennuspoistumaa sekä mäntyjen valtapituus 53 vuoden (biologinen ikä) ja niitä vastaavat pituusboniteetit 100 vuoden iässä.

Table 1. Mean annual increment of the stands during 43 (MAI₄₃) and 51 (MAI₅₁) growing seasons (removals excluded), and the dominant height of the 100 thickest trees (H_{dom}, biological age of Scots pine is 53 years) and corresponding site index at the age of 100 years.

Tunnus Variable	Puulaji Tree species	Lannoitus/Fertilization	
		O – control	PK+PKB
MAI ₄₃ (m ³ /ha/a)	mänty Scots pine	2,54	5,89
MAI ₅₁ (m ³ /ha/a)	mänty Scots pine	3,02	6,36
MAI ₅₁ (m ³ /ha/a)	mänty+koivu pine+birch	3,63	6,72
H _{dom} (53 a; m)	mänty Scots pine	17,9	20,9
Pituusboniteetti Site index	mänty Scots pine	26*/24**	30*/30**

* Ojansuu (2005) ** Vuokila & Väliaho (1980)

Kontrollikoealojen kasvillisuuden rakenne vastasi puolukkaturvekangas II:n reheväämpää laitavarianttia (Ptkg II+). Lannoitetut alat luokiteltiin ruohoturvekangas II:ksi (Rhtkg II, kuva 2). Lannoituksella ei ollut juurikaan vaikutusta kenttä- ja pohjakerroksen yhteenlaskettuun lajimäärään, mutta lannoitettujen alojen kenttäkerroksen peittävyys (72 %) oli huomattavasti kontrollia (28 %) suurempi. Erityisesti ruohot olivat lannoitetuilla aloilla runsaita (kuva 3). Sitä vastoin pohjakerroksen peittävyys oli kontrollialoilla (38 %) lannoitettuja (12 %) korkeampi.

Puuston keskikasvun perusteella varttunutta kasvatusmetsää edustaneet lannoittamattomat alat vastasivat kasvupaikaltaan eteläsuomalaisista varputurvekangasta (taulukko 1, Laine ym. 2012). Lannoitetut koealat vastasivat mustikkaturvekankaita (Laine ym. 2012). Männiköiden valtapituuden (taulukko 1) perusteella lannoittamaton kasvupaikka luokiteltiin puolukka- ja mustikkatyypin välimaastoon ja PK+PKB-jatkolannoitetut koealat tuoretta tai lehtomaista kangasta vastaaviksi (ks. Ojansuu 2005).



Kuva 2. Yllä lannoittamaton koeala, jossa yleisin kenttäkerroksen kasvilaji oli puolukka. Pohjakerroksessa olivat valitsevina kangaskynsi- ja seinäsammal. Alla kuva PK+PKB-lannoitetusta koealasta, jossa yleisimmät kasvilajit olivat metsäalvejuuri, vadelma ja metsätähti kenttäkerroksessa sekä suikero- ja kangaskynsisammal pohjakerroksessa. (Kuvat: Hannu Nousiainen).

*Figure 2. A view of the control (top) and fertilized (bottom) plots. In the control treatment vegetation structure resembled vegetation typical for Ptkg II+ type of the drained peatland forests (Laine et al. 2012). The most abundant plant species were *Vaccinium vitis-idaea*, *Dicranum polysetum* and *Pleurozium schreberi*. Fertilization improved site fertility which was seen in the vegetation structure resembling Rhtkg II type of the drained peatland forests (Laine et al. 2012). Typical plant species were *Dryopteris carthusiana*, *Rubus idaeus*, *Trientalis europaea*, *Brachythecium* spp. and *Dicranum polysetum*. (Photos: Hannu Nousiainen).*

Johtopäätökset

Tutkimuskohde oli lähtökohdiltaan karu kasvupaikka, jossa turpeen runsas typpivarasto mahdollisti hyvän puuntuotospotentiaalin. Lannoitus fosforilla ja kaliumilla muutti kasvilajiston ja lisäsi puuston kasvua. Kasvilajisto oli kuitenkin niukka ja sen esiintyminen laikuittaista, vaikka metsityksestä oli kulunut jo 51 vuotta. Lannoitus paransi kasvupaikkatyyppiä parilla luokalla. Puuston pituusbonitoinnin avulla kasvupaikka arvioitiin hieman viljavammaksi kuin puuston keskikasvun perusteella. Sekä kasvillisuuteen että puustoon perustuvat kasvupaikkaluokittelut sopivat suonpohjien metsätalouskäytön myöhempiin kehitysvaiheisiin, mutta niiden soveltamista tulee kehittää. Ennen metsitystä on turvaututtava turpeen paksuuden, pohjamaalajin ja turveanalyysin kautta saatavaan tietoon kasvupaikan viljavuuden arvioinnissa.

Kirjallisuus

- Aro, L. & Kaunisto, S. 2003. Jatkolannoituksen ja kasvatustiheyden vaikutus nuorten mäntymetsiköiden ravinnetilään sekä puuston ja juuriston kehitykseen paksuturpeisella suonpohjalla. (Summary: Effect of refertilisation and growing density on the nutrition, growth and root development of young Scots pine stands in a peat cutaway area with deep peat layers). *Suo* 54(2): 49–68.
- Heinonen, J. 1994. Koealojen puu- ja puustotunnusten laskentaohjema KPL. Käyttöohje. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 504. 80 s.
- Kaunisto, S. & Moilanen, M. 1998. Kasvualustan, puuston ja harvennuspoistuman sisältämät ravinnemäärät neljällä vanhalla ojitusalueella. *Metsätieteen aikakauskirja Folia Forestalia* 1998(3): 393–410.
- Kaunisto, S. & Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. (Seloste: Turpeen ravinnevarat vanhoilla ojitusalueilla ja puuston kasvu). *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 145. 39 s.
- Laiho, R. & Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9(3): 251–260.
- Laiho, R. & Laine, J. 1995. Changes in mineral element concentrations in peat soils drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10(3): 218–224.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2012. Suotyypit ja turvekankaat – opas kasvupaikkojen tunnistamiseen. Metla, Helsingin yliopisto, Metsäkustannus Oy. 160 s.
- Ojansuu, R. 2005. Kasvupaikka ja puuntuotoskyky. Julkaisussa: Hynynen, J., Valkonen, S. & Rantala, S. (toim.). Tuottava metsänkasvatus. *Metsäntutkimuslaitos & Metsäkustannus Oy*, 49–72.
- Vuokila, Y. & Väliäho, H. 1980. Viljeltyjen havumetsiköiden kasvatusmallit. Summary: Growth and yield models for conifer cultures in Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 92(2): 1–271.
- Westman, C.J. 1981. Fertility of surface peat in relation to the site type and potential stand growth. (Seloste: Pintaturpeen viljavuustunnukset suhteessa kasvupaikkatyyppiin ja puuston kasvupotentiaaliin.) *Acta Forestalia Fennica* 172. 77 s.

Heterotrophic and autotrophic soil CO₂ respiration in two drained peatland sites after nutrient application

Markus Hartman, Aino Korrensalo, Raija Laiho, Eeva-Stiina Tuittila & Tytti Sarjala

Markus Hartman, Raija Laiho & Tytti Sarjala, Natural Resources Institute Finland (Luke), email: markus.hartman@luke.fi, Aino Korrensalo & Eeva-Stiina Tuittila, University of Eastern Finland, Joensuu

Introduction

In Finland, drainage of peatlands for increasing forest productivity has led to that almost 6 Mha of peat-forming substrates have been affected by these operations. These mainly occurred between the 1930s and 1980 (Finnish Statistical Yearbook of Forestry 2014). In addition to drainage, there occurred a need for nutrient application in order to obtain a satisfactory level of tree stand increment on sites with insufficient availability of nutrients in the peat substrate. Between 1965 and 1987 more than 20 kha of peatlands per annum were fertilized; in all an estimate of one third of the drained peatland forests in Finland have been fertilized one or several times. These fertilizations have led to an estimated surplus growth of between 45 and 50 Mm³ between 1965 and 2003. Presently the annual increment on the peatland forests – both drained and pristine – is about 25 M m³ three stand volume growth per year.

After the 1980s the carbon balance and the possible climate impact of the boreal peatland forests have been the focus of several studies (see Ojanen 2015 and the references therein). However, only a few studies have concentrated on solely the effect of nutrient application on the carbon pools and fluxes of different peatland forest sites. (Moilanen et al. 2012, Ernfors et al. 2010). In order to make estimates of at least some accuracy, data is needed on the response of nutrient application on the direct and indirect effects in the peatland substrate and vegetation, preferably with both commercial fertilizers and wood ash.

Material and Methods

We studied the effect of nutrient application (commercial PK fertilizer with Fe, Yara Finland, 600 kg ha⁻¹) on two drained peatland forests in west Finland. The two sites represent the *Vaccinium vitis-idaea* II –type former fen and low shrub former bog types with comparatively slowly growing Scots pine dominated tree stands that are typical fertilization objects in Finland.

When estimating the carbon dioxide (CO₂) efflux from the peat soil a critical issue is separation of the autotrophic respiration, R_{s(a)} component, which emanates from the photosynthetic assimilation of the aboveground vegetation and therefore considered ambient with regard to the peat soil carbon balance, from the heterotrophic respiration, R_{s(h)} component, which emanates from the decomposition and humification processes in the peat soil, eg. processes that break down the peat substrate itself. The two sites were studied with a Latin square design where the partly overlapping treatments were: control tree stand; fertilized tree stand; girdled tree stand with clipping of the ground vegetation; girdled and fertilized tree stand with clipping of the ground vegetation. The girdling and clipping treatments were made in an attempt to eliminate the autotrophic carbon dioxide soil respiration component from the whole subplot (see Högberg et al. 2001) by cutting off the photosynthetic carbon feed from the aboveground vegetation to the roots, while simultaneously preserving identical microclimatological site properties within an otherwise intact tree

stand. In addition, as a double check, we inserted plate cylinders in the peat of all the subplots in order to cut off the CO₂ carbon dioxide feed from the roots of the aboveground vegetation; these constitute small replicas of the girdled and clipped sites, and the soil carbon dioxide respiration was simultaneously measured from these. During the study, we monitored the ground water level and the soil and air temperatures of the subplots.

Our study hypothesis was that nutrient application affects the $R_{s(a)}$ and consequent carbon uptake of the aboveground vegetation while the $R_{s(h)}$ remains unaffected.

Results

The results showed a similar rate of $R_s(h)$ and an almost similar rate of $R_s(a)$ despite the differences in site type and nutrient application (Figure 1). While no significant differences could be detected statistically it should be noted that the former low shrub bog generally had slightly higher $R_s(h)$ and $R_s(a)$ rates.

In figure 1, the treatments from left to right are: control with girdling and clipping (Co+Gi); control with live tree stand (Co+NoGi); PK with girdling and clipping (PK+Gi) and PK with live tree stand (PK+NoGi). ANOVA tests showed that there was no significant difference between the two plots ($F = 1.011$, $p = 0.353$) nor between the treatments ($F = 1.825$; $p = 0.283$) in $R_s(h)$ rates for the measured periods, nor was there any corresponding difference in the $R_s(a)$ between the two plots ($F=1.870$; $p = 0.305$) or the two treatments ($F=1.579$; $p 0.336$).

Discussion

This paper is intended as a presentation of the experiment hypothesis and scope. By girdling the tree stand and clipping the ground vegetation of 4 of the 8 subplots we get a temporary microclimatic regime, where the autotrophic soil carbon dioxide component is practically absent while the tree stand otherwise remains the same. After a few years, the decay and loss of foliage becomes evident and the study parameters no longer remain identical.

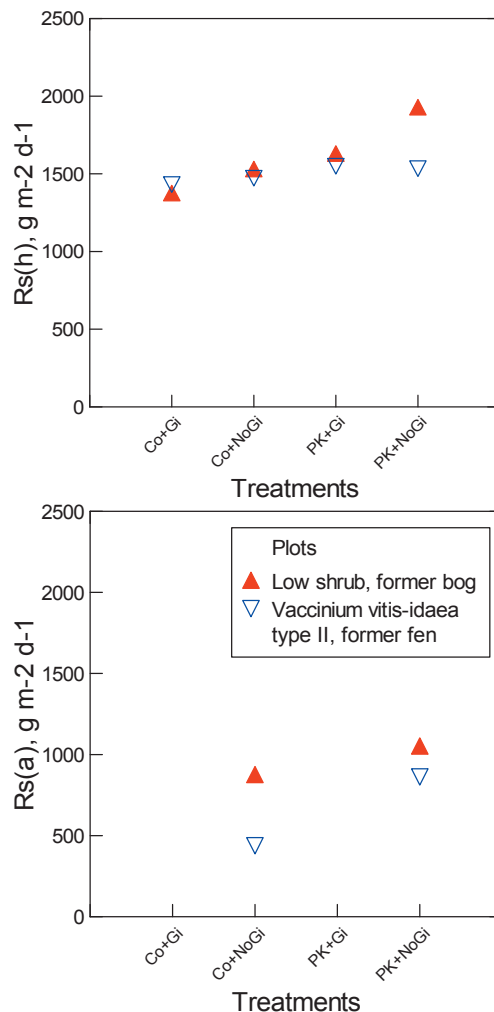


Figure 1. Left: accumulated $R_{s(h)}$ and; right: $R_{s(a)}$, ($g\ CO_2\ m^{-2}\ d^{-1}$ measured during parts of 3 vegetation periods) at the former low shrub bog site and the *Vaccinium vitis-idaea* type II former fen site.

Whether a conclusive response to the nutrient application in the R_s and its components has occurred would need further measurements than the three years that were available.

Acknowledgements

This study was funded with a three-year grant from Yara Finland

References

- Ernfors, M., Sikström, U., Nilsson, M. & Klemedtsson, L. 2010. Effects of wood ash fertilization on greenhouse gas emissions and tree growth in nutrient poor drained peatland forests. *Science of the Total Environment* 408: 4580–90
- Finnish Statistical Yearbook of Forestry 2014. Finnish Forest Research Institute. 428 p.
- Högberg, P., Nordgren, A., Buchmann, N., Taylor, A.F.S., Ekblad, A., Högberg, M.N., Nyberg, G., Ottosson, L., Löfvenius, M. & Read, D. J. 2001. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature* 411: 789–792.
- Moilanen, M., Hytönen, J., & Leppälä, M. 2012. The effect of wood ash on soil CO₂ emission and carbon stock of tree stand on a drained peatland – a case study. *European Journal of Soil Science* 63: 467–475.
- Ojanen, P. 2015. Metsäojituksen vaikutuksesta ilmastoon. (Summary: Climatic impacts of forestry on drained boreal peatlands.) *Suo* 66 (2): 49–55.

Short-rotation downy birch for energy on cutaway peatlands: cultivation, harvesting and financial performance

Jyrki Hytönen, Anssi Ahtikoski, Lasse Aro & Paula Jylhä

Jyrki Hytönen, Paula Jylhä, Natural Resources Institute Finland, Silmäjärventie 2, 69100 Kannus e-mail: jyrki.hytonen@luke.fi; Anssi Ahtikoski, Natural Resources Institute Finland, Paavo Havaksen tie 3, 90014 Oulun yliopisto; Lasse Aro, Natural Resources Institute Finland, Itäinen pitkäkatu 3, 20520 Turku

Introduction

To meet European Union targets for reducing greenhouse gas emissions, Finland has focused on substituting fossil fuels with wood-based fuels. For instance, the annual consumption of forest chips in energy generation is to be raised from 8.0 million m³ (2015) to 13.5 million m³ (ca. 25 TWh) by 2020. Currently, wood biomass used in energy generation is harvested for the most part as a by-product of industrial roundwood harvest operations (e.g. small-diameter thinning wood, logging residues). Thus, new approaches to producing bioenergy are needed. Fuel peat accounts for 5–7% of the total energy consumption in Finland, and the peat-production area accounts for 60,000 ha. Annually, about 2,500 ha of peat-harvesting areas are released from peat production. It has been estimated that a new form of land use will

be needed to be identified for about 44,000 ha of cutaway peatlands by 2020. The large nitrogen store in the residual peat layer is an advantage from the biomass production point of view, but the low concentrations of potassium and phosphorus usually necessitate improvement of soil nutrient status (Aro et al. 1997). Wood ash containing phosphorus, potassium and micronutrients could be an ideal fertiliser for peatlands.

The production of bioenergy on cutaway peatlands could be continued through growing of various energy crops, which would also sequester carbon. Cutaway peatlands are concentrated in areas where the forest chip reserves are already utilised efficiently (Anttila et al. 2014). Management of native downy birch (*Betula pubescens* Ehrh.), a primary successional tree species colonising open areas and also thriving on peatlands, would be based on low stand establishment cost,



Figure 1. Ash fertilisation and natural regeneration or broadcast seeding (left) of downy birch proved to be an efficient way to establish dense stands on a cutaway peatland. The birches on the right are four years old, and their density after the third growing season was 141,000 ha⁻¹. (Photos: Jyrki Hytönen).

clear-cutting via the whole-tree method at an early stage, and coppice regeneration. However, a significantly longer rotation length is required than in the case of willows (Hytönen & Aro 2012, Jylhä et al. 2015). Even though the stems produced in downy birch plantations are larger than in willow plantations, the harvesters designed for cutting industrial roundwood are still inefficient or too costly for such applications. On the other hand, insufficient cutting capacity and uneven space distribution of trees limit the use of modified agricultural harvesters developed for short-rotation woody-crop plantations (e.g. willow).

We studied methods of establishing downy birch short-rotation stands, measured the biomass production of naturally afforested birch stands on cutaway peatlands, studied clear-cutting and forwarding of the stands and monitored their regeneration by coppicing. Finally, the profitability of growing downy birch thickets on cutaway peatlands was evaluated based on the findings of the empirical studies mentioned above.

Material and methods

The study areas were located on cutaway peat-harvesting sites in southern (Anjalankoski), central (Kihniö and Isojoki) and northern (Haapavesi and Liminka) Finland. The effect of establishment method on stand density and biomass production were studied in the field experiments.

The treatments included broadcast seeding, natural regeneration, ash fertilisation, and various soil-preparation methods (see Reinikainen et al. 2012). In addition, we identified naturally regenerated downy birch thickets on cutaway peatlands and measured their biomass production. Furthermore, several thickets were clear-cut, and the productivity of harvesting (cutting and forwarding) was studied. Following clear-cutting, the sprouting ability and subsequent biomass production were monitored. Finally, the profitability of biomass production was evaluated by calculating the bare land values (BLVs) for six example stands.

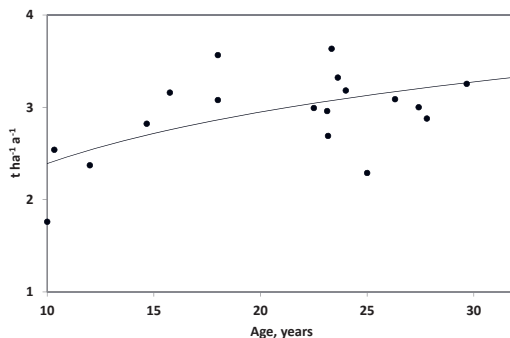


Figure 2. The mean annual leafless above-ground biomass production of dense downy birch stands on the cutaway peatlands located in northern and central Finland (Liminka and Kihniö).

The stand-establishment costs in the economic analysis included the cost of natural or broadcast seeding, wood-ash fertilisation or mounding, harvesting, chipping, and chip transport. Calculations of sales income were based on the rotation period of 14–26 years and on the current price of fuel chips (21 € MWh⁻¹, see Jylhä et al. 2015).

Results and discussion

Downy birch thickets can be established naturally or by broadcast seeding, if the soil is fertilised or nutrients from the of mineral sub-soil are made available to the trees by means of soil preparation or a thin layer of residual peat (see Fig. 1). In particular, ash fertilisation of unprepared soil proved to be an efficient way to increase seedling density and growth (Reinikainen et al. 2012, see also Huotari et al. 2008). Without soil amelioration, sites with a thick peat layer or coarse-textured mineral sub-soil remain un-vegetated for a long time. Recycling of ash through its use as a fertiliser also reduces waste accumulation at landfills.

The mean annual leafless above-ground biomass production of naturally regenerated 15–30-year-old downy birch stands was 3–4 t ha⁻¹ (see Fig. 2). The total above-ground biomass of naturally regenerated 15–26-year-old stands was 50–96 t ha⁻¹. The previous fertilisation treatments of the stands are mainly unknown. However, the biomass production of birch on cutaway peatlands can be further increased by PK or ash fertilisation (Hytönen & Aro 2012).

The second tree generation can be established with coppice shoots assuming that no significant browsing damage occurs. Birch stands clear-cut at the age of 10–26 years coppiced well (Hytönen 2015, Fig. 3). After five growing seasons the amount of above-ground leafless biomass was 6.3–18.4 t ha⁻¹, depending on the density and age of the mother stands.

In clear-cutting, an accumulating felling head (Bracke C16.b) equipped with a circular saw disc was used, and subsequent forwarding was done using a modified medium-sized forwarder (Jylhä & Bergström 2016). Cutting productivity was 3–11 tons (DM) per effective hour (E0-h), and it was highly dependent on stand characteristics. At a distance of 300 m, for example, the productivity of forwarding was 6.7–10.4 t E0-h⁻¹.

Sales revenues from fuel chips covered the costs of harvesting, chipping, and chip transportation without subvention in five cases out of the example stands (Fig. 4A) (Jylhä et al. 2015). In the youngest 15-year-old stand the sales revenues did not cover the production costs. Biomass production resulted in positive land expectation value in five cases, with an interest rate of three per cent, for example (see Fig. 4B). With equal biomass production, the assumed one-year shortening of rotation with broadcast seeding did not offset the increase in stand-establishment costs.

Conclusions

Dense downy birch stands can be successfully established in ash-fertilised areas both by broadcast seeding and by natural regeneration. The low number of seedlings on the control plots verified the importance of soil amelioration (fertilisation or soil preparation) in stand establishment. Since currently only a shallow layer of residual peat is left after peat harvesting, birch roots can later penetrate the subsoil to take up mineral nutrients. An annual biomass production of over 3 t ha⁻¹ can be achieved with downy birch established in former peat-production areas. Our study also indicates that energy biomass can be harvested from young downy birch thickets in a cost-efficient way by clear-cutting. Following harvesting young birches sprout and grow well. However, birch sprouts are vulnerable to browsing by moose and hares, which could affect biomass production.



Figure 3. A 15-year-old birch stand with a leafless above-ground biomass of 56 t DM ha⁻¹ and a stand density of 30,200 trees ha⁻¹ prior to clear-cut (left). After five growing seasons (right), the coppice stand biomass was 11.8 t DM ha⁻¹ and stand density was 89,600 trees ha⁻¹. (Photos: Jorma Issakainen).

Cutaway peatlands show potential for profitable production of downy birch biomass without subsidies at the prevailing price level of forest chips in Finland. Only minor inputs are required in comparison to other energy crops (e.g. willow or reed canary grass). Rotation period (i.e. stand age at the clear-cut) affected considerably the profitability of downy birch biomass production. In the case of the shortest rotation, sales revenues did not cover the direct costs of forest-chip production. Profitability was sensitive to harvesting cost, which greatly depends on tree volume and

biomass removal. It is likely that the optimal rotation time exceeds 20 years.

In a nutshell, the good financial performance of downy birch is basically due to modest establishment and harvesting costs and the relatively short rotation period. Downy birch stands located in peatland forests have shown only a slight thinning response (Niemistö 2013). Consequently, coppice production of downy birch is a flexible form of wood production, as decisions about the timing and method of harvesting can be made based on the market situation and price relations of pulpwood and energy biomass.

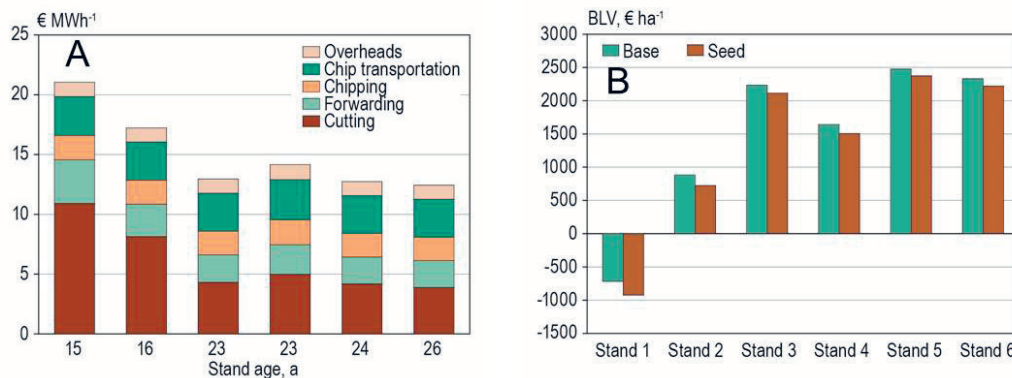


Figure 4. Production costs of fuel chips (A, in €/MWh⁻¹) and bare land value, BLV, (B, in €/ha⁻¹) at an interest rate of three per cent for the study stands at two intensity levels ('Base' = natural regeneration, 'Seed' = broadcast seeding of birch).

References

- Anttila, P., Nivala, M., Laitila, J., Flyktman, M., Salminen, O. & Nivala, J. 2014. Metsähakkeen korjuupotentiaali ja käyttö vuonna 2020. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 313. 55 p.
- Aro, L., Kaunisto, S., & Saarinen, M. 1997. Suopohjien metsitys. Hankeraportti 1986–1995. (Summary: Afforestation of peat cutaway areas. Project report in 1986–1995.) Finnish Forest Research Institute, Research Papers 634. 51 p.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., & Kubin, E. 2008. Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2870–2875.
- Hytönen, J. 2015. Coppicing ability and biomass production of downy birch (*Betula pubescens* Ehrh.) – 4-year results. In: Vild, O. (Edit). *Coppice forests: past present and future*. Conference information, program & book of abstracts. p. 80.
- Hytönen, J. & Aro, L. 2012. Biomass and nutrition of naturally regenerated and coppiced birch on cutaway peatland during 37 years. *Silva Fennica* 46(3): 377–394.
- Hytönen, J., Aro, L., Beuker, E., Niemistö, P., Nurmi, J. & Saarsalmi, A. 2014. Hieskoivu, haapa ja leppä energiapuuna: kasvatusta, korjuu ja ominaisuudet. *Metlan työraportteja* 289: 47–63.
- Jylhä, P. & Bergström, D. 2016. Productivity of harvesting dense birch stands for bioenergy. *Biomass and Bioenergy*. In press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.03.016>
- Jylhä, P., Hytönen, J. & Ahtikoski, A. 2015. Profitability of short-rotation biomass production on downy birch stands on cut-away peatlands in northern Finland. *Biomass and Bioenergy* 75: 272–281.
- Niemistö, P. 2013. Effect of growing density on biomass and stem volume growth of downy birch stands on peatland in Western and Northern Finland. *Silva Fennica* 47(4): 1–24.
- Reinikainen, O., Hytönen, J., & Issakainen, J. 2012. Biomass energy production on cut-away peatland: two-year results. In: *Bioenergy from Forest 2012: Book of Proceedings*, pp. 248–253.

Raetuhkalannoituksen vaikutus suometsien N₂O-päästöihin

Maarit Liimatainen, Pertti J. Martikainen, Marja Maljanen & Jyrki Hytönen

Maarit Liimatainen, Pertti J. Martikainen & Marja Maljanen, Itä-Suomen yliopisto, ympäristö- ja biotieteiden laitos, biogeokemian tutkimusryhmä, PL 1627, 70211 Kuopio, email: maarit.liimatainen@uef.fi; Jyrki Hytönen, Luonnonvarakeskus, Silmäjärventie 2, 69100 Kannus

Johdanto

Bioenergian tuotannon lisääntyessä lämpö- ja voimalaitoksissa syntyy suuria määriä puun tuhkaa ja turpeen ja puun sekaturhua. Puutuhka sisältää kalsiumia, fosforia, kaliumia ja hivenravinteita, mutta ei tyyppiä (Steenari ym. 1999). Puutuhkaa voidaan siten käyttää typpirikkaiden suometsien lannoitteena, joilla puiden kasvua rajoittaa fosforin ja kaliumin niukkuus. Samalla metsiin palautetaan takaisin sieltä bioenergian tuotantoon käytetyn puun korjuussa poistuneet ravinteet. Pölyvä irtotuhka on stabiiloitava ennen kuljetusta ja levitystä esim. rakeistamalla. Rakeistettua tuhkaa on helpompi levittää metsään lautaslevittimellä varustetulla metsätraktorilla tai lentolevityksellä. Raetuhka ei levityksessä jää kasvillisuuden pinnalle, mikä vähentää huomattavasti irtotuhkalla tavattua pH-shokkivaikutusta. Ravinteiden liukeneminen rakeista on myös hitaampaa kuin irtotuhkasta, jolloin tuhkan lannoittava vaikutus kestänee pidempään.

Puun tuhkan merkitys suometsien lannoituksessa tulee kasvamaan, sillä tällä hetkellä markkinoilla ei ole suometsiin soveltuvaa hidasliukoista PK-lannoitetta. Puun tuhka on siten tällä hetkellä ainoa käytännön mittakaavan PK-lannoite suometsiin. Bioenergian tuotantoon käytettävän metsähakkeen käyttö lisääntyy voimakkaasti, mikä lisää myös syntyvän tuhkan määrää. Tavoitteena on lisätä energiatuotannossa käytettävän metsähakkeen määrä 8,7 M m³:stä yli 13 M m³:in. Koska tuhkalannoitus lisää maan mikrobiologista aktiivisuutta (Martikainen 1984), se saattaa myös vaikuttaa maaperän kasvihuonekaasuja muodostaviin prosesseihin. Irtotuhkalannoituksen vaikutuksia puuston kasvuun ja ravintalouteen, kasvillisuuteen, sieniin, marjoihin,

maaperän eläimiin ja vesistöihin on tutkittu varsin paljon (Huotari ym. 2015). Sen sijaan tuhkan vaikutuksia kasvihuonekaasuihin ja niistä erityisesti dityppioksiidiin (N₂O) on tutkittu kuitenkin varsin vähän. Dityppioksiidi on voimakas kasvihuonekaasu, joka muodostuu pääosin maaperässä typen kierron prosesseissa: nitrifikaatiossa ja denitrifikaatiossa. Dityppioksidin pitoisuus ilmakehässä on noussut jatkuvasti teollistumisen jälkeen ja sen merkittävimpiä lähteitä ovat lannoitetut maatalousmaat. Luonnontilaisilta soilta N₂O:a vapautuu hyvin vähän. Kun suo ojitetaan ja vedenpinnan taso laskee, orgaanisen aineen hajotus ja hapen määrä turpeessa lisääntyvät ja N₂O-päästöt saattavat kasvaa merkittävästi etenkin ravinteikkailla soilla (Martikainen ym. 1993). Siten myös ojitetut suometsät voivat olla merkittäviä N₂O:n lähteitä.

Suurin osa aikaisemmista tutkimuksista on keskittynyt irtotuhkaan ja sen vaikutuksiin. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää kenttä- ja laboratoriomittauksin miten rakeistettu puutuhka vaikuttaa suometsän maaperän ominaisuuksiin ja kasvihuonekaasupäästöihin, erityisesti N₂O:in.

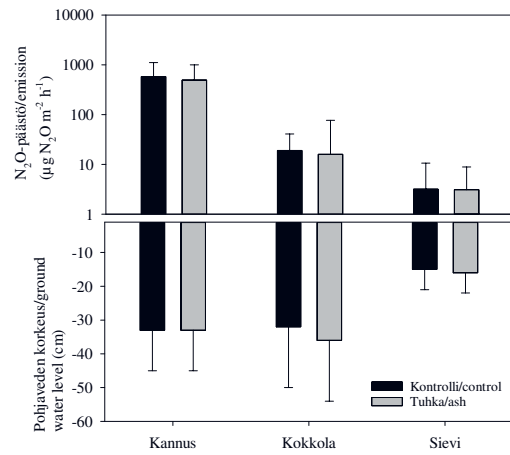
Aineisto ja menetelmät

Rakeistetun puutuhkan vaikutuksia suometsän N₂O-päästöihin tutkittiin kolmessa ravinteikkuaudeltaan erilaisessa suometsässä Länsi-Suomessa (Maljanen ym. 2014). Kannuksessa sijaitseva koealue oli ravinteikkain ja Sievissä sijaitseva koealue karuin ja lisäksi sen ojitus ei ollut ollut tehokas. Kokkolassa sijaitseva koealue sijoittui ravinteikkuaudeltaan näiden kahden koealueen väliin. Tuhkalannoitus (5000 kg ha⁻¹) tehtiin Kannuksessa vuonna 2010, mutta Kokkolan ja Sievin koealueet oli lannoitettu jo vuonna 2003.

Kasvihuonekaasuja mitattiin koalueilla ympäri vuoden kammiomenetelmällä, Kannuksessa ja Kokkolassa kahden vuoden ajan (2010–2012) ja Sievissä vuoden ajan (2011–2012). Kaasunäytteiden lisäksi maanäytteistä määritettiin mm. turpeen maatuneisuusaste (von Post), pH ja sähkönjohtokyky (EC), nitraatin, ammoniumin ja liukoisen hiilen määrä. Lisäksi tutkittiin tuhkan vaikutuksia juuribiomassaan, selluloosan hajotukseen, pintakasvillisuuteen sekä puuston kasvuun. Ymmärtääksemme paremmin raetuhkan vaikutusmekanismiin tutkimme laboratoriokokeissa Kannuksen koalueen näytteillä raetuhkan vaikutusta N_2O :n muodostumiseen (Maljanen ym. 2014, Liimatainen ym. 2014). Kokeissa selvitettiin miten levitetyn tuhkan määrä, tuhka muodot, tuhkaista liukenevat suolat, pH-muutokset tai suolojen ja pH:n yhteisvaikutus vaikuttavat N_2O :n muodostumiseen. Lisäksi tutkimme mitä reittiä (nitrifikaatio/denitrifikaatio) N_2O muodostuu käyttäen nitrifikaatio-inhibiittorina asetyleeniä (C_2H_2). Testasimme myös inkubointikokeella, että käyttäytyykö kentällä tuhkalannoitettu maa eri tavalla kuin laboratoriossa lannoitettu maa. Luonnonvarakeskuksen (Luke) Kannuksen toimipiste vastasi pääasiassa kentällä tapahtuvasta näytteenotosta ja muut varsinaiset analyysit tehtiin biogeokemian tutkimusryhmän tiloissa Itä-Suomen yliopistossa, ympäristö- ja biotieteiden laitoksella Kuopion kampuksella (Maljanen ym. 2014, Liimatainen ym. 2014).

Tulokset

Kenttäkokeissa (Maljanen ym. 2015) raetuhka ei vaikuttanut N_2O -päästöihin (Kuva 1.) kuten ei myöskään metaanipäästöihin. Sen sijaan respiratio (maan ja pintakasvillisuuden CO_2 -tuotto) nousi tuhkalannoituksen myötä. Raetuhka nosti maan pH-arvoa enintään 0,3 yksikköä. Raetuhka ei myöskään vaikuttanut maaperän nitraatin, ammoniumin tai liukoisen hiilen pitoisuuksiin. Ravinteikkaimmilla Kannuksen ja Kokkolan koalueilla tuhkalannoitus nosti turpeen sulfaatti- ja K-pitoisuuksia. Sen sijaan tuhkalannoitus nosti Cd-pitoisuuksia kaikilla koalueilla samoin kuin B-, Ca-, Mg- ja Mn-pitoisuuksia. Koemetsien kontrollialueilla Cd-pitoisuus vaihteli välillä 0,23–0,35 $\mu g g_{dw}^{-1}$ ja tuhkalannoitetuilla alueilla

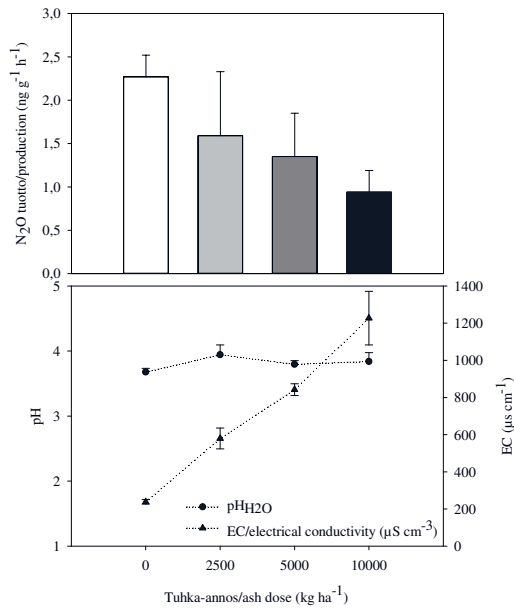


Kuva 1. N_2O -päästö ($\mu g N_2O g_{dw}^{-1} h^{-1} \pm$ keskijajonta, ylempi kuva) kolmessa eri koemetsässä sekä keskimääräinen pohjavedenkorkeus (alempi kuva) toukokuusta syyskuuhun kesällä 2011 (ks. Maljanen ym. 2014).

Figure 1. N_2O emission ($\mu g N_2O g_{dw}^{-1} h^{-1} \pm$ standard deviation, upper figure) in three studied forests managed by wood ash fertilization, and mean ground water level (lower figure) from May to September in 2011 (See, Maljanen et al. 2014).

se oli välillä 0,48–1,7 $\mu g g_{dw}^{-1}$. Kannuksen (0–10 cm) ja Sievin (0–20 cm) koemetsissä oli suurempi juuribiomassa tuhkalannoitetuilla alueilla. Kokkolan (0–10 cm) ja Sievin (10–20 cm) koalueilla tuhkalannoitus nosti selluloosan hajotusnopeutta. Tuhkalannoitus lisäsi puuston kasvua sekä Kokkolan että Sievin koalueella. Kannuksessa puuston kasvua ei mitattu, koska lannoituksesta oli kulunut vain pari vuotta. Kannuksen koalueella sen sijaan tuhkalannoituksen vaikutus aluskasvillisuuden runsastumiseen välittömästi 2 vuotta lannoituksen jälkeen oli ilmeinen.

Päinvastoin kuin kenttämittauksissa laboratoriokokeissa (Maljanen ym. 2014, Liimatainen ym. 2014), tuhkan vaikutus turpeen N_2O -tuottoon oli merkittävä; raetuhka vähensi N_2O :n muodostumista selvästi (Kuva 2.). Tämä havaittiin kaikissa laboratoriokokeissa, missä maahan lisättiin tuhkaa. Mitä enemmän tuhkaa lisättiin sitä vähemmän N_2O :a muodostui (Kuva 2.). Kun maan lämpötila oli yli $0^\circ C$, raetuhkan vaikutus N_2O -päästöön oli selvästi havaittavissa, mutta alle $0^\circ C$ lämpötiloissa vaikutusta ei esiintynyt. Asetyleenillä tehtyjen inhibiittikokeiden



Kuva 2. Laboratoriokoe, jossa tutkittiin tuhkalannoituksen määrän vaikutusta N₂O-tuottoon. Lisätty tuhkamäärä on laskettu pinta-alaa kohti vastaamaan kentällä tehtyjä lannoitusmääriä. Ylemmässä kuvassa on esitetty levitetyn tuhkalannoitteen määrän (kg ha⁻¹) vaikutus N₂O-tuottoon (ng N₂O g_{dw}⁻¹ h⁻¹ ± keskihajonta, ylempi kuva) (Maljanen ym. 2014). Alemmassa kuvassa on esitetty tuhkalannoitteen määrän vaikutus pH-arvoon sekä sähkönjohtokykyyn (EC, µS cm⁻³) (Maljanen ym. 2014).

Figure 2. Results from a laboratory experiment where was studied the effect of ash dose (kg ha⁻¹) on N₂O production (ng N₂O g_{dw}⁻¹ h⁻¹ ± standard deviation, upper figure) (Maljanen et al. 2014). Ash amounts were calculated for area to correspond to ash amounts used in the field. Lower figure shows the effect of ash dose on pH and electrical conductivity (EC, µS cm⁻³) (Maljanen et al. 2014).

perusteella Kannuksen suometsässä N₂O muodostuu pääasiassa nitrifikaation kautta. Ennen ja jälkeen inkubaatiokokeen mitattujen nitraatti- ja ammoniumpitoisuuksien perusteella tuhkalannoitus inhiboi nitrifikaatiota.

Tuhka sisältää paljon sulfaatteja (Nieminen ym. 2005), minkä vuoksi käytimme laboratorionkokeissa K₂SO₄ ja (NH₄)₂SO₄ suoloja, jolloin havaitsimme samanlaisen vähenemisen N₂O:n muodostumisessa kuin raetuhkakäsittelyssä. Vertailtaessa irtotuhkan ja raetuhkan vaikutuksia havaittiin, että raetuhkalla tehdyissä laboratorionkokeissa pH ei juuri muuttunut, mutta EC nousi.

Sen sijaan irtotuhkalla sekä pH että EC nousivat voimakkaasti. Raetuhka laski N₂O:n tuottoa samalla tavalla kuin irtotuhka. Laboratoriokokeissa tehty tuhkakäsittely ei täysin vastaa kenttäolosuhteissa tehtyä lannoitusta, koska esimerkiksi kasvillisuus puuttuu. Sen vuoksi testasimme miten kentällä tehty raetuhkalannoitus vaikuttaa N₂O:n muodostumiseen laboratorionkokeissa. Inkuboimme maata, joka oli otettu kentältä tuhkalannoitelta koeruudulta ja N₂O:n muodostuminen laski samalla tavalla kuin inkubointikokeissa, joissa tuhkalannoitus suoritettiin laboratoriossa.

Tulosten tarkastelu

Rakeistettu tuhka vaikuttaa turpeen kemiallisiin ominaisuuksiin, mutta nostaa vähemmän maan pH-arvoa kuin irtotuhka (Steenari ym. 1999). Tuhkalannoitus vaikuttaa maan mikrobiologisiin prosesseihin ja mahdollisesti myös N₂O-päästöihin. Rakeistetulla tuhkalla tehty tuhkalannoitus ei kuitenkaan lisännyt N₂O-päästöjä kenttäkokeissamme (Maljanen ym. 2014). Samanlaisia tuloksia on saatu niin turvemaidella (Ernfors ym. 2010, Klemedtsson ym. 2010, Rütting ym. 2014) kuin mineraalimaidella^{11,12} myös irtotuhkalla (Maljanen ym. 2006ab), ja itsekovetetulla tuhkalla (Ernfors ym. 2010, Klemedtsson ym. 2010, Rütting ym. 2014) tehdyissä kokeissa. Tuhkalannoitus voi lisätä metaanin (CH₄) hapetusta maaperässä CH₄:a hapettavien mikrobien toimesta eli pienentää CH₄-päästöjä (Klemedtsson ym. 2010, Maljanen ym. 2006ab). Tässä tutkimuksessa tuhkalannoitus ei kuitenkaan vaikuttanut CH₄-päästöihin. Sen sijaan tuhkalannoitus kiihdytti turpeen hajoamista, mikä näkyi kohonneena selluloosan hajotusnopeutena sekä respiraationa eli CO₂-päästönä maaperästä. Kohonnut respiratio on havaittu myös tutkimuksissa, jotka on tehty irtotuhkalla (Maljanen ym. 2006ab, Moilanen ym. 2012).

Koaluideiden väliset erot tuhkalannoituksen vaikutuksissa johtuvat luultavasti kohteiden erilaisesta kasvupaikan ravinteisuudesta, ojituksen tehokkuudesta, sekä lannoitusajankohdasta. Kannuksen koalue lannoitettiin vasta kentämittausten alkaessa, kun taas Kokkolan ja Sievin koalueet oli lannoitettu 7 vuotta aiemmin. Raetuhkalannoituksen lyhytaikaiset vaikutukset olivat visuaalisesti helposti havaittavissa

Kannuksessa, missä pintakasvillisuuden määrä oli runsaampi verrattuna lannoittamattomaan alueeseen ja esimerkiksi mustikan, metsätähden ja metsäalvejuuren määrä kasvoi. Pidempiaikaiset vaikutukset näkyivät puolestaan Kokkolan ja Sievin koealueilla, missä puuston kasvu oli 1,7–3-kertainen tuhkalannoitetuilla alueilla verrattuna kontrolliin. Puuston kasvun voimakas lisääntyminen tuhkalannoituksen johdosta voi tarkoittaa, että biomassaan kertyy hiiltä enemmän kuin mitä turpeen hajoamisessa vapautuu, jolloin suometsien globaali lämmityspotentiaali (GWP) pienenee, vaikka tuhkalla ei muutoin olisi juuri vaikutusta kasvihuonekaasuihin (Rütting ym. 2014).

Laboratoriokokeissa havaitsimme, että raetuhka vähentää N_2O -päästöjä (Maljanen ym. 2014, Liimatainen ym. 2014), vaikka kentäkokeissa tätä ei havaittu (Maljanen ym. 2014). Vaikka tuhkan rakeistaminen hidastaa useimpien ravinteiden liukenemistä, niin rakeistuksesta huolimatta osa ravinteista (esim. K, Na, B, S) liukenee kuitenkin nopeasti suolojen muodossa (Steenari ym. 1999, Nieminen ym. 2005), mikä näkyi omista laboratoriokokeissamme mm. kohonneena sähkönjohdotokyynä (Maljanen ym. 2014, Liimatainen ym. 2014). Erilaisin laboratoriokokein homogenisoituilla maanäytteillä selvitimme syitä N_2O -tuoton laskemiseen, vaikka pH-arvot eivät juuri muutu (Liimatainen ym. 2014). Käyttämällä K_2SO_4 ja $(NH_4)_2SO_4$ lisäystä saimme aikaan samanlaisen laskun N_2O -päästössä kuin käyttämällä raetuhkaa. Tulokset viittaavat siihen, että raetuhkasta liukenevat suolat inhiboivat nitrifikaatiota ja tämä vaikutus näkyy erityisesti heti lannoituksen jälkeen, kun nopeasti liukenevat suolat vapautuvat. Kentäkokeissa samaa ei havaittu johtuen luultavasti huuhtoutumisesta sekä kasvillisuudesta, joka hyödyntää liikkeelle lähteviä ravinteita. Kasvillisuuden vaikutus on merkittävä samoin kuin luonnollinen metsäympäristö itsessään verrattuna laboratorio-olosuhteisiin. Kun testasimme kentällä lannoitettua maanäytettä, N_2O :n muodostuminen laski laboratoriokokeissa lannoittamattomaan verrattuna, vaikka kenttämittauksissa samaa ei havaittu. Toisaalta, ruotsalaisessa tutkimuksessa havaittiin, että tuhkalannoitus (itsekovetettu tuhka) alensi N_2O -päästöjä talviaikaan kenttäolosuhteissa (Klemedtsson ym. 2010). Se, että N_2O -

päästöt alenisivat tuhkan vaikutuksesta myös kenttäolosuhteissa, riippuu todennäköisesti paljon ympäristötekijöistä (esim. lumipeite, lämpötila ja kosteus), joiden vaikutusten selvittäminen vaatisi lisätutkimuksia.

Yhteenvetona voidaan sanoa, että raetuhkalannoitus ei lisää suometsien N_2O -päästöjä. Laboratoriokokeissa havaittu N_2O :n muodostumisen väheneminen tuhkan vaikutuksesta kuvastaa kuitenkin N_2O -päästöjä alentavaa potentiaalia tietyissä olosuhteissa. Tulokset toisaalta alleviivaavat sitä, että pelkkien laboratoriokokeiden lisäksi tarvitaan kenttämittauksia varmistamaan tuloksia.

Kirjallisuusluettelo

- Steenari, B.-M., Karlsson, L.G. & Lindqvist, O. 1999. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass Bioenergy* 16: 119–136.
- Martikainen, P.J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16: 577–582.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M. & Laiho, R. 2015. Recycling of ash – For the good of the environment? *Forest Ecology and Management* 348: 226–240.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1993. Effect of lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51–53.
- Maljanen, M., Liimatainen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2014. The effect of granulated wood ash fertilization on soil properties and greenhouse gas (GHG) emissions in boreal peatland forests. *Boreal Environment Research* 19: 295–309.
- Ernfors, M., Sikström, U., Nilsson, M. & Klemedtsson, L. 2010. Effects of wood ash fertilization on forest floor greenhouse gas emissions and tree growth in nutrient poor drained peatland forests. *Science of Total Environment* 408: 4580–4590.

- Nieminen, M., Piirainen, S. & Moilanen, M. 2005. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 146–153.
- Liimatainen, M., Martikainen, P.J. & Maljanen, M. 2014. Why granulated wood ash decreases N₂O production in boreal acidic peat soil? *Soil Biol Biochem* 79: 140–148.
- Klemetsson, L., Ernfors, M., Björk, R.G., Westlin, P., Rütting, T., Crill, P. & Sikström, U. 2010. Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science* 61: 734–744.
- Rütting, T., Björk, R.G., Meyer, A., Klemetsson, L. & Sikström, U. 2014. Reduced global warming potential after wood ash application in drained Northern peatland forests. *Forest Ecology and Management* 328: 159–166.
- Maljanen, M., Nykänen, H., Moilanen, M. & Martikainen, P.J. 2006. Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition. *Forest Ecology and Management* 237: 143–149.
- Maljanen, M., Jokinen, H., Saari, A., Strömmer, R. & Martikainen, P.J. 2006. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use Management* 22: 151–157.
- Moilanen, M., Hytönen, J., Leppälä, M. 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. *European Journal of Soil Science* 63: 467–475.

Ennallistamisen vaikutus metsänkasvatuskelvottomien soiden metaanivirtoihin

Tiina Heikkinen, Paavo Ojanen, Kari Minkkinen, Timo Penttilä, Tuomas Haapalehto & Anne Tolvanen

Tiina Heikkinen & Kari Minkkinen, Helsingin yliopisto, metsätieteiden laitos, email: tiina.k.heikkinen@helsinki.fi; Paavo Ojanen & Timo Penttilä, Luonnonvarakeskus, Jokiniemenkuja 1, 01370 Vantaa; Anne Tolvanen, Luonnonvarakeskus, Paavo Havaksen tie 3, 90014 Oulun yliopisto; Tuomas Haapalehto, Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut. PL 36 (Kalevankatu 8), 40101 Jyväskylä

Tutkimuksen tausta

Luonnontilaiset suot ovat hitaan hapellisen hajotuksen vuoksi merkittäviä hiilivarastoja ja hiilidioksidinieluja (esim. Turunen ym. 2002). Hiilidioksidin sidonnan lisäksi luonnontilaiset suot ovat kuitenkin myös merkittäviä metaanin lähteitä (Le Mer ja Roger 2001; Ciais ym. 2013).

Metaanipäästön suuruuteen vaikuttavat pohjavedenpinnan taso ja hapellisen kerroksen paksuus, turpeen lämpötila, helposti hajoavan orgaanisen aineen määrä sekä kasvillisuus

(Svensson ja Sundh 1992; Strack ym. 2006; Turetsky ym. 2014). Ombrotrofisilla rahkasoilla päästöt ovat vuositasolla 0.1–16 g m⁻² (Moore ja Knowles 1990; Nykänen ym. 1998; Saarnio ym. 2007). Minerotrofiset sarasuot päästävät metaania ilmakehään jopa yli 40 g m⁻² vuodessa (Moore ja Knowles 1990; Saarnio ym. 2007).

Noin puolet Suomen alkuperäisestä suopinta-alasta on ojitettu metsätalouskäyttöön. Tämänhetkisen tiedon mukaan kuitenkin lähes 20 % ojitusalueista voidaan heikon puuston kasvun

vuoksi luokitella metsänkasvatuskelvottomiksi (Valtioneuvoston soiden... 2011). Tällaiset suot voidaan kunnostusojituksen asemesta esimerkiksi ennallistaa.

Ennallistamisen vaikutuksista suon kasvihuonekaasupäästöihin on vain vähän tietoa. Metaanipäästöjen on havaittu kasvavan ennallistamisen jälkeen, mutta tutkimuksia on tehty pääosin turvetuotannosta poistuneilla soilla (ks. Marinier ym. 2004 ja Tuittila ym. 2000) sekä rehevämmillä turvekankailla (Koskinen ym. 2016). Näitä tuloksia ei voi kuitenkaan suoraan yleistää metsänkasvatuskelvottomiin soihin. Myös pitkäaikaiset seurantatutkimukset ennallistamisen vaikutuksista puuttuvat lähes kokonaan.

Tässä työssä, joka on osa EU-rahoitteista LIFEPEATLandUse -hanketta, (LIFE12ENV/FI/000150), haluttiin selvittää, vaikuttaako ennallistaminen metsänkasvatuskelvottomien karujen keidassoiden metaanivuohon ja jos vaikuttaa, niin miten ja miksi. Käytännössä siis pohdittiin 1) miten vuohon vaikuttavat tekijät (vedenpinnan taso, turpeen lämpötila ja kasvillisuus) eroavat ennallistetuilla ja ojitetuilla soilla ja 2) miten kyseiset erot vaikuttavat metaanivuohon.

Aineisto ja menetelmät

Metaanivirtoja mitattiin suljetun kammion menetelmällä (Alm ym. 2007) yhteensä 39 koealalla eri puolilla Suomea vuosina 2014–2015. Koealoista 13 oli karuja keidassoita, joista 6 oli ojitettuja ja 7 ennallistettuja. Ennallistamistoimet (ojien tukkiminen sekä mahdollinen puuston poisto) oli tehty vuosina 1993–2011. Kaasumittausten lisäksi koealoilla seurattiin pohjavedenpinnan tasoa sekä turpeen lämpötilaa. Myös koealojen kasvillisuus kartoitettiin.

Kaasunäytteet analysoitiin Luonnonvarakeskuksen laboratoriossa ja mittauspistekohtainen kaasuvuo laskettiin analyysituloksista lineaarisen regression avulla. Suuret negatiiviset vuot, pienet vuot suurella alkupitoisuudella sekä epätasaiset vuot hylättiin mahdollisen kuplimisesta aiheutuneen virheen takia. Myös näytteet, joissa typpioksiduulipitoisuus oli alle 0.3 ppm, hylättiin näytteenotossa sattuneen virheen vuoksi.

Ennallistettujen ja ojitettujen koealojen pienmuotojen (mätäs, tasapinta, oja/täytetty oja)

metaanivuo saatiin mittauspistekohtaisten voiden keskiarvona. Kasvukauden metaanivuo laskettiin pienmuotojen pinta-alaosuudella painotettuna keskiarvona ja kertomalla tulos kasvukauden pituudella (200 päivää). Ojien osuus oli ojitetuilla koealoilla 2.5 % ennallistetuilla koealoilla 5 % kokonaispinta-alasta. Mättäiden ja tasapintojen oletettiin jakautuvan tasaisesti koealalla, ja molempien osuus oli ojitetuilla 48,75 % ja ennallistetuilla 47,5 %. Talviaikaisen metaanivuon arvioitiin olevan 15 % koko vuoden päästä (Saarnio ym. 2007).

Tilastolliset analyysit tehtiin R-ohjelmistolla lineaarisen sekamallinnuksen avulla. Satunnaistekijöinä malleissa olivat koealakohtaiset mittauspäivä ja mittauspiste ja kiinteinä muuttujina pienmuoto, käsittely (ojitettu/ennallistettu) pohjavedenpinnan taso ja turpeen lämpötila. Ojien metaanivuota selitettiin myös ojan tilalla (tukkoinen/tukittu), ojaveden liikkuvuudella ja ojassa kasvavalla kasvillisuudella. Käsittelyjen ja pienmuotojen välisiä eroja etsittiin Tukeyn parittaisilla testeillä.

Tuloksia Etelä-Suomen karuilta keidassoilta

Vain kahdella ojitetulla sekä viidellä ennallistetulla koealalla oli selkeä mätäs-tasapinta-vaihtelu. Muilla koealoilla ojien välinen pinta oli pääosin tasaista, ja se luokiteltiin omaan luokkaan välimuoto.

Ennallistaminen nosti pohjaveden pintaa noin 10 cm:llä sekä tasapinnoilla (ennallistetut -8 ± 6 cm ja ojitetut -17 ± 8 cm, keskiarvo \pm keskihajonta) että välimuodoilla (ennallistetut -9 ± 8 cm ja ojitetut -19 ± 9 cm). Ennallistettujen koealojen mätäspinoilla pohjavedenpinta oli noin 5 cm ojitettujen koealojen mätäspintoja alempana (ennallistetut -22 ± 11 cm ja ojitetut -17 ± 7 cm). Erot eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä. Parittaisessa vertailussa tilastollisesti merkitseviä eroja havaittiin vain ennallistettujen koealojen mättäiden ja tasapintojen välillä ($p < 0.001$).

Ennallistaminen nosti turpeen lämpötilaa vain täytetyissä ojissa, jotka olivat pinnasta (5 cm) pari astetta ojitettujen koealojen oja lämpimämpiä (ennallistetut 12.3 ± 4.2 °C ja ojitetut 10.7 ± 3.3 °C, $p = 0.01$). Muutoin turpeen lämpötilat olivat sekä ennallistetuilla että ojitetuilla koealoilla samalla tasolla.

Ennallistaminen lisäsi tupasvillan peittävyysden maksimia mättäillä 1–5 %:sta 5–25 %:iin kaasumittauspisteen kokonaispinta-alasta, tasapinnoilla 25–50 %:sta 50–75 %:iin sekä ojissa 25–50 %:sta yli 75 %:iin. Koealoilla, joilla ei ollut selkeää mätäs-tasapinta-vaihtelua, tupasvillan maksimipeittävyys pysyi samana (5–25 % kaasumittauspisteen kokonaispinta-alasta). Koska kasvillisuustieto oli saatavissa vain muutamalta koealalta, sitä ei kuitenkaan käytetty metaanivuon mallinnukseen.

Ennallistettujen koealojen pienmuotojen pinta-alaosuuksilla painotettu keskimääräinen vuotuinen metaanivuo oli $3.1 \pm 1.3 \text{ g m}^{-2}$ ja ojitetujen koealojen $2.7 \pm 3.1 \text{ g m}^{-2}$. Ennallistettujen koealojen ojien metaanivuo oli lähes kaksinkertainen ojitetuihin koealoihin verrattuna (ennallistettu $10.5 \pm 17.7 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja ojitetut $5.9 \pm 9.5 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$). Mättäiden ja tasapintojen metaanivuot puolestaan jäivät jonkin verran ojitetuja koealoja pienemmiksi (ojitettu mätäs $3.2 \pm 8.7 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja ennallistettu mätäs $2.1 \pm 9.5 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, ojitettu tasapinta $4.3 \pm 5.4 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja ennallistettu tasapinta $3.5 \pm 4.3 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$). Välimuotojen metaanivuo oli sekä ennallistetuilla että ojitetuilla koealoilla lähes sama (ojitetut $2.1 \pm 8.6 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja ennallistetut $2.6 \pm 4.4 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$).

Ennallistamisella ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta metaanivuohon, mutta pienmuoto vaikutti metaanivuohon tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.001$). Ennallistetuilla koealoilla ojien metaanivuo erosi tilastollisesti merkitsevästi sekä mättäiden että tasapintojen vuosta ($p < 0.04$). Myös ojitetujen koealojen välimuotojen metaanivuo erosi tilastollisesti merkitsevästi ennallistettujen koealojen ojien vuosta ($p = 0.002$). Mättäillä, tasapinnoilla ja välimuodoilla pohjavedenpinnan taso ja turpeen lämpötila vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi metaanivuohon ($p < 0.01$). Ojien tilalla, veden määrällä ja liikkuvuudella tai ojan kasvillisuudella ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta.

Tulosten tarkastelua

Tässä tutkimuksessa mukana olleet karut keidas-suot olivat jo ojitetuina metaanilähteitä. Tämä johtui ojitetujen koealojen heikosta kuivatustilasta (ojat suurelta osin tukossa ja kasvillisuuden

peittämiä) ja korkeasta pohjavedenpinnasta. Myös aiemmissa tutkimuksissa (Martikainen ym. 1992; Komulainen ym. 1998; Ojanen ym. 2010) ojitetujen ombrotrofisten koealojen on usein huomattu olevan metaanilähteitä.

Ennallistaminen nosti metaanivuota vain ojissa ja mättäiden ja tasapintojen välimuodoilla kun taas mättäillä ja tasapinnoilla metaanivuo jäi ojitetuja pienemmäksi. Tämä saattoi mättäillä johtua matalammasta pohjavedenpinnan tasosta, joka mahdollisti metaanin hapetuksen hiilidioksidiksi. Suurella osalla ojitetuista koealoista ei kuitenkaan ollut mätäs-tasapinta-vaihtelua, mikä teki vertailun osin hankalaksi.

Sekä ojitetujen että ennallistettujen koealojen vuotuiset metaanipäästöt ovat suurempia kuin Komulaisen ym. (1998) ojitetuilta koealoilta mittaamat päästöt mutta jäävät osittain samassa tutkimuksessa esitettyjä ennallistettujen koealojen päästöjä pienemmiksi. Tämän voi olettaa johtuvan ojitetujen koealojen märkyydestä mutta myös ojitetujen ja ennallistettujen koealojen pohjavedenpintojen pienemmästä erosta Komulaisen ym. (1998) tutkimukseen verrattuna. Ennallistettujen ja ojitetujen koealojen pohjavedenpinnan taso ja turpeen lämpötilat olivat lähes samalla tasolla, joten niiden metaanivoissakaan ei ollut suuria eroja. Luonnontilaisilta karuilta soilta mitatut vuotuiset metaanivuot (esimerkiksi Nykänen ym. 1998; Alm ym. 1999; Saarnio ym. 2007) olivat etenkin tasapinnoilla tässä tutkimuksessa saatua voita huomattavasti suurempia. Mättäiltä mitattu metaanivuo oli puolestaan sekä ojitetuilla että ennallistetuilla lähellä luonnontilaisia arvoja (Alm 1999).

Vuotuisissa arvoissa ennallistamisen vaikutus näkyi etenkin ojissa, joissa vuo lähes kaksinkertaistui. Ojien on jo aiemmin havaittu olevan merkittäviä metaanilähteitä sekä ojitetuilla (Minkkinen ym. 1997; Minkkinen ja Laine 2006) että ennallistetuilla soilla (Cooper ym. 2014). Ennallistamisen voikin sanoa luovan uuden määrän tasapinnan, jossa on hyvät edellytykset metaanin tuotannolle korkean pohjavedenpinnan, hieman lämpimämmän turpeen ja usein suuremman tupasvillapeittävyysden vuoksi. Ojien osuus suon pinta-alasta on kuitenkin pieni, mikä vähentää niistä tulevien päästöjen merkitystä suon kokonaispäästössä.

Kirjallisuus

- Alm, J., Shurpali, N. J., Tuittila E-S., Laurila, T., Maljanen, M., Saarnio, S. & Minkkinen, K. 2007. Methods for determining emission factors for the use of peat and peatlands – flux measurements and modelling. *Boreal Environment Research* 12: 85–100.
- Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Silvola, J. 1999. Carbon Balance of a Boreal Bog during a Year with an Exceptionally Dry Summer. *Ecology* 80: 161–174.
- Cooper, M.D. A., Evans, C. D., Zielinski, P., Levy, P. E., Gray, A., Peacock, A., Norris, D., Fenner, N. & Freeman, C. 2014. Infilled Ditches are Hotspots of Landscape Methane Flux Following Peatland Re-wetting. *Ecosystems* 17: 1227–1241.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R.B., Piao, S. & Thornton, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. Teoksessa: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (toim.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Komulainen, V-M., Nykänen, H. Martikainen, P. J. & Laine, J. 1998. Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian journal of forestry research* 28: 402–411.
- Koskinen, M., Maanavilja, L., Nieminen, M., Minkkinen, K. & Tuittila, E-S. 2016. High methane emissions from restored Norway spruce swamps in southern Finland over one growing season. *Mires and Peat* 17: 1–13.
- LeMer, J & Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25–50.
- Marinier, M., Glatzel, S. & Moore, T. R. 2004. The role of cottongrass (*Eriophorum vaginatum*) in the exchange of CO₂ and CH₄ at two restored peatlands, eastern Canada. *Ecoscience* 11: 141–149.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1992. The effect of changing water table on methane fluxes at two Finnish mire sites. *Suo* 43: 237–240.
- Minkkinen, K. & Laine, J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant and Soil* 285: 289–304.
- Minkkinen, K., Laine, J., Nykänen, H. & Martikainen, P. J. 1997. Importance of drainage ditches in emissions of methane from mires drained for forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 949–952.
- Moore, T. R. & Knowles, R. 1990. Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry* 11: 45–61.
- Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P. J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global biogeochemical cycles* 12: 53–69.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil–atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 260: 411–421.
- Saarnio, S., Monreo, M., Shurpali, N. J., Tuittila, E-S., Mäkilä, M. & Alm, J. 2007. Annual CO₂ and CH₄ fluxes on pristine boreal mires as a background for the lifecycle analysis of peat energy. *Boreal environment research* 12: 101–113.
- Svensson, B.H. & Sundh, I. 1992. Factors affecting methane production in peat soils. *Suo* 43:183–190
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6: 569–581.

- Turetsky, M. R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N. B., Crill, P., Hornibrook, E. R. C., Minkinen, K., Moore, T. R., Myers-Smith, I. H., Nykänen, H., Olefeldt, D., Rinne, J., Saarnio, S., Shurpali, N., Tuittila, E.-S., Waddington, J. M., White, J. R., Wickland, K. P. & Wilmking, M. 2014. A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Global Change Biology* 20: 2183–2197. Doi: 10.1111/gcb.12580
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. & Reinkainen, A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12: 79–90.
- Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. 2011. Työryhmämuistio, liitteet 1–18. Maa- ja metsätalousministeriö. 95 s.

Macrobenthos communities in bog pools at Alkkianneva mire, SW Finland – a pilot study

Ville Kangasniemi, Joni Mustonen & Ari T. K. Ikonen

Environmental Research and Assessment EnviroCase, Ltd., Hallituskatu 1 D 4, 28100 Pori, Finland, email: ville.kangasniemi@envirocase.fi

Introduction

Boreal bog pools are distinct ecosystems hosting flora and fauna species typical to both aquatic and terrestrial environments. These small waterbodies are usually addressed as a part of the surrounding mire system and, thus, relatively little is known about the bog pools themselves – even though they offer a suitable environment for many acid-mire specialists and rare and endangered species (Beadle et al. 2015).

In general, it is well known that benthic macroinvertebrates form a major part of the faunal biomass in small and fishless waterbodies. However, little is known about the macrobenthos communities specific to bog pools in Finland. According to the recent review by Beadle et al. (2015), the bog-pool macrobenthos communities have been studied in Estonia, the Netherlands, Scotland, England, Ireland and Canada. In these

countries the communities consist of insect larvae (for example Diptera, Odonata and Trichoptera), Hemiptera, crustaceans and oligochaetes. Macrobenthos community in watery parts of mires, in general, contains also in Finland larval stages of many insect species (Kansanen 1980). They would be utilised, especially after the metamorphosis from larvae to adult flying insects, by birds, bats, amphibians and small mammals. In general, wetlands are favoured by a number of bird and mammal species for nesting and breeding grounds (Bendell-Young 2003).

In mire systems, open-water pools may collect water as surface runoff and also from the surrounding peat layers as a result of their obviously negligible hydraulic flow resistance, but they can also be at the water divides in respect of the water flow patterns (e.g., Ivanov 1981). Regarding environmental pollution, bog pools can

thus receive contaminants through atmospheric deposition, surface waters, runoff and sub-surface water movements and also distribute them further and possibly act as focal points within the mire system. Considering sub-surface and underground sources of contaminants, for example from waste repositories, bog pools may act as short-cuts between the sub-soil or deeper peat layers and the surface (Ikonen *et al.* 2015).

Based on a literature review, the sampling practises for bog pools do not seem to be well established yet, although some examples were found (e.g., Hannigan *et al.* 2011). The European standard EN ISO 10870:2012, which gives the guidelines for the sampling of benthic macroinvertebrates in freshwater bodies, states that the sampling can be done with any of the twelve sampling devices listed, depending on the research objectives. Similar type of sampling equipment have been widely used in small waterbodies other than bog pools, for example, by Hill *et al.* (2016; small pond), Ilmonen (2009; springs), Paavola (2003; streams) and Heino *et al.* (2005; streams). Their sampling devices, all mentioned also by the standard, include hand nets, kick nets and a Surber sampler.

In this study, we aimed to test the feasibility of a macrobenthos sampling technique for bog pools in the Finnish conditions and obtain preliminary information on bog-pool macrobenthos communities to guide planning of possible further work on the topic.

Material and methods

The Alkkianneva mire in the municipality of Karvia, southwest Finland, was identified as a suitable study site. The mire site types of Alkkianneva include ridge-hollow pine bog, hollow bog, low sedge bog, dwarf shrub pine bog and cottongrass pine bog. The area of the mire is 645 hectares, with a mean peat thickness of 2.6 metres. The surface of the mire is 152–158 metres above the sea level. (Suomi & Korhonen 2004). Alkkianneva is an important nesting area for willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*), European golden plover (*Pluvialis apricaria*), common snipe (*Gallinago gallinago*), green sandpiper (*Tringa ochropus*) and black grouse (*Lyrurus tetrix*) (Vilén

et al. 2015). The peat resources of Alkkianneva have been studied in the 1990s by the Geological Survey of Finland (GSF; Suomi & Korhonen 2004). Also forest and mire research activities of the former Finnish Forest Research Institute (present Natural Resources Institute Finland), have been located at the mire (e.g., Koistinaho 2001; Suomi & Korhonen 2004).

From the overall mire area, two distinct and reasonably reachable bog pools were selected for the actual study objects based on aerial photographs of the National Land Survey and on-site observations: a small and shallow pool (about 50 m², with a general water depth less than 0.5 m) and a wider and deeper one (about 500 m², for larger parts deeper than 0.5 m). The coordinates for the pools in the WGS84 coordinate system were 62.1691°N 22.7703°E and 62.1688°N 22.7702°E, respectively, based on measurements with a recreation-grade GPS device and later cross-checking with the aerial photographs. According to the field observations, the smaller pool is approximately five times and the wider pool about two times larger at the time of the highest water level compared to the situation on the sampling day (27 October 2015). Based on field observations, the part hosting these pools can be described as a ridge-hollow pine bog ('alikkokeidasräme'; Laine *et al.* 2012). In the four closest 1990s peat survey points of GSF (lying about 40–75 m southwest – south-southeast of the larger pool), the peat thickness is 3.8 – 4.0 m (generally moderately decomposed, on average 5.2 on the von Post scale), or 4 – 5 m as interpolated for the general area of the studied pools. The sub-soil had been sand (Hk) or silt (Hs), and no gyttja layer had been met at these survey points. At the survey points the mire had been classified as a pristine ridge-hollow pine bog, with a 40% coverage of hummocks that were on average 40–50 cm high. (Suomi 2015).

From these pools, macrobenthos samples were taken with an Ekman grab sampler (sampling area 231 cm²), mentioned as a valid tool in the sampling standard EN ISO 10870:2012. Three macrobenthos samples were taken from the shore of the smaller bog pool. From the larger pool, altogether five samples were taken. Three of these five samples were taken from the shore and two

Table 1. Arithmetic means \pm standard errors of the density (N; number of individuals/m²) and biomass (B; g/m² in live weight) of macrobenthos in the three (from smaller pool) or five (from the larger pool) samples taken. The markings with a < denote cases in which the biomass of at least one of the samples could not be determined reliability (the figures presented give thus an upper estimate for the average biomass).

Species/group	Smaller pool		Larger pool	
	N	B	N	B
Ceratopogonidae	260 \pm 152	<9	0	0
<i>Chaoborus</i> sp.	14 \pm 14	<3	0	0
<i>Chironomus plumosus</i>	3030 \pm 3030	38 \pm 38	0	0
Other Chironomidae	130 \pm 75	<6	320 \pm 83	<9
<i>Dytiscus marginalis</i>	0	0	9 \pm 9	12 \pm 12
Odonata	0	0	26 \pm 17	9.5 \pm 6.2
<i>Phryganea</i> sp.	14 \pm 14	2.9 \pm 2.9	17 \pm 17	<2
Other Tricoptera (than <i>P.</i> sp.)	0	0	199 \pm 107	1.7 \pm 1.7
Tabanidae	14 \pm 14	<3	0	0
All species	3463 \pm 3031	<46	571	<29

from the middle of the pool with the help of a floating tube. However, each sample was treated separately to the end. After sieving with a bucket sieve (mesh size 0.5 mm) in the field, each sample was placed to a clean plastic box along surface water taken from the same bog pool as the sample itself. The samples were transported and stored in cool and shielded from light. Within a few days, the specimens were sorted alive, identified to the most precise taxonomic level practicable and counted. After this, the live weights of the species/groups were measured within the precision of the scale available.

Results

According to the field observations and the collected macrobenthos samples, the surface of the bottom in the two bog pools is comprised of mainly dark mud, degraded plant material and *Sphagnum* moss. The bottom fauna was rather diverse and consisted of larvae of biting midges (Ceratopogonidae), a phantom midge species (*Chaoborus* sp.), dragonflies (Odonata), caddisflies (Tricoptera), chironomids (Chironomidae) and horse-flies (Tabanidae), as well as a great diving beetle (*Dytiscus marginalis*), as detailed in Table 1. Some of these species are illustrated in the photographs in Figure 1.

Discussion and conclusions

According to the field observations and experiences, the Ekman sampler is a useful tool for collecting macrobenthos samples from bog pools as it works well for the soft and muddy bottoms. When the bog pool is small, spatially representative sampling is possible from its shore, although it may turn out time-consuming to find a foothold stable enough to counterbalance the weight of the sampler (especially when lifted back up), and a compromise may need to be sought between the ideal sampling spot and one practically feasible. By using a floating device, it was possible to reach practically any part of the larger pool. The floating tube was also light to carry and easy to deploy. However, operating with it becomes difficult in a shallow or a very small pool, or at least this would easily result in disturbance of the bottom aimed to be sampled.

The macrobenthos communities in our samples correspond to the findings from bog pools in several other countries summarised by Beadle *et al.* (2015). Our findings can be expected to present a high species diversity at the location, since the most suitable season for macrobenthos sampling is September-October also based on the standard specific to using the Ekman sampler on soft bottoms (SFS 5076). However, a single sampling day does not, of course, provide in-

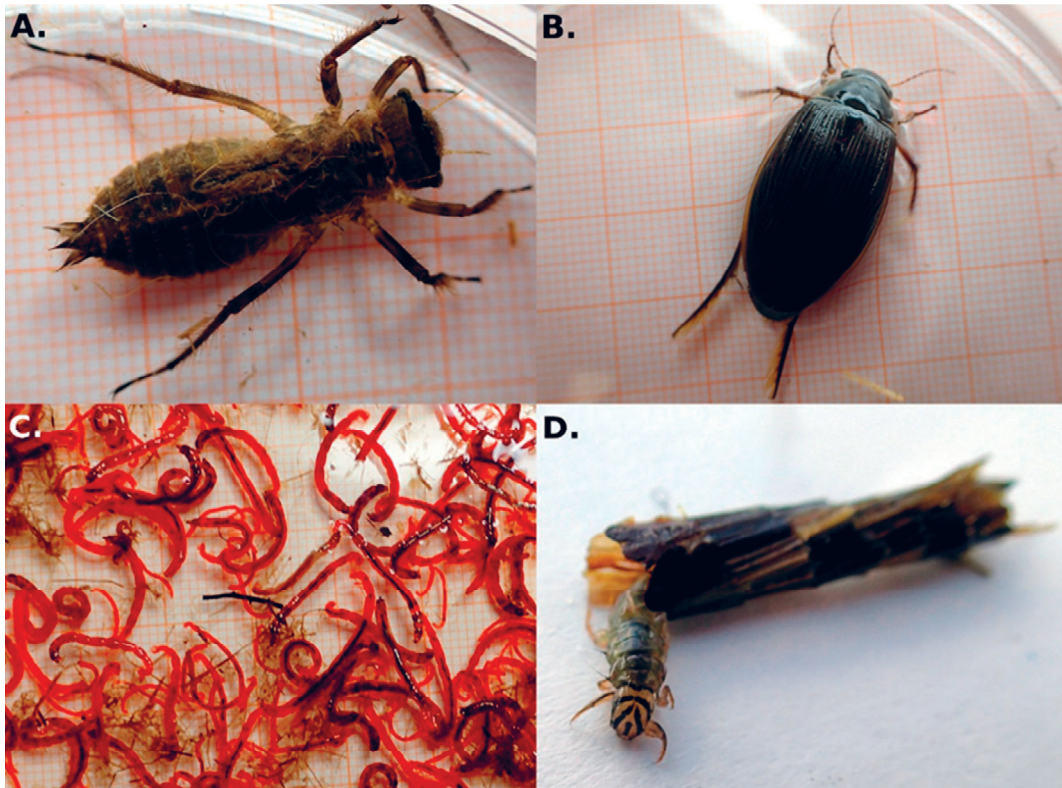


Figure 1. Examples of species met in the macrobenthos samples: A. a dragonfly larva (*Odonata* sp.), B. a great diving beetle (*Dytiscus marginalis*), C. chironomids (*Chironomus plumosus*), D. a caddisfly larva (*Phryganea* sp.).

formation on the actual seasonal variability, the less on the variability over longer periods. Based on our detailed results for the single samples, at least the individuals of *Chironomus plumosus* are considerably clustered, exhibiting a high count in one of the samples but none met in the other seven samples of the campaign. Also most of the other species and groups were found more or less sporadically, both in terms of the variation between the two pools studied and within them. Thus, several samples seem to be required to be taken already from a rather small area, and considering the time consumption, the larger the area to be covered, the more essential it seems to carefully plan the sampling scheme to ensure adequate spatial representativeness for the aim of each study. Depending on the planned use, the effort spent on identifying the species might

be another important factor to consider for the adequate resolution of the results.

Overall, it can be concluded based on our experiences that macrobenthos sampling is feasible by using an Ekman type of sampler also from bog pools, especially with the help of a suitable floating device. The bog pools studied host a considerable amount of macrobenthos, and also bird feathers and droppings were observed that in part supports the further connection to vertebrate food chains as presented in literature. However, the coverage of the bog-pool macrobenthos sampling should be much extended in the future, in respect of both temporal and spatial variability, and supported with other types of studies to gain an overall picture of the bog pool ecosystems and their potential connections with the surroundings in Finland.

Acknowledgements

The work was funded through the independent environmental research programme of Enviro-Case, Ltd., and motivated by curiosity towards less studied parts of the environment. The sampling was enabled by the kind permission from Metsähallitus.

References

- Beadle, J.M., Brown, L.E. & Holden, J. 2015. Biodiversity and ecosystem functioning in natural bog pools and those created by rewetting schemes. *WIREs Water* 2: 65–84.
- Bendell-Young, L. 2003. Peatland interstitial water chemistry in relation to that of surface pools along a peatland mineral gradient. *Water, Air, and Soil pollution* 143: 363–375.
- EN ISO 10870:2012. Water quality. Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters. Finnish Standards Association, Helsinki. 26 pp.
- Hannigan, E., Mangan, R. & Kelly-Quinn, M. 2011. Evaluation of the success of mountain blanket bog pool restoration in terms of aquatic macroinvertebrates. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 111B: 1–11.
- Heino, J., Parviainen, J., Paavola, R., Jehle, M., Louhi, P. & Muotka, T. 2005. Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position. *Hydrobiologia* 539: 121–130.
- Hill, M.J., Sayer, C.D. & Wood, P.J. 2016. When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment? *Environmental Monitoring and Assessment* 188:194 (11 pp.).
- Ikonen, A., Aro, L. & Mustonen, J. 2015. Conceptual models of groundwater-related radionuclide transport in different development stages of mires. In: Kuznetsov, O.L., Znamenskiy, S.R. & Kantserova, L.V. (eds.). *Mires of Northern Europe: biodiversity, dynamics, management*. International Symposium (Russia, Petrozavodsk, September 2–5, 2015), abstracts. p. 88. Online-version DOI: 10.13140/RG.2.1.1594.7920
- Ilmonen, J. 2009. Benthic macroinvertebrate and bryophyte assemblages in boreal springs: diversity, spatial patterns and conservation. Academic dissertation. *Acta Universitatis Ouluensis* 523. Department of Biology, University of Oulu. 54 pp.
- Ivanov, K.E. 1981. Water movement in mirelands. Academic Press, London. 276 pp.
- Kansanen, P. 1980. Suovesien elämää. In: Havas, P. (ed.). *Suomen luonto 3 – Suot*. Kirjayhtymä Oy, Helsinki. pp. 116–122.
- Koistinaho, T. 2001. Alkkianneva ja Karvian varavankila – metsäkoegaseman synty. In: Raitio, H. & Hiltunen, A. (eds.). *Parkanon tutkimusasema 1961–2001*. Finnish Forest Research Institute, Parkano, Finland. pp. 6–17.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2012. Suotyypit ja turvekankaat – opas kasvupaikkojen tunnistamiseen. *Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna, Finland*. 160 pp.
- Paavola, R. 2003. Community structure of macroinvertebrates, bryophytes and fish in boreal streams. Academic dissertation. *Jyväskylän Studies in Biological and Environmental Sciences* 121. Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Finland. 35 pp.
- SFS 5076. 1989. Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta. Suomen Standardisointiliitto ry, Helsinki. 7 pp.
- Suomi, T. 2015. Karvian Alkkiannevan tutkimuspistetiedot. Turvetutkimuslaskutus 85/2015. Geological Survey of Finland, Espoo, Finland. 7 pp.
- Suomi, T. & Korhonen, R. 2004. Karviassa tutkitut suot ja niiden turvevarat: Osa 2 (in Finnish with an English abstract: The peatlands and peat reserves of Karvia, Part 2). Report of Peat Investigation 357. Geological Survey of Finland, Espoo, Finland. 42 pp. + 4 appendices.
- Vilén, R., Vasko, V. & Nuotio, K. 2015. Satakunnan maakunnallisesti arvokkaat lintualueet 2006–2014. Porin lintutieteellinen Yhdistys & Rauman Lintuharrastajat. 303 pp.

Soidensuojelun täydennysohjelmahanke – Osallistava kokeilu vai pelkkää politiikkaa?

Eerika Albrecht

Itä-Suomen Yliopisto, Historia- ja maantieteiden laitos, PL 111, 80101 Joensuu, email: eerika.albrecht@uef.fi

Johdanto

Soidensuojelun täydennysohjelmavalmistelu käynnistyi asiantuntijatyöryhmän voimin syyskuussa 2012. Täydennysohjelmatarve on ilmeinen, sillä soidensuojelun tila on heikko etenkin Etelä-Suomessa ja suoalueille kohdistuu edelleen käyttöpaineita mm. maanviljelyn, metsänhoidon ja turvetuotannon muodoissa. Koko maan alkupe- räisestä n. 9,3 miljoonan hehtaarin suopinta-alasta yli puolet on ojitettu 1950-luvulta lähtien (Ylönen & Simola 2012). Soidensuojelun perusohjelmat vahvistettiin vuosina 1979 ja 1980 (Borg 1984, 13). Tämän lisäksi soita on suojeltu kansallis- ja luonnonpuistoissa ja erämaa-alueilla, vanhojen metsien suojelualueilla, Natura 2000-alueilla ja METSO-ohjelman yhteydessä (Heikkilä & Lindholm 2015). Suojeluverkosto kattaa ennen täydennysohjelman toteuttamista n. 1,2 miljoonaa hehtaaria soita ja turvemaita (Ympäristöministeriö 2012).

Analysoin täydennysohjelmaproessin aikana esiintyviä asiantuntijadiskursseja deliberatiivisten eli *osallistavien* kokeilujen näkökulmasta. Hallinto voi tukea kokeilukulttuuria edistämällä oppimista, osallistamista, julkisen keskustelun luomista ja rakenteiden ja käytäntöjen haastamista (Berg ym. 2014). Käytän soidensuojelun täydennysohjelmaehdotuksen valmistelun yhteydessä kokeilevan ympäristöhallinnon käsitettä, joka viittaa ympäristöhallinnon tapaan edistää kokeilukulttuuria lisäämällä hallinnon ja kansalaisten välistä vuorovaikutteisuutta, avoimuutta ja osallistamista. Kokeilevan ympäristöhallinnon käänköpuolena on se, että osallistavat käytännöt aktivoivat usein vain kansalaisryhmiä, jotka osallistuvat aktiivisesti myös politiikan muilla areenoilla. Tätä teoreettista taustaa vasten tarkastelen soidensuojelun täydennysohjelmahankkeen edellytyksiä toimia kokeilevan ympäristöhallin-

non tapausesimerkkinä. Tutkimuskysymykseni olivat: 1) Millainen deliberatiivinen prosessi soidensuojelun täydennysohjelmahanke on tai oli? 2) Millaisia tulkintoja politiikan ja vuorovaikutteisen ympäristöhallinnon suhteista esitettiin? 3) Mitä diskursseja, tarinalinjoja, sanastoja ja argumentteja esiintyy?

Aineisto ja menetelmät

Olin yhteydessä yhteensä 23:n suoasiantuntijaan, joista 12 haastateltiin tammi-helmikuussa 2015. Haastateltavat olivat soidensuojelutyöryhmän jäseniä tai kuultavina olleiden sidosryhmien edustajia. Kysymykset liittyivät täydennysohjelman valmisteluprosessiin, soidensuojelun perusteluihin sekä suoluonnon arvoon. Kysyin haastateltavilta muun muassa soidensuojelun täydennysohjelmanhankkeen prosessin vaiheita, sekä mitä perusteluja hankkeen eri vaiheissa esitettiin. Haastattelut toteutettiin Microsoft LYNC tai Skype pikaviestinsovellusten avulla tai puhelimitse ja ne nauhoitettiin ja litteroitiin. Aineisto täydentyi kuulemisasiakirjoilla, sekä media-aineistolla. Valmisteluhankkeen asiakirjat on tallennettu valtioneuvoston hankerekisteriin (YM027:00/2012). Media-aineisto koostuu 35 sanomalehtiartikkelista, blogikirjoituksesta ja tiedotteesta, joita on käytetty analyysin tukena.

Käyttämäni analyysimenetelmä yhdistää laadullisen sisällönanalyysin ja diskurssianalyysin. Diskurssianalyysi lähtee liikkeelle oletuksesta, että kaikki toiminta, toiminnan kohteet ja käytännöt ovat sosiaalisesti merkityksellisiä ja nämä merkitykset ovat muotoutuneet sosiaalisissa ja poliittisissa määrittelykamppailuissa ja historiallisissa kehityskuluissa (Fischer & Gottweis 2012, 11, Hajer 1995). Ympäristöpoliittinen määrittelykamppailu syntyy jonkin tapahtumakulun politisoitumisen seurauksena, kun asiasta

käydään julkista keskustelua ja toimijat argumentoivat omista näkökulmistaan käsin pyrkien rajaamaan ongelman ratkaisuvaihtoehtoja (Laine & Jokinen 2008). Tutkimushaastattelut ajoittuivat ajankohtaan, jolloin soidensuojelupolitiikan määrittelykamppailua käytiin vapaaehtoisten suojelukeinojen ja lakisääteisen suojeluohjelman välillä. Erittelen diskurssianalyysin avulla aineistosta diskursseja, tarinalinjoja sanastoja ja argumentteja (taulukko 1.). Diskurssilla tarkoitetaan tässä yhteydessä merkityskokonaisuutta, joka suuntaa argumenttien valintaa ja sanastojen käyttöä (Fischer & Gottweis 2012). Hollantilainen ympäristösosiologi Maarten Hajer (1995) käyttää käsitettä tarinalinjat kuvaamaan sosiaalista todellisuutta jäsentäviä diskursiivisia kokonaisuuksia. Yhteistä diskursiiviselle tarkastelulle on oletus siitä että diskurssit muodostavat maailmaa eri tavoin jäsentäviä vaihtoehtoisia kokonaisuuksia, jotka kilpailevat keskenään toimijoiden intressi- ja valta-asetelmien tavoin. Erittelen myös sanastoja ja argumentteja, sillä saman diskursiivisen kokonaisuuden sisällä toimijat pyrkivät argumentoimaan yhtenevin tavoin, sekä käyttävät diskursiivisen kokonaisuuden sanastoja.

Soidensuojelun diskurssit

Soidensuojelun täydennysohjelmahanke käynnistyi vuonna 2012. Työryhmän tehtäväksi asetettiin luonnonsuojelulain 7-9 § mukaisen luonnonsuojeluohjelmaehdotuksen valmisteleminen vuoden 2014 loppuun mennessä (Valtioneuvosto 2012). Luonnonarvoiltaan valtakunnallisesti merkittävien suokohteiden määrittäminen, kohdevalinta ja rajaaminen sekä ehdotuksen laatiminen suojeluohjelmaan valittujen kohteiden suojelutavoitteista ja keinoista sisältyivät myös ohjelman alkuperäiseen tavoitteidenasetteluun. Ohjelman aluerajaus kattoi koko maan lukuun ottamatta Tunturi-Lappia, Metsä-Lappia sekä Peräpohjan aapasuovyöhykkeen pohjoisosaa (Alanen & Aapala 2015). Hanketta valmistelemaan kutsutti laajapohjainen asiantuntijoista koostuva työryhmä, joka kokoontui säännöllisesti välillä 4.9.2012–7.10.2014 (Valtioneuvosto 2012). Lokakuussa 2014 työryhmätyö keskeytyi, kun ympäristöministeri Sanni-Grahn Laasonen päätti selvittää onko soidensuojelussa mahdollista edetä

vapaaehtoisuuden pohjalta (Ympäristöministeriö 2014). Tämän linjauksen seurauksena työryhmä jatkoi työskentelyä joulukuussa 2014. Uutta vapaaehtoisen suojelun tavoitetta selvittämään asetettiin alatyöryhmä, joka kokoontui tammikuusta 2015 hankkeen toimintakauden aikana yhteensä 7 kertaa (Alanen & Aapala 2015).

Työryhmässä keskusteltiin ohjelma-alueen rajauksesta, kohteiden valintakriteereistä, soidensuojelun kokonaismäärästä sekä viimeisessä vaiheessa ohjelman toteuttamisvaihtoehdoista. Soidensuojelun täydennysohjelmatyöryhmä valmisteli ohjelmaa koko tarkastelualueelleen, joka käsittää siis Suomen kaikki suoalueet, mutta täydennysohjelman ensimmäinen vaihe rajattiin eteläiseen Suomeen. Pohjois-Suomen osalta valmistelu etenisi vuodesta 2017 eteenpäin. Tavoitteena vaiheistukselle oli valtion resurssien kohdentaminen ensin kaikkein uhatuimmille suoalueille eteläisessä Suomessa. Täydennysohjelman painotus valittiin suojelun kustannustehokkuus sekä suojeluverkon täydennystarpeet huomioiden pienemmille, mutta luontotyyppiltään puutteellisesti edustetuille suoryhmille. Soidensuojelun 100 000 hehtaarin kokonaistavoite perustuu Suomen ympäristökeskuksen arvioon lisäsuojelutarpeesta, mutta tästäkin käytiin työryhmän sisällä keskustelua, onko määrä riittävä vai liian suuri. Työryhmän tehtävänanto muuttui hankkeen kuluessa siten, että alatyöryhmän tehtävänä oli selvittää, toteutuuko luonnonsuojelulain mukainen suojeluohjelma vai vapaaehtoinen suojeluohjelma, joka rakentuisi METSO-kokemusten pohjalta. Asiantuntijahaastatteluissa todettiin että vapaaehtoinen suojelu ”nostaa suojelun kiinnostavuutta maanomistajan silmissä” sekä toisaalta että ”METSO-ohjelma on tuonut hyväksyttävyyttä, mutta samalla se on tuonut hirmuisesti tehottomuutta ja tyhjäkäyntiä”.

Soidensuojelutyöryhmän ehdotuksessa linjattiin, että suojelu toteutetaan Etelä-Suomen arvokkailla suoalueilla vapaaehtoisin keinoin ja METSO-kriteerit täyttävien soiden suojeluneuvotteluilla (Alanen & Aapala 2015). Vapaaehtoiset suojelukeinot osoittautuivat siis diskursiiviseksi kokonaisuudeksi, jolla oli toimivin argumentointistrategia sosiaalisen ja taloudellisen kestäväyyden, biotalouden ja ekosysteemipalvelujen muodossa (ks. taulukko 1).

Taulukko 1. Diskurssit, tarinalinjat, sanastot ja argumentit soidensuojelun täydennysohjelmatyöryhmässä.

Diskurssi	Tarinalinja	Sanastot	Argumentit
Ympäristöasiantuntija	Biodiversiteetin turvaaminen	Ekosysteemin toimivuus Suojeluverkosto Luontotyyppi	Biodiversiteetti Suojeluverkosto Ilmastonmuutos Vesiresurssien turvaaminen
Laintulkitsija	Luonnonsuojelulain mukaisen suojeluohjelman toteuttaminen	Suotuisa suojelutaso Luontotyyppien ja lajien elinolosuhteiden turvaaminen Lainmukainen kuulemismenettely	Lajien suojelu Habitaattisuojaus Luonnonarvot
Elinkeinojen puolestapuhuja	Vapaaehtoiset suojelukeinot	Pakko-suojelu Täyden korvauksen periaate Metsätalouden edellytysten huomioon ottaminen	Sosiaalinen ja taloudellinen kestävyys Biotalous Ekosysteemipalvelut
Osallistava henkilö	Paikallisten huomioonottaminen	Täyden korvauksen periaate Virkistyskäytön huomioonottaminen Metsästyksen salliminen Suojelun legitimitettiin vahvistaminen	Sosiaalinen ja taloudellinen kestävyys Virkistys Metsästyksen

Keskustelu ja johtopäätökset

Työryhmän jäsenet olivat tyytyväisiä työryhmän toimintaan, mutta toivoivat työn parempaa huomioonottamista päätöksenteon yhteydessä. Tämä on tyypillinen epäsuhta osallistavien foorumeiden, ja poliittisen päätöksenteon välillä (Zocrafos 2015). Osallistavien kokeilujen integroiminen osaksi päätöksentekoa on puutteellista, jolloin ongelmaksi muodostuu kytköksen puuttuminen edustuksellisen demokratian ja deliberatiivisen demokratiakokeilun välillä. Soidensuojelutyöryhmä on eräänlainen deliberatiivisen demokratian käytännön sovellus, jonka työpanos saatetaan tilanteen niin vaatiessa poliittisesti sivuuttaa.

Soidensuojelun politisoituminen koettiin työryhmän sisällä harmilliseksi ja ohjelma valmistelua haittaavaksi. Politisoituminen on tosin välttämätöntä, jotta valmisteilla olevasta asiasta käytäisiin julkista keskustelua ja vallalla olevia

hallinnan rakenteita ja käytäntöjä haastettaisiin kokeilukulttuurin mukaisesti. Osallistavat toimintamallit, kuten soidensuojelun täydennysohjelmanehdotuksen valmistelu edistää oppimista, osallistamista, julkisen keskustelun luomista ja rakenteiden ja käytäntöjen haastamista, joka tässä tapauksessa johti alkuperäisestä suunnitelmasta poikkeavaan lopputulokseen. Kokeilevan ympäristöhallinnon kääntöpuolena on, että hallinnolliset kokeilut voivat ylittää sosiaalisen legitimitetin rajat paikallisesti tai kansallisesti sekä johtaa luonnonsuojelun kannalta tehottomaan lopputulokseen.

Soidensuojelukysymykset ovat aiemminkin herättäneet ristiriitoja ja myös nykyisen soidensuojelun täydennysohjelman toteuttaminen tulee olemaan haasteellista vapaaehtoisuuden pohjalta (Heikkilä & Lindholm 2015). Diskurssiivisen tarkastelutavan heikkous on, että analyysi ei paljasta valtarakenteita ja toimijoiden

intressiristiriitoja. Tarkemman soidensuojelupolitiikan analyysin lisäksi olisikin olennaista tarkastella kuka otetaan mukaan ja kuka jätetään hallintarakenteiden ulkopuolelle.

Kirjallisuus

- Alanen A., & Aapala, K. 2015. Soidensuojelutyöryhmän ehdotus soidensuojelun täydentämiseksi. 175 s. Ympäristöministeriön raportteja 26/2015, Helsinki.
- Berg, A., Hildén, M. & Lahti, K. 2014. Kohti kokeilukulttuuria. Analyysi Jyväskylän resurssiviisaista kokeiluista strategisen kehittämisen työkaluina. 53 s. Sitran selvityksiä 77, Helsinki.
- Borg, P. 1984. Luonnon ja ympäristönsuojelun historiaa. Teoksessa: Ruuhijärvi, R. & Häyrinen, U. (toim.). Ympäristönsuojelu. Luonnonsuojelu ja luonnonvarat. s. 7–18. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Fischer, F., & Gottweis, H. 2012. Introduction: The argumentative turn revisited. Teoksessa: Fischer, F., & Gottweis, H. (toim.): The argumentative turn revisited. Public policy as a communicative practice. 1–30. Duke University Press, Durham & London.
- Hajer M. A. 1995. The Politics of Environmental Discourse: Ecological Modernization and the Policy Process. 332 s. Oxford University Press, Oxford.
- Heikkilä, R. & Lindholm, T. 2015. Saarijärven Paavon henki Suomen soilla – Katsaus soiden käyttöön Suomessa. Terra 127: 181–190.
- Laine, M. & Jokinen, P. 2008. Poliitiikan ulottuvuudet. Teoksessa: Haila, Y. & Jokinen, P. (toim.). Ympäristöpolitiikka. Mikä ympäristö, kenen politiikka? Tampere: Vastapaino, s. 47–64.
- Ylönen, M. & Simola, H. 2012. The Finnish peat mining paradox: Political support to environmental calamity. Teoksessa: Lindholm T. & Heikkilä, R. (toim.): Mires from pole to pole. 423 s. Suomen ympäristö 38.
- Ympäristöministeriö 2014. Mahdollisuudet vapaaehtoiseen soidensuojeluun selvitetään. Tiedote. http://www.ym.fi/fi-fi/ajankohtaista/tiedotteet/mahdollisuudet_vapaaehtoiseen_soidensuoj%2831537%29. (Luettu 8.1.2015).
- Valtioneuvosto 2012. Soidensuojelun täydennysohjelmaa valmisteleva työryhmä, DNro: YM027:00/2012, <http://valtioneuvosto.fi/hanke?selectedProjectId=3160>
- Zografos, C. 2015. Value deliberation in ecological economics. Teoksessa: Martínez-Alier J. & Muradian, R. (toim.). Handbook of Ecological Economics. ss, 74–99. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

Kuinka laajasti ulkopuoliset toimet ovat muuttaneet suojelusoita?

Sakari Rehell, Jussi Päivinen, Pirkko Siikamäki,
Juhani Karjalainen, Satu Kalpio & Tuomas Haapalehto

Metsähallitus, Luontopalvelut, email: sakari.rehell@metsa.fi

Johdanto

Monilla suojelualueilla reunojen ojitus on saanut aikaan jatkuvasti etenevän prosessin, joka muuttaa suota tyypillisesti karummaksi ja yksipuolisemmaksi. Muutosprosessi voi jatkuessaan uhata keskeisiä suojeluperusteita (esim. aapasuo, letto). Tämän kehityksen katkaiseminen edellyttäisi aktiivisia vesitalouden palauttamistoimia yläpuolisella valuma-alueella. Yleensä tämä vaatisi oijen tukkimista ja/tai vesien ohjaamista reunaojista suojelualueelle. Soiden reunojen vähäisestä kaltevuudesta johtuen pelkästään veden ohjaaminenkin edellyttää lähes aina pienialaista vedenpinnan nostamista suojelualan reunaosissa. Tällöin suojelualan ulkopuoliselle alueelle voi tulla haittoja kuivatuksen heikkenemisestä johtuen. Raja-alueella tehtävät toimenpiteet edellyttävät kaikkien osapuolten hyväksymistä.

Metsähallituksen luontopalveluiden v. 2013 toteuttamassa hankkeessa selvitettiin kohteet, joilla suojeltujen soiden tilaa heikentää ojitus tai muu maankäyttö. Työn tuloksia on tarkoitus hyödyntää valtakunnallisessa soidensuojelun täydennystyössä ja myös yksittäisten suojelualueiden hoidon suunnittelussa sekä suojelualueiden reunoilla tehtävien ojitusten suunnittelussa. Tavoitteina oli tuottaa:

1. Listaus suojelukohteista, joilla ojitus tai muu maankäyttö kuivattaa suojeltua suota,
2. digitoidut rajaukset suojelualueiden sisällä olevista alueista, joita ulkopuoliset metsäojitukset kuivattavat,
3. arvio suojelualueiden ulkopuolisista metsäojitusalueista, joilla tarvittaisiin ojitusten uudelleenjärjestelyjä tms., jotta suojelusoiden kuivuminen voitaisiin ehkäistä ja tilannetta parantaa,

4. arvio siitä, kuinka suuri osa suojelualueiden muuttuneista soista palautuu riittävästi ilman toimenpiteitä sekä
5. listaus kohteista, joilla suojeltujen soiden muuttuminen johtuu muista tekijöistä kuin tavanomaisesta metsäojituksesta ja arvio suojelualueilla tästä syystä peruuttamattomasti kuivuvasta pinta-alasta.

Aineisto ja menetelmät

Työssä on tarkasteltu kaikkia luonnonsuojelulla suojeltuja alueita Suomessa. Selvityksessä käytettiin uusimpia ilmakuvia, karttoja, suojelualueilta kerättyjä maastotietoja ja ennallistamissuunnitelmia. Lisäksi tehtiin kysely eri alueista vastaaville viranomaisille.

Kohteet, joissa metsäojitus vaikuttaa suojelusuohon luokiteltiin kolmeen prioriteettiluokkaan. Kaikkein kiireellisimpään ryhmään (I) otettiin kohteet, joissa arvioitiin koko alueen (lähes kaikissa tapauksissa Natura-alueita) suojelun keskeisten perusteiden merkittävästi heikkenevän, mikäli muuttunutta vesitaloutta ei saada palautettua. Toiseksi kiireellisimpään (II) ryhmään esim. kohteita, joissa ojitus muuttaa kohdetta merkittävästi ja luonnontilan palautustoimet olisivat tärkeitä, mutta suojelualueella on jäljellä kyseistä suotyyppeä luonnontilaisena sen verran, että vaikutus koko suojelualan tilaan ei aivan niin voimakas kuin edellisellä ryhmällä. Kolmanteen ryhmään sitten jäi pienempiä, vaikutukseltaan lähinnä paikallisia kohteita. Niissä useinkin voi riittää se, että pidättäytytään kunnostusojituksista rajan tuntumassa tai suunnitellaan oijen linjaus hieman eri tavalla.

Tulokset ja tarkastelu

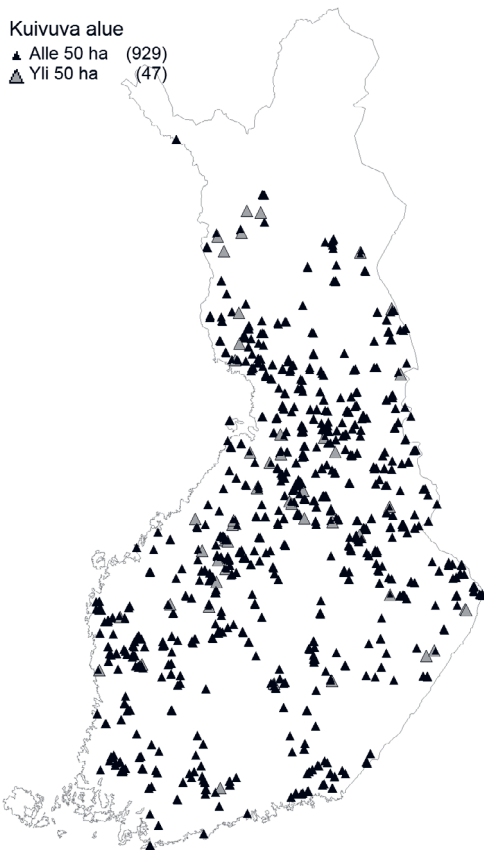
Työssä saatiin todennäköisesti tärkeimmät ongelma-kohteet selvitettyä, mutta pieniä ja vaikeasti havaittavia kohteita jäi varmasti paljon puuttumaan. Tarkastelun perusteella arvioidaan, että suojelualueilla on vähintään noin 64 000 ha sellaista suota, joka on selvästi ojitusten tai muiden sellaisten syiden vuoksi selvästi vesitaloudeltaan muuttunutta. Valtaosa tästä on Pohjanmaalla ja Etelä-Suomessa, missä monilla alueilla noin neljännes suojelluista soista on ojitusten muuttamia. Tästä koko pinta-alasta noin kolmasosalla on tehty luonnontilan palautustöitä (tukittu oja suojelualan sisällä). Lähes vastaavalla alalla olisi vielä mahdollista tehdä tällaisia palautustöitä suojelualueiden sisällä, mutta näistä huomattava osa on pieniä, syrjäisiä, heikosti muuttuneita tai muuten kohteita, joilla palautustöiden tuottavuus kustannuksiin nähden jäisi heikoksi. Ilman toimenpiteitä palautuvia kohteita esiintyy lähinnä kaikkein karuimmilla, rahkaisilla ojitusalueilla, missä ojen vaikutus jää usein vähäiseksi ja virtaamattomat ojat umpeutuvat varsin hyvin. Näiden osuus koko muuttuneesta alasta jää kuitenkin pieneksi, vain muutamaan prosenttiin.

Hyvin merkittäväksi ongelmaksi suojeluiden arvon ja toiminnan kannalta arvioitiin se, että niillä on vähintään noin 24 500 ha ulkopuolisten toimien takia muuttuneita soita, joiden vesitaloutta ei voi palauttaa nykyisillä käytännöillä ja rajauksilla. Näihin liittyy useita eteläisten aapasoiden suojelun kannalta keskeisiä rimpisiä alueita sekä lettojen ja muiden rehevien soiden suojelukohteita. Tästä pinta-alasta noin 14 500 ha on arvioitu sellaiseksi, että reunojen metsäojitusalueiden omistajien kanssa tehtävien sopimusten tai kohtuullisten rajaustarkistusten jälkeen suojelualan vesitalous voitaisiin saada kuntoon. Lopuilla suoalueista (noin 10 000 ha) on vaikeammin ratkaistavissa olevia ongelmia, kuten pohjavedenoton, suurten kuivatuskanavien, peltojen, teiden, maa-ainesten oton tai rakennettujen alueiden aiheuttamia vaikutuksia jne. Tällaiset toimenpiteet ovat usein alentaneet vedenpintaa huomattavasti voimakkaammin kuin normaalit metsäojitukset ja voineet vaikuttaa pohjavedenpintoihin hyvin laajastikin. Näin niiden vaikutus kohdistuu erityisesti pohjavesivaikutteisiin suotyyppeihin, kuten lettoihin ja lähdesoihin.

Ylivoimaisesti suurin osa edellä esitetystä ulkopuolisten tekijöiden muuttamasta suopinta-alasta sijoittuu Natura-alueille, missä viranomaisen lakisääteinen velvollisuus on turvata suojelun perusteena olevien arvojen säilyminen. Ulkopuolisten metsäojien aiheuttamaa selvää kuivumista on havaittu Natura-alueilla noin 13 000 ha alalla. Noin sadalla Natura-alueella tämän on arvioitu olevan niin voimakasta ja laaja-alaista, että sellaiset luontotyypit, joiden perusteella kyseinen alue on Naturaan otettu, voivat merkittävästi heikentyä, ellei tarvittavia palautustöitä saada tehtyä. Valtaosassa näistä pahimmista metsäojitusten aiheuttamista ongelmatilanteista suojelualan rajoittuu yksityismaihin (87 Natura-aluetta). Lisäksi muut kuivattavat tekijät kuin metsäojitukset vaikuttavat voimakkaasti: yhteensä 199 Natura-alueella on arvioitu tällaisten tekijöiden muuttavan soita huomattavasti (vaikutus kohdistuu suoluontotyyppiin, joka mainittu suojeluperusteena ja tämän pinta-alasta uhattuna yli 10 %). Tyypillisiä tapauksia ovat sellaiset, joissa suojelualan ulkopuoliset toimet ovat alentaneet pohjavedenpintaa suojelualan puolella niin, että Natura-alueen ainoat tai merkittävimmät pohjavesivaikutteisten suotyypit (lähdesuot, letot, rehevät korvet) esiintymät ovat heikentyneet tai häviämässä.

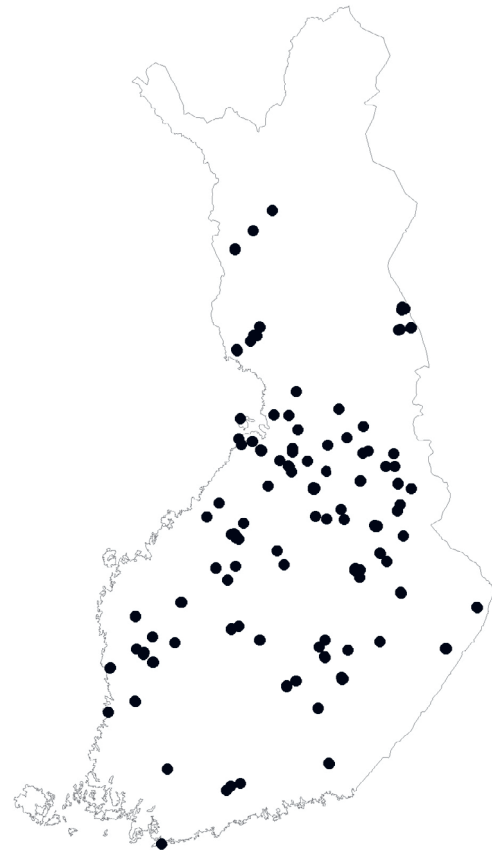
Selvityksen tekemisen jälkeenkään soidensuojelua edistettäessä ei suojeltavien soiden vesitaloutta ole aina pystytty turvaamaan. Esim. metso-toimintaohjelman mukaisilla kaupoilla on suojeluun tullut runsaasti lisää sellaisia erillisiä, ojitettuja palstoja, joiden palauttaminen toimiviksi soiksi ei ole mahdollista. Soidensuojelun täydennystyön rajoittuminen pelkästään valtion maihin on lisäksi tuonut paljon puutteellisia rajauksia.

Soidensuojelun täydennysesityksessä käsiteltiin hankkeen tuloksia ja tässä mietinnössä esitetään useita toimenpiteitä näille ongelmakohteille, kuten suunnitelmallinen vesien ohjaus ja siihen liittyvä haitankorvausjärjestelmä sekä lisäksi suojelualan rajojen tarkistuksia valtionmailla, rahoituksen järjestämistä yksityismaiden kohteita varten sekä suojelualan reunoilla tehtävien kunnostusojitusten valvontaa. Tämän myötä onkin saatu suojelualan tilannetta parannettua niillä kohteilla, joissa valtion mailla olevat ojitukset uhkaavat suojelualuetta. Selvityksessä esiin tuoduilla valtion maiden kohteilla



Kuva 1. Selvityksessä havaitut kohteet, joissa suojelualueen ulkopuolinen metsäojitus kuivattaa suojelusuota. Jokaisesta kohteesta on laadittu tarkempi kartta, jonka avulla toimenpiteitä pyritään suunnittelemaan.

Figure 1. Sites, where forest drainage situated outside the conservation area is drying protected mire area. From each of these sites there is a more accurate map available in Metsähallitus.



Kuva 2. Natura-alueet, joiden kohdalla ulkopuolisen metsäojituksen vaikutus soihin arvioitu niin merkittäväksi, että suojelun perusteena olevat arvot voivat merkittävästi heikentyä, jollei vesitaloutta saada palautettua.

Figure 2. Natura-2000 areas, where the effect of forest drainage for protected mires has been estimated to be so severe, that the main arguments for protection can be threatened if sufficient restoration activities are not concluded.

voidaan lähteä suunnittelemaan palautustoimia ja kunnostusojitukset suojelualueiden tuntumassa pyritään nykyisin suunnittelemaan metsätalouden ja luontopalveluiden yhteistyönä. Muuallakin Metsähallituksen metsätalous on suhtautunut myönteisesti vesien ohjaamiseen ojitusalueilta aapasoiden kuivahtaneisiin keskusosiin.

Suurin osa kohteista on kuitenkin yksityismaiden puolella. Sielläkin on alettu miettiä keinoja, joilla tilanteita voitaisiin ratkaista. Periaatteessa ajatusta vesien suunnitelmallisesta ohjaamisesta suojelusoille (tai muillekin ojittamattomille,

kuivahtaneille suokuvioille) on pidetty hyvänä ja järkevänä myös yksityismaiden metsätaloudesta vastaavien piirissä. Tällaiset ratkaisut voisivat suojeltujen soiden luonnontilan lisäksi hyödyttää myös vesiensuojelua ja tulvien hallintaakin ja metsien kasvulle aiheutuvat haitat jäisivät pieniksi. Ongelmana on kuitenkin se, että vaikka haitat jäisivätkin pieniksi, niin tällä hetkellä ei ole olemassa toimivaa korvausjärjestelmää. Ojitusjärjestelyt edellyttävät maanomistajien suostumusta ja etenkin siellä, missä maanomistus on pirstaleista, kaikilta osallisilta on vaikea saada suostumusta.

Toteutuessaankin tällainen vesien suunnitelmallinen ohjaaminen voisi auttaa suojelusoiden luonnontilan parantamisessa lähinnä karun puoleisten aapasoiden kuivahtaneiden keskusosien palauttamisessa. Tällaisia kohteita on monilla eteläisten aapasoiden suojelukohteilla ja paikallisesti toimien merkitys voisi olla suuri. Rehevien, pohjavesivaikutteisten suoluontotyyppien tilaa ei pintavesien ohjaamisella yleensä pystytä parantamaan. Näin selvityksessä havaittu nykyisten suojeltujen soiden laaja muuttuneisuus korostaa myös soidensuojelun täydennysesityksen täysimääräisen toteuttamisen merkitystä. Erityisen tärkeää olisi saada viimeiset maan eteläosassa (Pohjanmaata ja Lapin lounaisosaa myöten) edes jossain määrin luonnontilaisina säästyneet letot, lähdesuot ja rehevät korvet suojeltua.

Kirjallisuusluettelo

- Rehell, S., Päivinen, J., Kalpio, S., Karjalainen, J., & Siikamäki, P. 2014. Suojelualueiden kuivatustilanneselvitys. Yhteenvetoreportti + liitetaulukko. MH luontopalvelut. Ympäristöministeriö.
- Rehell, S., Sallantausta, T. & Aapala, K. 2013. Suojelualueiden rajausten puutteet ja niiden korjaaminen. Teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. s. 33–35.
- Soidensuojelun täydennystyöryhmä 2015. Soidensuojelutyöryhmän ehdotus soidensuojelun täydentämiseksi. Ympäristöministeriön raportteja 26 /2015.

Ekosysteemipalvelut tieteen ja politiikan rajapinnassa – tapaustutkimus Suomen soidensuojelupolitiikan konfliktista

Anna Salomaa & Riikka Paloniemi

Anna Salomaa, Ympäristötieteiden laitos, PL65, 00014 Helsingin yliopisto, email: anna.salomaa@helsinki.fi; Riikka Paloniemi, Suomen ympäristökeskus, PL140, 00260 Helsinki

Johdanto

Valta ja arvot voivat vaikuttaa merkittävästi ympäristöpolitiikan määrittelyyn, sen tulkintaan ja käytännön toteutukseen. Suomessa tämä on ollut viimeaikoina erityisen näkyvää soita koskevassa politiikassa. Tiedon hyödyntäminen politiikassa ei ole suoraviivaista, vaan kompromissi tieteen auktoriteetin ja muiden intressien välillä (van Kerkhoff & Lebel 2006). Usein voimakkain toimija määrittelee poliittiset ratkaisut (Juntti ym. 2009). Tieteen hyödyntämättä jättämisen ilmiötä voidaan kutsua myös tieteen ja toimeenpanon väliseksi kuiluksi (Knight ym. 2008). Sitä, kuinka ekologisen tiedon tehokkuutta voitaisiin lisätä lisäämistä päätöksenteossa, ei ole juuri tutkittu (Jordan & Russel 2014).

Etenkin Etelä-Suomessa soiden monimuotoisuuden tila on heikko. Soiden monimuotoisuuden tilan parantamiseksi asetettiin 2012 työryhmä valmistelemaan luonnonsuojelulain mukaista suojeleohjelmaa. Aikaisemmat soidensuojeluohjelmat on tehty 1979 ja 1981. Täydennysohjelman valmistelu kuitenkin pysähtyi syksyllä 2014 ympäristöministerin vaihduttua. Tämän jälkeen soidensuojelun tavoite ja laajuus ovat muuttuneet dramaattisesti. Työryhmän tavoite muuttui ehdotuksen tekemiseksi valtakunnallisesti arvokkaimmista ja nykyistä suojelualueverkkoa parhaiten täydentävistä suoalueista sekä suojelun vaihtoehtoisista toteutuskeinoista. Soidensuojelutyöryhmä tunnisti yhteensä 747 valtakunnallisesti arvokasta suoaluetta, joiden pinta-ala on 117 000

hehtaaria (Alanen & Aapala 2015). Työryhmän ehdottamista valtakunnallisesti arvokkaista kohteista aiotaan suojella 36 000 hehtaaria valtion omistamia soita ja yksityismailla suojelun ilmoitettiin perustuvan vapaaehtoisin keinoin (Ympäristöministeriö 2015).

Ekosysteemipalvelukäsitettä on käytetty muotoilemaan ekologinen tieto päätöksentekijöille ymmärrettäväksi eli helpottamaan ekologisen tiedon käyttämistä (Jordan & Russel 2014). Ekosysteemipalvelut ovat hyötyjä, joita ihmiset saavat luonnosta (Millennium Ecosystem Assessment 2003). Tutkimuksemme on jatkoa aiemmalle tutkimuksellemme (Salomaa & Paloniemi 2014), jossa analysoimme kuinka ekosysteemipalveluita ja suojelukeinojen vapaaehtoisuuden näkökulmasta keskusteltiin seuraavissa soiden suojelupoliittikan määrittelyyn liittyvissä keskusteluissa: valtioneuvoston periaatepäätös (Valtioneuvosto 2012), soidensuojelua koskeva asiantuntijakeskustelu sekä julkinen verkkokeskustelu otakan-taa.fi -sivustolla. Eniten keskusteltiin turpeesta ja puusta sekä virkistykseen liittyvistä palveluista. Abstraktimmat säätely- ja tukipalvelut, kuten hiilen sidonta ja veden puhdistus, jäivät sivuosaan. Ekosysteemipalveluilla perusteltiin tiukan suojelun tarpeellisuutta vastakohtana vapaaehtoisuudelle.

Tutkimuksessa analysoimme Suomen soiden-suojelun tieteen ja politiikan rajapinnan tapahtumia empiirisesti seuraavien kysymysten avulla:

1. Kuinka ekosysteemipalveluita, monimuotoisuutta ja ilmastonmuutosta koskeva tieto näkyvät soidensuojelua koskevissa politiikkadokumenteissa?
2. Millaisilla politiikkainstrumenteilla suojelua aiotaan toimeenpanna?
3. Kuinka valta ja arvot vaikuttavat soidensuojelun tieteen ja politiikan rajapinnan tapahtumiin?

Aineisto- ja menetelmät

Tutkimusaineistona toimivat soidensuojelupoliittikan keskeiset dokumentit: suostrategia (MMM 2011), valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta (Valtioneuvosto 2012), soidensuoje-

lun työryhmän raportti (Alanen & Aapala 2015) ja ympäristönsuojelulaki (527/2014) sekä -asetus (Valtioneuvosto 2014).

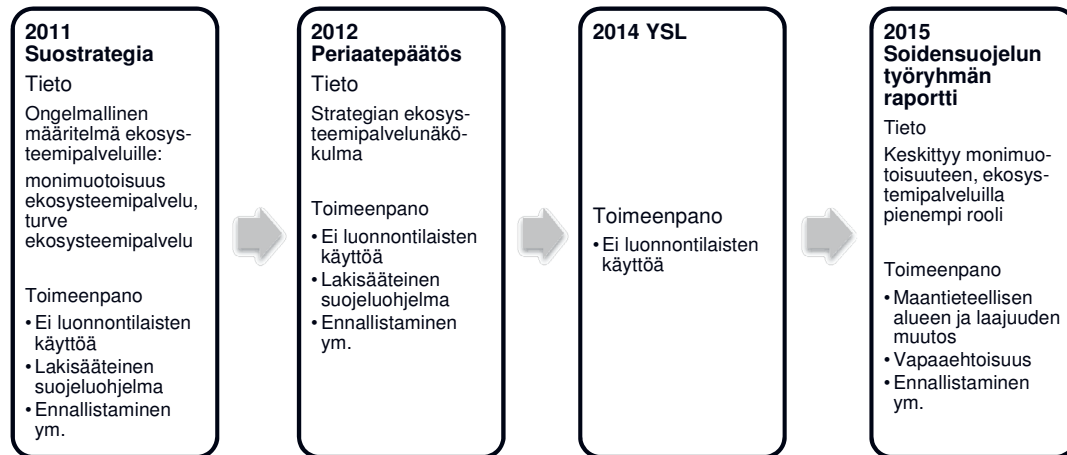
Analysoimme tekstiaineiston Atlas.ti-ohjelmistolla teemoittelemalla sen tietoa ja toimeenpanoa koskeviin alaluokkiin (Eskola & Suoranta 2003).

Alustavia tuloksia ja pohdintaa

Analysoimamme dokumentit sijoittuvat ajallisesti peräkkäin, mutta poikkeavat tavoitteeltaan toisistaan. Monimuotoisuuden säilyttäminen, mutta myös käytön ja suojelun yhdistäminen, ovat tavoitteena sekä strategiassa että periaatepäätöksessä. Suostrategian, periaatepäätöksen ja ympäristönsuojelulain painopiste on toimeenpanossa, työryhmän raportin painopiste taas valtakunnallisesti arvokkaimpien ja nykyistä suojelualueverkkoa parhaiten täydentävien suoalueiden kuvaamisessa. Ympäristönsuojelulaki on sitovuudeltaan huomattavasti vahvempi kuin muut analysoidut dokumentit.

Tietoa ja toimeenpano koskevia huomioita on esitelty Kuvassa 1. Suostrategiaan on valittu ekosysteemipalvelunäkökulma, jossa on tiettyjä ongelmia: ongelmallista on turpeen määrittely ekosysteemipalveluksi sekä monimuotoisuuden laskeminen yhdeksi ekosysteemipalveluksi (Salomaa & Paloniemi 2014, Lindholm 2011, Ratamäki 2013). Sama ekosysteemipalvelunäkökulma on lähtökohtana myös periaatepäätökselle. Soidensuojelun työryhmän raportissa keskitytään monimuotoisuuteen ja ekosysteemipalvelut ovat pienemmässä roolissa. Ilmastonmuutos esiintyy ainakin taustatekijänä kaikissa dokumenteissa.

Suostrategian ja periaatepäätökset luetellut toimeenpanokeinot ovat samansuuntaisia ja molemmissa mainitaan lakisääteinen luonnonsuojeluohjelma. Molemmissa myös mainitaan tavoite jättää luonnontilaiset (vesitaloudeltaan luonnontilaisimmat ja kasvillisuudeltaan muuttumattomimmat) suot käytön ulkopuolelle. Ympäristönsuojelulaissa rajataan turvetuotanto pois luonnonarvoiltaan merkittävimmiltä alueilta. Työryhmän raportissa toimeenpano keskittyy vaihtoehtoihin ja vapaaehtoihin keinoihin. Vapaaehtoisuus on korostunut ympäristöpolitiikassa (esimerkiksi Jordan ym. 2003) sekä Suomessa METSO-ohjelman



Kuva 1. Huomioita tiedosta ja toimeenpanosta keskeisissä dokumenteissa.

Figure 1. Notions of knowledge and implementation in mire policy documents

onnistumisten kautta. Jotta vapaaehtoinen suojele voitaisiin toteuttaa samassa laajuudessa kuin lakisääteinen suojele, tarvittaisiin enemmän rahoitusta. Erityisesti tämä koskee soita, jotka tulisi suojele vesitaloudellisin kokonaisuuksina.

Soidensuojelun lakisääteisen suojeleohjelman valmistelusta luopuminen tilanteessa, jossa vapaaehtoisen suojele rahoitus vähenee, aiheuttaa riskin soiden säilymiselle. Suojele laajuuden muuttaminen ei myöskään heijasta suoraan maanomistajanäkemyksiä, maanomistajakyselyyn vastanneista 47 % suhtautui positiivisesti oman suonsa suojeleeseen (Alanen & Aapala 2015).

Arvot ja valta ovat vaikuttaneet merkittävästi tieteen ja politiikan rajapinnan tapahtumiin, etenkin suojele maantieteelliseen sijoittumiseen ja politiikkakeinoihin. Suojele maantieteellistä sijoittumisen muutos tarkoittaa, että painopiste on siirtynyt valtion maille, eikä se ole alkuperäisen tavoitteen mukaisesti Etelä-Suomessa, missä yksityisomistus on yleisempää. Toteutukseen suunnitellut politiikkakeinot ovat muuttuneet, lakisääteisen suojeleohjelman valmistelusta luovuttiin vapaaehtoisuuden korostuessa ja toisaalta samalla ympäristönsuojelelaista tuli mahdollisesti tärkein soiden ekosysteemipalveluja hallinnoiva ja säilyttävä politiikkainstrumentti.

Vaikka lakisääteistä suojeleohjelmaa ei ole tällä hetkellä tarkoitus tehdä, arvokkaimmille soille on kuitenkin vähän taloudellisen käytön mahdollisuuksia. Soidensuojelupolitiikan määrittelyssä korostuu asiantuntijavallan sijasta poliittinen valta, sillä vaikka arvokkaimmat alueet on selvitetty, niiden suojele ei ole aikomus toteuttaa ainakaan kokonaisuudessaan (tilanne alkuvuodesta 2016). Jordan & Russel (2014) toteavatkin, että ekosysteemipalvelukäsitteen käyttö tai ekologisen tiedon tuottaminen itsessään ei kuitenkaan takaa tiedon hyödyntämistä päätöksenteossa. Tieteen ja politiikan rajapinnan tapahtumilla on merkittäviä vaikutuksia soidensuojelun tehokkuuteen.

Välituloksemme kuvaavat toteutuksen osalta kevään 2016 tilannetta. On mahdollista, että tulevaisuudessa suojele alue kasvaa esimerkiksi vapaaehtoisen suojele kautta. Soiden laatuun vaikutetaan todennäköisesti suojelejen alueiden lisäksi muillakin keinoilla, kuten ennallistamalla. Tämän kaltaiset monipuolistuvat tavat edistää luonnonsuojele korostavat tarvetta nivoa luonnonsuojelupolitiikan muotoutumiseen osaksi myös muunlaista tietoa kuin tutkimuksemme kohteena olevia luonnontieteellisen tiedon aloja.

Kirjallisuusluettelo

- Alanen, A. & Aapala, K. (toim.) 2015. Soidensuojelutyöryhmän ehdotus soidensuojelun täydentämiseksi. Ympäristöministeriön raportteja 26. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Eskola, J. & Suoranta, J. 2003. Johdatus laadulliseen tutkimukseen. Vastapaino, Jyväskylä.
- Jordan, A. & Russel, 2014. Embedding the concept of ecosystem services? The utilisation of ecological knowledge in different policy venues. *Environment and Planning C: Government and Policy* 32: 192–207.
- Jordan, A., Wurzel, R., Zito, A. & Brückner, L. 2003. European Governance and the Transfer of ‘New’ Environmental Policy Instruments (NEPIs) in the European Union. *Public Administration* 81(3): 555–574.
- Juntti, M., Russel, D., Turnpenny, J. 2009. Evidence, politics and power in public policy for the environment. *Environmental Science & Policy* 12: 207–215.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T. & Campbell, B.M. 2008. Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology* 22: 610–617.
- Lindholm, T. 2011. Finland’s strategy for mires and peatlands a step backwards. *IMCG Newsletter* 2–3: 16–18. <http://www.imcg.net/media/newsletter/nl1102.pdf> (Luettu 14.3.2016.)
- Millennium Ecosystem Assessment 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press/ World Resources Institute, Washington, DC.
- MMM 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistelleen työryhmän ehdotus 16.2.2011. Työryhmämuistio 1, Helsinki.
- Ratamäki, O. 2013. Ekosysteempalvelu – käsite paikallisessa kontekstissa – tapaustutkimus petoturismista Lieksassa. *Terra* 125: 57–70.
- Salomaa, A. & Paloniemi, R. 2014. Ekosysteemi-palvelut, vapaaehtoisuus ja soidensuojelu. *Suo* 65(1): 1–15.
- Valtioneuvosto 2012. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta. 30.8.2012.
- Valtioneuvosto 2014. Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta 713/2014
- van Kerkhoff, L. & Lebel, L. 2006. Linking Knowledge and Action for Sustainable Development. *Annual Review of Environment and Resources* 31: 445–477.
- Ympäristöministeriö 2015. Soidensuojelutyöryhmä esitti ministeri Tiilikaiselle lisäsuojelua valtion maille. Tiedote 4.11.2015 klo 8.30. [http://www.ymp.fi/fi-FI/Luonto/Luonnon_monimuotoisuus/Luonnonsojeluohjelmat/Soidensuojelun_taydentaminen/Soidensuojelutyoryhma_esitti_ministeri_T\(36004\)](http://www.ymp.fi/fi-FI/Luonto/Luonnon_monimuotoisuus/Luonnonsojeluohjelmat/Soidensuojelun_taydentaminen/Soidensuojelutyoryhma_esitti_ministeri_T(36004)) (Luettu 30.3.2016).
- Ympäristönsuojelulaki 527/2014

Turpeen kätkemää – Suolöydöt arkeologisena tutkimusaineistona

Satu Koivisto

*Helsingin yliopisto, Filosofian, historian, kulttuurin ja taiteiden tutkimuksen laitos
Arkeologia, PL 59 00014 Helsingin yliopisto / Museovirasto, arkeologiset kenttäpalvelut,
email: satu.m.koivisto@helsinki.fi*

Suot ja arkeologia

Suomi on läntisen Euroopan soisimpia maita. Meillä on pitkät perinteet soiden hyödyntämisessä ja turpeella on edelleen tärkeä rooli energiataloudessamme. Käyttöä koskevissa keskusteluissa soiden kulttuurisia arvoja on kuitenkin käsitelty vähäisesti vaikka suot sisältävät ainutkertaista lähdeaineistoa menneiden väestöjen asutuksesta, elinkeinoista ja materiaalisesta kulttuurista.

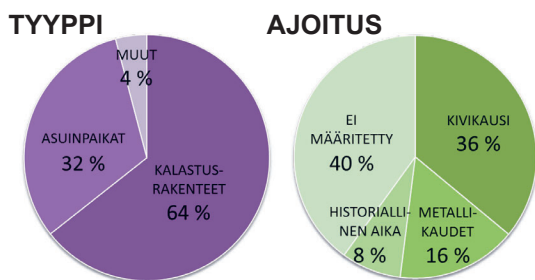
Kosteikkoarkeologialla (engl. wetland archaeology) tarkoitetaan arkeologista tutkimusta, joka

keskittyy alueisiin tai aineistoihin, jotka ovat joko pysyvästi tai ajoittain veden peitossa (mm. Coles & Lawson 1987, Menotti & O’Sullivan 2013). Tällaisia ovat useat vesiperäiset ekosysteemit, kuten suot, tulva-alueet, joet, järvet ja rannikot. Orgaaniset materiaalit, kuten puu, tekstiili, nahka, sarvi ja luu säilyvät kosteissa, hapettomissa olosuhteissa hyvin satojen, jopa tuhansien vuosien ajan (Kuva 1). Kosteikkoarkeologisen tutkimuksen lähtökohtana onkin ymmärtää siihen liittyvät erityispiirteet ja potentiaali sekä erilaisten



Kuva 1. Yli 5 000 vuotta vanhan mäntypuisen liistekatiskan seinämää Yli-Iin Purkajasuon kivikautiselta kalastuspaikalta Pohjois-Pohjanmaalta. (Kuva: Satu Koivisto).

Figure 1. Over 5000-year old fish trap fragment made of pine laths found at a Stone Age fishery site at Purkajasuo mire in Yli-Ii, NW Finland. (Photo: Satu Koivisto).



Kuva 2. Suurin osa Suomen suoarkeologisista löydöistä on puisia kalastusvälineitä. Umpeenkasvaneiden järvien rannoilta on löytynyt myös soistuneita asuinpaikkoja. Esihistoriallisia kohteita on yli puolet.

Figure 2. The majority of the Finnish wetland archaeological sites comprise stationary wooden fishing structures. Paludified settlement sites have been found from the shores of overgrown lakes. Over half of the sites are prehistoric.

kosteiden ympäristöjen monimuotoisuus. Paljastuessaan kosteasta löytöyhteydestään arkeologiset kerrostumat altistuvat välittömästi ilman, kosteuden ja valon muutokselle, mikä käynnistää orgaanisten materiaalien nopean tuhoutumisprosessin.

Kosteikkojen rikas arkeologinen resurssi

Orgaanisia materiaaleja, kuten puuta, nahkaa, palamatonta luuta tai kasvikuittuja ei löydy tavallisilta ”kuivan maan” arkeologisilta kohteilta kuin poikkeustapauksissa niiden huonon säilymisen vuoksi. Tunnetuimpia soihin tai vesistöjen pohjaliejuihin hautautuneita löytöjä maailmalla ovat suorumiit, veneet, kulkuväylät ja kokonaiset esihistorialliset asuinpaikat. Tällaiset löytöaineistot ovat empiirisesti hyvin rikas arkeologinen lähde-materiaali, koska ne täydentävät käsityksiämme muinaisten yhteisöjen toiminnasta, ympäristön hyödyntämisestä ja materiaalisesta kulttuurista.

Kosteikkokaivauksissa talteen saadut löydöt ovat usein kookkaita ja jopa hämmästyttävän hyvin säilyneitä. Hyvin säilyneiden aineistojen avulla on mahdollista saada viitteitä siitä, kuinka monipuolisesti muinaiset väestöt ovat hyödyn-täneet erilaisia materiaaleja – sellaisia löytöjä tai rakenteita, joita kuivan maan arkeologisilla kohteilla ei usein enää ole löydettävissä. Hyvän säilymisen lisäksi kosteikkokohteet muodostavat

tärkeän tutkimusaineiston ympäristön ja luonnonolojen muutoksen tutkimukselle. Muinaisten habitaattien rekonstruointi on mahdollista luonnontieteellisten analyysien, kuten siitepöly-, makrofossiili- ja hyönteistutkimusten avulla. Kohteen arkeologinen löytöaineisto laajenee ja monipuolistuu sen ympäristön tutkimuksen myötä.

Kerrostumista tutkijan työpöydälle

Vanhan orgaanisen materiaalin säilyminen ja saaminen tutkimuksen piiriin on aina poikkeuksellinen ja jopa onnekas sattuma. Museoiden kokoelmiin on kertynyt satoja soista ja matalista vesistöistä nostettuja puuesineitä, kuten ruuhia, meloja, reenjalaksia ja suksia, joiden ikä ja löytökonteksti ovat usein jääneet tarkemmin selvittämättä (Taavitsainen 2001, Koivisto 2011). Tämänhetkisen tiedon perusteella meiltä tunnetaan noin 80 kosteikkoarkeologista kohdetta, joista vanhimmat ajoittuvat lähes 10000 vuoden taakse mesoliittiselle kivikaudelle (Koivisto, julkaisematon (Kuva 2).

Erityisesti soiden ojituksen yhteydessä on tullut esiin merkittäviä kosteikkoarkeologisia kohteita ja löytöaineistoja. Suomi onkin kosteikkoarkeologisesti hyvin potentiaalinen maa myös kansainvälisesti tarkasteltuna. Tyypillisiä kohteita meillä ovat esimerkiksi järvien umpeenkasvun ja maankohoamisen seurauksena turpeeseen tai tulvakerrokseen hautautuneet puiset kalastusvälineet (Koivisto 2012), asuinpaikkojen osat (mm. Matiskainen & Zhilin 2003) ja hautapaikat (Wessman 2009). Kosteikkoarkeologisia kohteita ei voi löytää vain maan pintaa tarkastelemalla; säilyneet aineistot ovat usein paksujen turve- tai tulvasedimenttien syvyyksissä. Valtaosa kosteikkoarkeologisista kohteista meillä ja maailmalla on löytynyt ”vahingossa” turpeennoston, ojituksen ja muun maankäytön yhteydessä.

Aineistoja vasta analysoidaan ja menetelmiä testataan kosteikkojen arkeologisen potentiaalın selvittämiseksi ja kokonaiskuvan hahmottamiseksi. Uusien kohteiden löytämiseen tähtäävät menetelmät ovat keskeisiä ja siksi viime aikoina on keskitytty erityisesti kaukokarkoitus-, mallinnus- ja muiden prospektointimenetelmien testaamiseen (Kuva 3).



Kuva 3. Geofysikaalisia menetelmiä testattiin Haapajärven Lamminojan kivikautisella kalastuspaikalla kesällä 2013. (Kuva: Satu Koivisto).

Figure 3. Geophysical methods were tested at a Stone Age fishery site at Lamminoja in Haapajärvi in 2013. (Photo: Satu Koivisto).

Uhkia kohteiden säilymiselle

Viime aikoina on myös havaittu, että osa tunnetuista kohteista on kiihtyvällä vauhdilla tuhoutumassa kosteikkojen kuivatusten, kasvavan maankäytön ja maaperän happamoitumisen seurauksena. Siksi olisi aika ottaa käyttöön aktiivisempi toimintamalli suoarkeologisen kulttuurivarantomme tutkimiseksi ja säilymisen turvaamiseksi. Suomella on myös kansainvälinen vastuu kosteikkoarkeologisen kulttuuriperintönsä hallinnoimisesta ja säilyttämisestä. Kosteikkojen arkeologisen potentiaalin kokonaisvaltainen tunnistaminen ja niiden arkeologisten resurssien säilyttäminen myös tuleville sukupolville edellyttävät tämän haastavan arkeologian osa-alueen tunnetuksi tekemistä myös suurelle yleisölle. Vesiperäisten alueiden kulttuuriarvojen kokonaisvaltaiseen tunnistamiseen ja tutkimiseen on panostettava, koska niiden ainutlaatuiset arkeologiset resurssit ovat kiihtyvällä vauhdilla katoamassa ulottuviltamme.

Uusi projekti eteläisellä Saimaalla

Kosteikkojen arkeologisen kulttuurivarannon tutkimuksen edistämiseksi Helsingin yliopistossa käynnistyi helmikuussa 2015 suo- ja vedenalais-arkeologinen hanke ”Lost Inland Landscapes” (LIL), jolla tähdätään Saimaan vedenpinnan alle jääneiden kivikautisten asuinpaikkojen löytämiseen (Koivisto 2015). Rahoitus hankkeelle on Helsingin yliopiston kolmivuotisista tutkimusmäärärahoista, ja sen johtajana on vedenalaisen arkeologian apulaisprofessori (tenure track) Marcus Hjulhammar. Saimaan järviällä on tärkeimpiä sisämaan vesistöjämme, mutta sen varhaisimman kivikauden asutuksen tutkimuksessa on aukkoja, sillä järven eteläisistä osista tunnetaan vain vähäisiä viitteitä ihmisasutuksesta varhaiselta kivikaudelta, ajalta ennen Vuoksen syntymistä noin 6 000 vuotta sitten. Koska kuitenkin tiedämme, että kivikauden metsästäjä-keräilijäyhteisöt asuivat ja toimivat veden äärellä ja että eteläisen Saimaan vedenpinta oli kivikauden alussa huo-

mattavasti nykyistä alempana, asuinpaikkoja voi löytää nykyisen järven pohjasta tai hautautuneina rantasoiden kerrostumiin.

Ensimmäisen vuoden kenttätyö antoi realistisen kuvan kosteikkoarkeologisen inventoinnin luonteesta, lähtökohdista sekä erityisesti sen lukuisista haasteista, jotka vaikeuttavat kenttätyöskentelyä ja havaintojen tekoa (Kuva 4). Valtaosa tutkimusalueen kosteikoista on nykyään ojitettu ja kasvaa sankkaa metsää, joten inventointiolosuhteet olivat monin paikoin vaikeat tai jopa mahdottomat ilman tarkempia kaivauksia tai systemaattista kairausta. Kesän 2015 kenttätöissä tehtiin inventointia myös Vapo Oy:n turvetuotantoalueilla Taipalsaareissa ja Savitaipaleella. LIL-hankkeessa aloitettua laajojen turvetuotantoalueiden arkeologista inventointia voidaan pitää Suomessa uutena avauksena, mikä mahdollistaa soiden ja muiden kosteikkojen kerrostumien tarkastelua arkeologian lähtökohdista. Vaikka uusia merkittäviä löytöjä ei vielä tehtykään, inventoinnin tuloksena saatiin paljon uutta tietoa Saimaan järvioltaan sedimentteihin hautautuneen arkeologisen resurssin mahdollisesta säilymisestä muuttuvassa maisemassa pitkällä aikavälillä sekä työkaluja projektin jatkotöiden suunnitteluun. Inventoinnin tuloksena tutkimusalueelta löytyi suoarkeologisesti erittäin potentiaalisia alueita, joilla jatketaan hankkeen jatkotutkimuksia kesällä 2017.

Kirjallisuus

- Coles, J. M. & Lawson, A. J. (toim.) 1987. European Wetlands in Prehistory. Oxford.
- Koivisto, S. 2011. Wetland archaeology in Finland – sites and settlement in a changing environment. Teoksessa E. Prankenaita (toim.) Wetland settlements in the Baltic Sea area – Prehistoric perspective: 31–53. Vilnius: Centre for Underwater Archaeology.
- Koivisto, S. 2012. Subneolithic fishery in the Iijoki river estuary, northern Ostrobothnia, Finland. *Journal of Wetland Archaeology* 12: 22–47.
- Koivisto, S. 2015. Kadonneen kivikauden jäljillä eteläisellä Saimaalla. *Museoviesti* 2015: 18–23. Etelä-Karjalan museo.



Kuva 4. Osia kivikautisesta asuinpaikasta Taipalsaaren Kattelussaareissa on alun perin soistunut matalan lahden umpeenkasvun seurauksena. (Kuva: Satu Koivisto).

Figure 4. A proportion of a Stone Age settlement site at Kattelussaari in Taipalsaari, SW Finland, has been paludified due to the overgrowing process of a nearby bay. (Photo: Satu Koivisto).

- Matiskainen, H. & Zhilin, M. G. 2003. A Recently discovered Mesolithic Wet Site at Riihimäki, South Finland. Teoksessa Larsson, L., Kindgren, H., Knutsson, K., Leffler, D. and Åkerlund, A. (toim.) Mesolithic on the Move: 249–252. Papers presented at the Sixth International Conference on the Mesolithic in Europe, Stockholm 2000. Oxbow books. Oxford.
- Menotti, F. & O’Sullivan, A. 2013. *The Oxford Handbook of Wetland Archaeology*. Oxford.
- Taavitsainen, J.-P. 2001. Finland. Teoksessa: Coles, B. & Olivier, A. assistant Editor Bull, D. (toim.) *The Heritage Management of Wetlands in Europe*: 71–80. EAC occasional paper no. 1, WARP Occasional Paper 16.
- Wessman, A. 2009. Levänluhta – A place of punishment, sacrifice or just a common cemetery? *Fennoscandia archaeologica* XXVI: 81–105.