



**Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta**  
**– tutkimustietoa ja työkaluja**  
**– seminaari Kolin Luontokeskus Ukko 23.9.2002**

Toimittaneet  
Leena Finér, Ari Laurén ja Leena Karvinen

**JOENSUUN TUTKIMUSKESKUS**  
**JOENSUU RESEARCH CENTRE**





**METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 886, 2003**  
**FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE, RESEARCH PAPERS 886, 2003**

**METSÄNTUTKIMUSLAITOS**  
Jalostusosasto ✓

**Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta**  
**– tutkimustietoa ja työkaluja**  
**– seminaari Kolin Luontokeskus Ukko 23.9.2002**

Toimittaneet  
Leena Finér, Ari Laurén ja Leena Karvinen

**JOENSUUN TUTKIMUSKESKUS**  
**JOENSUU RESEARCH CENTRE**

Leena Finér, Ari Laurén ja Leena Karvinen (toim.). 2003. Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta – tutkimustietoa ja työkaluja –seminaari Kolin Luontokeskus Ukko 23.9.2002 Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886. 116 s. ISBN 951-40-1873-7, ISSN 0358-4283.

Julkaisun artikkelit perustuvat 23.9.2002 Kolin kansallispuiston Luontokeskus Ukossa pidetyn seminaarin “Metsätalouden ympäristökuormitus ja sen vähentäminen – tutkimustietoa ja työkaluja” –esityksiin. Artikkelit koostuvat seminaarissa esiteltyjen tutkimustulosten ja –hankkeiden lyhyistä esittelyistä. Osa tuloksista löytyy kokonaisuudessaan aiemmin julkaistuina tieteellisistä sarjoista ja osa tullaan julkaisemaan myöhemmin.

- Avainsanat: metsätalous, vesistöt, ympäristökuormitus
- Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus,  
Yliopistokatu 7, 80100 Joensuu
- Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,  
Kirjasto, Jokiniemenkuja 1, 01301 Vantaa
- Hyväksynyt: Päätoimittaja Eeva Korpilahti 19.12.2002
- Hinta: 15 euroa
- Kannen kuva: Leena Finér  
Taitto: Leena Karvinen

Gummerus Kirjapaino Oy  
Saarijärvi 2003

## Kirjoittajien yhteystiedot

<i>Ahtiainen Marketta</i>	<i>Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu</i>
<i>Antikainen Merja</i>	<i>Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu</i>
<i>Backman Birgitta</i>	<i>Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo</i>
<i>Erkinaro Jaakko</i>	<i>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Oulun riistan- ja kalantutkimus, Tutkijantie 2 A, 90570 Oulu</i>
<i>Finér Leena</i>	<i>Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu</i>
<i>Granlund Kirsti</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Haapanen Merja</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Huttunen Pertti</i>	<i>Joensuun yliopisto, Biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu</i>
<i>Hänninen Pekka</i>	<i>Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo</i>
<i>Ivesniemi Hannu</i>	<i>Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, 00014 Helsingin yliopisto</i>
<i>Kauppi Susanne</i>	<i>Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio, Geotieteiden laitos, PL 3000, 90014 Oulu</i>
<i>Kenttämies Kaarle</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Koivusalo Harri</i>	<i>Teknillinen korkeakoulu, Vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio, PL 5300, 02015 TKK</i>
<i>Kokkonen Teemu</i>	<i>Teknillinen korkeakoulu, Vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio, PL 5300, 02015 TKK</i>
<i>Kortelainen Pirkko</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Kotanen Juh</i>	<i>Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu</i>
<i>Kreivi Petri</i>	<i>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Oulun riistan- ja kalantutkimus, Tutkijantie 2 A, 90570 Oulu</i>
<i>Kujala Kauko</i>	<i>Oulun yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio, Geotieteiden laitos, PL 3000, 90014 Oulu</i>
<i>Kubin Eero</i>	<i>Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, 91500 Muhos</i>
<i>Kurka Anne-Marie</i>	<i>Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01300 Vantaa</i>
<i>Laine Anne</i>	<i>Oulun yliopisto, Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto</i>
<i>Laurén Ari</i>	<i>Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus, PL 68, 80101 Joensuu</i>
<i>Lepistö Ahti</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Louhi Pauliina</i>	<i>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Oulun riistan- ja kalantutkimus, Tutkijantie 2 A, 90570 Oulu</i>
<i>Lyytikäinen Veli</i>	<i>Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu</i>
<i>Mannerkoski Hannu</i>	<i>Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu</i>
<i>Mattsson Tuija</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Muotka Timo</i>	<i>Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki</i>
<i>Mäki-Petäys Aki</i>	<i>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Oulun riistan- ja kalantutkimus, Tutkijantie 2 A, 90570 Oulu</i>

*Nenonen Keijo* *Geologian tutkimuskeskus, PL 1237, 70211 Kuopio*  
*Niinioja Riitta* *Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu*  
*Palviainen Marjo* *Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus,*  
*PL 68, 80101 Joensuu*  
*Penttinen Sari* *Geologian tutkimuskeskus, PL 1237, 70211 Kuopio*  
*Piirainen Sirpa* *Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus,*  
*PL 68, 80101 Joensuu*  
*Rankinen Katri* *Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki*  
*Rusanen Kaisa* *Turun yliopisto, Geologian laitos, 20014 Turun yliopisto*  
*Rämö Anita* *Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu*  
*Sallantaus Tapani* *Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere*  
*Sandman Olavi* *Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14,*  
*50100 Mikkeli*  
*Saukkonen Sari* *Kotka Maretarium Oy, Sapokankatu 2, 48100 Kotka*  
*Silvan Niko* *Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27,*  
*00014 Helsingin yliopisto*  
*Starr Michael* *Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,*  
*PL 18, 01300 Vantaa*  
*Tanskanen Niina* *Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27,*  
*00014 Helsingin yliopisto*  
*Tossavainen Tarmo* *Pohjois-Karjalan koulutuskuntayhtymä, Kiteen oppimiskeskus,*  
*maaseutuopisto, Koivikontie, 82430 Puhos*  
*Turkia Jaana* *Untamontie 10 A 5, 00610 Helsinki*  
*Vuori Kari-Matti* *Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35,*  
*40014 Jyväskylän yliopisto*  
*Väänänen, Riitta* *Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27,*  
*00014 Helsingin yliopisto*

## Sisällys

<b>Alkusanat</b> .....	7
<b>Tilanne ja tavoitteet metsätalouden vesistökuormituksen vähentämissä</b>	
<i>Kenttämies Kaarle</i> .....	9
<b>Luonnonhuuhtouma metsäisiltä valuma-alueilta</b>	
<i>Kortelainen Pirkko, Finér Leena, Mattsson Tuija, Ahtiainen Marketta, Sallantaus Tapani, Kubin Eero ja Saukkonen Sari</i> .....	17
<b>Näkyvätkö hakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset valumaveden laadussa – tehoavatko ympäristönsuojeluohjeet?</b>	
<i>Ahtiainen Marketta, Finér Leena, Haapanen Merja, Kenttämies Kaarle, Mattsson Tuija ja Rämö Anita</i> .....	25
<b>Maaperän kyky pidättää liukoisia ravinteita kangasmetsän hakkuun jälkeen</b>	
<i>Piirainen Sirpa, Finér Leena, Mannerkoski Hannu ja Starr Michael</i> .....	35
<b>Ravinteiden vapautuminen hakkuutähteistä</b>	
<i>Palviainen Marjo, Finér Leena, Kurka A.-M., Mannerkoski Hannu, Piirainen Sirpa ja Starr Michael</i> .....	43
<b>Maanmuokkauksen vaikutus metsämaan alumiini- ja rautayhdisteisiin</b>	
<i>Tanskanen Niina ja Ilvesniemi Hannu</i> .....	49
<b>Orgaanisen pintamaan kyky sitoa fostaattia puustoisilla suojavyöhykkeillä ja hakkuualoilla</b>	
<i>Väänänen Riitta, Ilvesniemi Hannu ja Kenttämies Kaarle</i> .....	57
<b>Vaikuttaako metsänkäsittely pohjavesi-alueiden veden laatuun?</b>	
<i>Antikainen Merja, Backman Birgitta, Rusanen Kaisa ja Finér Leena</i> .....	63
<b>Ennallistetut suopuskurit metsätalouden ympäristökuormituksen torjunnassa</b>	
<i>Niko Silvan</i> .....	69
<b>Pintavalutuskentät metsätalouden vesiensuojelumenetelmänä – Kuohattijärven suojavyöhyketutkimuksen tuloksia vuosilta 1998-2001</b>	
<i>Lyytikäinen Veli, Vuori Kari-Matti ja Kotanen Juho</i> .....	77



**Uusia työvälineitä metsätalouden ympäristökuormituksen hallintaan –  
Femba**

*Laurén Ari, Koivusalo Harri, Kokkonen Teemu, Penttinen Sari,  
Nenonen Keijo, Hänninen Pekka, Finér Leena ja  
Mannerkoski Hannu* ..... 89

**Valuma-aluekunnostusten vaikutukset lohikalojen kutualueisiin:  
mädin säilyvyys suhteessa kiintoainekuormitukseen**

*Mäki-Petäys Aki, Kreivi Petri, Louhi Pauliina, Erkinaro Jaakko,  
Laine Anne ja Muotka Timo* ..... 97

**Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset vesistöissä: kaksi esimerkki-  
järveä Pohjois-Karjalassa**

*Niinioja Riitta, Sandman Olavi, Turkia Jaana,  
Huttunen Pertti ja Tossavainen Tarmo* ..... 101

**Maaperän kosteuden ja sähkönjohtavuuden mittaukset Kangas-  
vaaran ja Korsukorven valuma-alueella**

*Penttinen Sari, Finér Leena, Hänninen Pekka, Mannerkoski Hannu,  
Kauppi Susanne, Koivusalo Harri, Kokkonen Teemu, Kujala Kauko,  
Laurén Ari ja Nenonen Keijo* ..... 107

**Alueellisen integroidun typpimallin (INCA) sovellus Simojoen vesistö-  
alueelle**

*Rankinen Katri, Lepistö Ahti ja Granlund Kirsti* ..... 113

## Alkusanat

Metsätalous on useiden pienten latvavesistöjen kuten purojen, lampien ja järvien suurin kuormittaja. Valtakunnallisesti metsätalouden merkitys kuormittajana on kuitenkin pieni: uusimpien laskelmien mukaan noin seitsemän prosenttia vesistöjen typpikuormituksesta ja yhdeksänprosenttia fosforikuormituksesta aiheutuu metsätaloudesta. Suomessa on sitouduttu sekä kansainvälisellä että kansallisella tasolla ympäristökuormituksen vähentämiseen. Metsätalouden osalta suuntaviivat on määritelty valtioneuvoston hyväksymissä Metsätalouden ympäristöohjelmassa ja Vesiensuojelun tavoiteohjelmassa. Vesiensuojelun tavoiteohjelmassa metsätalouden tavoitteeksi on asetettu vesistöihin kohdistuvan ravinnekuormituksen vähentäminen puoleen vuoden 1993 tasosta vuoteen 2005 mennessä. Metsätaloustoimenpiteistä päätehakuut, maanmuokkaus, lannoitus, ojitus ja kulutus voivat tutkimusten mukaan lisätä valuntaa, eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista sekä muuttaa veden happamuutta. Huuhtoutuvat typpi- ja fosforiyhdisteet rehevöittävät vesistöjä. Muutosten takia veden laatu talous- ja virkistyskäyttöön huononee, kaloille ja kalastukselle aiheutuu vahinkoa, ranta-alueiden käytettävyys virkistykseen ja rakentamiseen heikkenee ja vesistöissä elävän lajiston monimuotoisuus vähenee tai muuttuu. Toimenpiteiden huolellinen suunnittelu ja laajuus, oikea ajoitus sekä paikallisten maaperäolojen huomioon ottaminen auttavat vähentämään kuormitusta merkittävästi.

Laskelmien mukaan metsätalouden aiheuttama ravinnekuormitus on vähentynyt viime vuosikymmenillä toteutettujen vesiensuojelutoimenpiteiden kuten esim. kevyempien maanmuokkausmenetelmien, suoja- ja suotausmivyöhykkeiden ja laskeutusaltaiden, ansiosta. Parhaillaan toteutetaan Kansallinen metsäohjelma 2010:tä, jonka tavoitteena on lisätä metsätaloustoimenpiteiden määriä. Työmäärien lisääminen asettaa toteuttajille haasteita vesistöjen veden laadun ja monimuotoisuuden kannalta. Vesiensuojelun tavoiteohjelman tavoitteisiin pääseminen tulee todennäköisesti vaatimaan erityisiä ponnisteluja etenkin typpikuormituksen osalta.

Metsätalouden ympäristökuormituksen vähentämiseksi on ponnisteltu viimeisten 20 –vuoden ajan sekä tutkimuksen että käytännön metsätalouden keinoin. Ponnistelut ovat vaatineet tuekseen monien eri alojen tutkijoiden ja käytännön ammattilaisten välistä yhteistyötä. Kolin luontokeskus Ukossa järjestettiin 23.9.2002 seminaari, johon osallistui lähes 80 tutkijaa

ja käytännön metsä- ja ympäristöalan asiantuntijaa eri puolilta Suomea esittelemään uusimpia tutkimustuloksia ja työvälineitä metsätalouden ympäristökuormituksen vähentämiseksi. Seminaarin järjestävät Joensuun yliopisto, Metsäntutkimuslaitos (Metla), Geologian tutkimuskeskus ja Suomen Akatemian Sunare -tutkimusohjelma. Seminaariin liittyi metsähallituksen ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen järjestämä maastoretkeily (24.9.), jolla tutustuttiin käytännön tilanteisiin ja esimerkkeihin. Tässä tiedonannossa julkaistaan seminaarissa esiteltyjen tutkimustulosten ja -hankkeiden tiivistelmät. Osa tuloksista löytyy kokonaisuudessaan aiemmin julkaistuina tieteellisistä sarjoista ja osa tullaan julkaisemaan myöhemmin.

Joensuussa 24.11.2002

Leena Finér  
Joensuun yliopisto

Ari Laurén  
Metsäntutkimuslaitos

# Tilanne ja tavoitteet metsätalouden vesistökuormituksen vähentämiseksi

*Kenttämies Kaarle*

## Johdanto

Metsätalouden ympäristöjä ovat maaperä, vesistöt, pohjavedet ja ilmakehä. Metsätaloudella on vaikutuksia kaikkiin näihin, mutta seuraavassa käsittelen lähinnä vesistökuormitusta, ja siitäkin vain fosforin ja typen kokonaismääriä.

Kiinnostus metsätalouden vesistökuormitukseen juontaa juurensa jo 1960-luvun loppupuolelle, jolloin tehtiin useita ojituksen ja lannoituksen huuhtoutumatutkimuksia, mutta vasta 1990-luvulla on metsätalouden vesistökuormitus otettu mukaan vesiensuojelupoliittiseen tavoitteenasetteluun yhtenä hajakuormituksen komponenttina. Metsätalouden ympäristövaikutuksia on ympäristönsuojeluohjelmien ohella arvioitu myös metsätalouden omien kehittämisohjelmien, kuten Metsä 2000 ohjelman ja Kansallisen metsäohjelma 2010:n yhteydessä.

Maatalouden osuus ihmisperäisessä vesistöjen ravinnekuormituksessa on koko maan arvoissa hallitseva. Vaikka metsätalouden osuudeksi jää 9,4 % fosforin ja 6,6 % typen kuormituksesta (vuoden 2001 tilasto), on laajoilla Pohjois-Suomen vesistöalueilla pääosa vesistökuormituksesta peräisin metsätalouden toimenpiteistä. Esimerkiksi Kainuussa ovat maa- ja metsätalous tasavertaisia typen kuormittajia, mutta fosforikuormitus on maataloudesta selvästi suurempi (Markkanen ym. 2001). Suurimmassa osassa Suomea latvavesistöjen pienvedet ovat tyypillisesti pääasiassa vain metsätalouden kuormittamia. Niiden pääongelmana ei ole kuitenkaan ravinnekuormitus, vaan uomien, virtaamien ja vedenkorkeuksien muuttaminen, veden suuri kiintoainepitoisuus sekä eroosio.

Valtioneuvoston (VN) vesiensuojelun edistämiseksi 19.3.1998 tekemän periaatepäätöksen mukaan myös metsätalouden tulee pienentää merkittävästi (50 %) typpi- ja fosforikuormitustaan. Ympäristöministeriö laati VN:n päätöksen pohjalta yksityiskohtaisemman toimintaohjelman (Ympäristöministeriö 1998). Valtioneuvoston niinikään vahvistamassa Kansallisessa metsäohjelma 2010:ssä esitettiin mm. varsin merkittävää kunnostus- ojituksen ja hakkuiden lisäämistä, jotka kummatkin toimenpiteet ymmärrettävästi lisääisivät vesistökuormitusta (Maa- ja metsätalousministeriö 1999).

Kansallisen metsäohjelman ympäristövaikutuksia selvittänyt työryhmä totesikin raportissaan että vesiensuojelun tavoiteohjelman toteuttaminen samanaikaisesti kansallisen metsäohjelman kanssa on erityisesti typpi-kuormituksen osalta vaikea tehtävä (Hilden ym. 1999).

## **Laskentamenetelmä metsätalouden potentiaalisen vesistökuormituksen määrittämiseksi**

Kukin metsätalouden toimenpide (hakkuu, muokkaus, ojitus, lannoitus) aiheuttaa erikestoisia muutoksia huuhtoutumiin. Tästä syystä ei voi olla mitään yleispätevää metsätalouden kuormituskerrointa. Metsätalouden vaikutuksia on arvioitu erityistutkimuksista saatujen ominaiskuormitusten ja vuotuisten toimenpidealojen perusteella (ks. Kenttämies ja Vilhunen 1998). Toisaalta ennusteiden laadinnassa toimenpide-ennusteet ja ominaiskuormitukset lienevät ainoa mahdollinen lähestymistapa.

Metsätalouden toimenpiteistä hakkuita ja maanpinnan käsittelyä tehdään kymmenillä tuhansilla, vuosittain vaihtuvilla kohteilla, joista on saatavilla vain metsäkeskuspohjaista kokonaispinta-alatietoa (ei koordinaattipohjaista sijaintia, jakoa rehevyysluokkiin tai metsätyyppeihin eikä tietoa totutetuista vesiensuojelutoimenpiteistä). Ojitusta (kunnostusojitusta) koskevat hankesuunnitelmat käyvät paria poikkeavaa ympäristökeskusta lukuunottamatta vapaaehtoisella lausunnolla alueellisissa ympäristökeskukissa, mutta ympäristöhallinto ei kerää hankkeista tilastoa. Lannoitus-hankkeista Metla kerää vain metsäkeskuskohtaiset hehtaarimäärät, joista ei käy ilmi käytettyjä lannoitelajeja eikä määriä. Valtakunnallinen metsien inventointiohjelma etenee vuosikymmenen hyppäyksiin, eikä se voi antaa vuotuista lannoitus- eikä ojitustietoa. Satelliittikuvatulkintaan perustuvat inventointimenetelmät taas eivät erota ojituksia ja lannoituksia, mutta kuvatulkinnaan liitetty peruskarttojen ojitustieto antaa mahdollisuuden ojitettujen soiden paikantamiseen ja pinta-alamäärityksiin (vrt. Lepistö ja Kenttämies 1998).

Tehdyn arvion perusaineistona käytettiin Metsätalostollisen vuosikirjan tietoja 1968-2000 (Peltola 2001). Rannikon metsäkeskus luovutti myös kunta- ja metsänhoitoyhdistystasoista perusaineistoa, joka on välttämätöntä jotta kyseisen, alueellisesti hajanaisen metsäkeskuksen tiedot voitaisiin jakaa eri valuma-alueille.

Metsätalouden toimenpiteiden ominaiskuormitusarvot koottiin useis-



ta erillistutkimuksista. Metsänlannoitustietoja jouduttiin myös arvioimaan kokonaislannoitusalojen ja lannoitteiden myyntitietojen sekä aikaisempien, paremmin metsätilastollisessa vuosikirjassa tilastoitujen jaksojen perusteella.

Metsäkeskuksittain ilmoitetut metsätilastotiedot muunnettiin pinta-alakertoimien avulla koskemaan kuutta päävesistöaluetta (Tornionjoen vesistöalue (va), Kemijoen va, Oulujoen va, Oulujärven va luusuaan asti, Kokemäenjoen va, Kymijoen va ja Vuoksen va). Lähinnä merialueiden kuormitusta varten muodostettiin pienemmistä valuma-alueista valuma-alueiryhmät Jäämereen, Perämereen, Selkämereen, Saaristomereen, Suomenlahteen sekä Vienanmereen laskevista vesistöalueista, joille arvioitiin omat metsätalouden toimenpidemäärät. Metsätalouden toimenpiteiden määrien oletettiin jakautuvan tasaisesti koko metsäkeskuksen maapinta-alalle.

Kuormituslaskelmat tehtiin erikseen ojituksen ja kunnostusojituksen, raskaasti muokattujen (auraus, ojitusmätästys) kosteiden ja rehevien maiden uudistushakkuiden, kevyemmin muokattujen (äestys, laikutus) kuivempien ja karumpien kangasmaiden uudistushakkuiden, muokkaamattomien uudistushakkuiden, kivennäismaiden typpilannoituksen ja turvemaiden fosfori lannoituksen fosfori- ja typpihuuhtoutumista. Laskelmissa käytettiin enintään 10 vuoden vaikutusaikoja, vaikka erityistutkimuksissa on todettu mm. ojituksen ja turvemaiden fosforilannoituksen vaikuttavan pitempään. Lyhyempiä vaikutusaikoja käytettiin kevyesti muokatun uudistusalan, typpilannoituksen ja niukkaliukoisien fosforilannoituksen aiheuttamien kuormitusten laskennassa. Näissä toimenpiteissä huuhtoutuminen on koeolosuhteissa joko lakannut suhteellisen nopeasti, tai pitkäaikaisvaikutusta ei ole tutkittu. Harvennushakkuiden kuormitus jätettiin arvioimatta, koska niiden vaikutuksista ei ole koetuloksia ja oletettu vaikutus on vähäinen.

Metsätalouden ympäristöohjelman vaikutuksesta oletettiin, että raskaasti muokattavien päätehakkuiden ominaiskuormitus voisi pienentyä laajasti käyttöön otettavien suojavyöhykkeiden ja kivennäismaiden aurauksien loppumisen ansiosta merkittävästi vuodesta 1997 alkaen. Tämä kuormituskehitys esitetään vaihtoehtona täysin ilman vesiensuojelutoimenpiteitä tehtäville hakuille. Hakkuiden vesiensuojelusuositusten noudattamisesta ei ole saatavilla alueellisia seurantatuloksia. Ojitusten ja kunnostusojitusten vesiensuojelun tasoa ryhtyivät TAPIO ja Metsähallitus parantamaan jo 1980-luvulla, jolloin mm. laskeutusaltaat otettiin laajasti käyttöön. Myös ympäristöhallinnolla on ollut tilaisuus edistää vuodesta 1984 alkaneen vapaaehtoisen ojitussuunnitelmien lausuntomenettelyn avulla vesiensuojelu-

menetelmien käyttöönottoa. Ojitusten vesiensuojelun tilaa ei voidakaan pitää kehittymättömänä enää 1990-luvun alussa. Ojitusten ja kunnostusojitusten ominaiskuormana onkin käytetty suotautumisalueella varustetun, Nurmes-tutkimuksen Suopuron ojituksen kuormituskehitystä ensimmäisen 10 vuoden aikana.

## Tulokset

Metsätalouden merkittävimpien ravinnehuuhtoutumia aiheuttavien toimenpiteiden kehitys on esitetty Taulukossa 1. Aikaisemmin 1970 ja 1980-luvuilla ojitus ja lannoitus olivat merkittävimmät vesiä kuormittavat metsätalouden toimenpiteet. Viimeisten vuosien aikana uudistushakkuu ja sitä seuraava muokkaus sekä kunnostusojitus ovat olleet metsätalouden suurimpia vesistökuormituksen aiheuttajia.

Ojituksen vuotuinen kokonaismäärä on laskenut tarkastelujakson aikana. Uudistushakkuiden kokonaismäärä on kasvanut vuodesta 1993, jolloin metsäteollisuudessa oli vielä matalasuhdanne. Sen sijaan raskaasti muokattujen hakkuualojen määrä on pienentynyt lievästi, joskin aivan viime vuosina suoritelmäärät ovat taas nousseet. Kevyemmin muokattujen hakkuualojen määrä on noussut vuodesta 1993.

Metsätalouden toimenpiteistä johtuva vesistöjen typpi- ja fosfori kuormitus vuosina 1993-2000 on esitetty Taulukossa 2. Kuormitusluvuissa on esitetty kaksi arviota (a ja b), joista a -vaihtoehdossa rehevien, paksukunntaisten ja kosteiden ja siksi raskaasti muokattujen uudistusalueiden vesiensuojelu ei ole onnistunut, kun taas b -vaihtoehdossa vesiensuojelu on onnistunut optimaalisesti. (Nämä ääritilanteet vastaavat Nurmes-projektin kahden uudistushakkuun, suojavyöhykkeettömän Murtopuron ja suojavaähykkeellä varustetun Kivipurun 10 vuoden huuhtoutumatasa (Ahtiainen ja Huttunen 1999)).

Metsätalouden typpihuuhtoutuma on vähentynyt vuoden 2000 loppuun vuoden 1993 tasosta 13-25% ja fosforihuuhtoutuma 36-57%. Myönteinen kehitys laskelmassa on pääosin johtunut ojituksen ja lannoituksen merkittävästä vähenemisestä. Fosforin osalta tavoitteisiin pääseminen on ehkä helpompaa koska mittauksen kohteena olevasta kokonaisfosforista suuri osa on kiintoaineeseen sitoutunutta ja näin ollen allastuksella ja erityisesti pintavalutus kentillä poistettavissa. Metsätalouden laskeva kuormituskehitys 1990-luvun alussa houkuttelee myös spekulatioon perusvuodesta: mikäli

vertailuvuosi olisi ollut vaikka 1990, olisivat tavoitteet täyttyneet!

Vesiensuojelun tavoiteohjelman mukainen 50 % vähenemä vuoden 1993 kuormitustasosta on varsin vaikea saavuttaa. Vertailuvuosi 1993 ensinnäkin sattui voimakkaan laman loppuvaiheisiin, jolloin hakkuut olivat vähentyneet jo usean vuoden ajan ja metsänlannoitus lähes loppunut. Metsätalouden toimenpiteiden ravinnehuuhtoutumat olivat voimakkaasti laskeneet jo 1980-loppupuoliskolta alkaen, kun laaja uudisojitustoiminta väheni luonnollisista syistä sopivien kohteiden vähentyessä, ja mm. tukipolitiikan muutokset vähensivät kiinnostusta metsänlannoitukseen. Vuoden 1993 jälkeenkään ei metsäojitustoiminta ole enää kasvanut. Kansallisessa metsäohjelmassa esitetty kunnostusojituksen lisääminen noin kaksinkertaiselle tasolle ei ainakaan vuoteen 2001 mennessä näytä toteutuvan, mikä huomattavasti lisää metsätalouden mahdollisuuksia saavuttaa vesiensuojelun tavoiteohjelman edellyttämä vähenemä. Sen sijaan uudistushakkuut ovat lisääntyneet selvästi ja lannoitusalakkin on kasvanut noin viisinkertaisesti, joskin se vieläkin on vain kymmenesosa vilkkaimman lannoitusjakson, 1970-luvun lopun, tasosta.

Kansallisen metsäohjelman toimenpidetasolla tehty ennuste vuodesta 2000 eteenpäin nostaisi kuitenkin huuhtoutumia siten, että vesiensuojelun tavoiteohjelman toteutumistaso heikkenee uudelleen erityisesti typen osalta.

Taulukko 1. Tärkeimmät, vesistöjä kuormittavat metsätaloustoimenpiteet (ha a<sup>-1</sup>) Suomessa vuosina 1993-2000.

Vuosi	Uudisojitus ha a <sup>-1</sup>	Kunnostus- ojitus ha a <sup>-1</sup>	Uudistushakkuut			Kivennäis- maiden lannoitus ha a <sup>-1</sup>	Turve- maiden lannoitus ha a <sup>-1</sup>
			Uudistushakkuut				
			Muokkaamaton uudistusala ha a <sup>-1</sup>	Äestetty ja laikutettu uudistusala ha a <sup>-1</sup>	Aurattu ja mätästetty uudistusala ha a <sup>-1</sup>		
1993	25 584	78 631	31 600	75 461	42 701	3 216	1 088
1994	16 809	81 173	99 900	79 658	36 540	4 558	1 828
1995	15 218	77 715	40 300	93 606	30 954	6 460	2 445
1996	6 309	68 528	45 300	99 685	28 185	13 300	3 621
1997	7 822	81 306	74 100	97 295	22 790	14 353	4 789
1998	3 622	69 065	45 600	92 519	27 312	15 827	5 412
1999	3 416	81 353	56 300	93 233	25 687	16 235	5 284
2000	617	74 281	87 054	92 471	26 864	15 749	5 271

Taulukko 2. Metsätalouden aiheuttama typpi- ja fosforihuuhtouma ( $t a^{-1}$ ) Suomessa vuosina 1993-2000 sekä kuormituksen muutos (%) vuonna 2000 vuoteen 1993 verrattuna.

Vuosi	Typpi <sup>a</sup>		Typpi <sup>b</sup>		Fosfori <sup>a</sup>		Fosfori <sup>b</sup>	
	$t a^{-1}$	%	$t a^{-1}$	%	$t a^{-1}$	%	$t a^{-1}$	%
1993	4 804		4 804		561		561	
1994	4 761		4 761		516		516	
1995	5 038		5 038		471		471	
1996	4 677		4 677		430		430	
1997	4 546		4 466		394		358	
1998	4 440		4 221		375		311	
1999	4 192		3 791		359		271	
2000	4 179	-13 %	3 618	-25 %	356	-37 %	239	-57 %

<sup>a</sup> vesiensuojelutoimenpiteet vain kunnostusojituksissa

<sup>b</sup> kattava vesiensuojelu myös hakkuissa

## Metsätalouden vesiensuojelun tehostaminen

On ilmeistä ettei metsätalouden vesistökuormituksen lasku tule kehittymään vesiensuojelun tavoiteohjelman mukaisesti toimenpiteiden suoritusmäärien kasvaessa. Tämähän edellyttäisi vesiensuojelun tehon nostamista epärealistiselle tasolle. Vuoteen 2000 mennessä kunnostusojitus ei ole lisääntynyt lähellekään Kansallisen metsäohjelman kaavailemaa tasoa. Silti kunnostusojituksen vesiensuojelua voidaan vielä tehostaa nykytasosta erityisesti kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin poistolla suotautumisalueiden avulla. Parantuneesta markkinatilanteesta johtuvat kasvanneet hakkuut lisäävät myös kuormitusta automaattisesti, mikäli ei samanaikaisesti tehosteta vesiensuojelua. Hakkuiden vesiensuojelun kehittäminen on avainasemassa. Fosforihuuhtoutumien rajoittamisessa suotautumisalueet ovat keskeisiä, koska ne sitovat tehokkaasti kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin. Liuoksen typen poisto on monimutkaista, koska se perustuu joko kasvillisuuden assimilatioon tai sitten ainoastaan hapettomissa olosuhteissa tapahtuvaan denitrifikaatioon. Hapettomien olosuhteiden syntyminen ei ole kuitenkaan suotavaa fosforin pidättymisen kannalta, koska tällöin mm. fosfaatin rautasaostumat voivat liueta uudelleen (Sallantaus ym. 1998). Hakkuiden vesiensuojelumenetelmien tehokkuudesta on kuitenkin saatu ristiriitaisia tuloksia, ja tarvitaan lisätutkimuksia erityisesti suotautumisalueiden te-

hoon vaikuttavista tekijöistä. Pääongelma on liian suurilla vesimäärillä ylikuormitetun alueen vettyminen, ja ylimääräinen fosforin vapautuminen hapettomaksi menneestä suotautumiskentästä (Sallantaus ym. 1998). Myös viime vuosien suometsien PK-lannoituksen aiheuttamista fosforihuuhtoutumien lisäyksistä on saatu uutta näyttöä, vaikka fosforinlähteenä kyseisessä valmisteessa onkin hyvin hidasliukoinen Siilinjärven apatiitti (Liljaniemi ym. 2001). Suometsien PK -lannoitus luetaan ns. metsänterveyslannoituksen piiriin, jota yksityismetsissä tuetaan kestävän metsätalouden rahoituksesta annetun lain perusteella valtion varoin.

Metsätalouden vesiensuojelumenetelmien soveltamisesta käytännössä ei ole yleistä tilastotietoa. Metsähallitus seuraa ja raportoi n. 5–15 % otantojen avulla vesiensuojelun yleistä tasoa maanpinnan käsittelyn ja kunnostusojituksen yhteydessä valtion mailla (Rissanen 2002). Vesiensuojelun edistymistä on jatkossakin mahdotonta seurata, ellei metsäviranomaisen tilastoi vesiensuojelutoimenpiteiden soveltamisista hakkuiden ja lannoitusten yhteydessä.

## Kirjallisuus

- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4 (2): 101-114.
- Hilden, M., Kuuluvainen, J., Ollikainen, M., Pelkonen, P. & Primmer, E. 1999. Kansallisen metsäohjelman ympäristövaikutusten arviointi. Loppuraportti. 17.9.1999. MMM.
- Kenttämies, K., & Vilhunen, O. 1999. Metsätalouden fosfori- ja typpi-kuormitus vesistöihin vuosina 1977-1996 ja arvio kuormituksen kehittymisestä vuoteen 2005 erityisesti Oulujärven vesistöalueella. Julkaisussa Ahti, E., Granlund, H., ja Puranen, E. (toim.). Metsätalouden ympäristökuormitus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745: 115-125.
- Lepistö, A., & Kenttämies, K. 1998. Towards the use of satellite -based forest change data in large-scaled N leaching models – testing and scaling in a catchment scale. Julkaisussa: Kajander, J. (toim.). XX Nordic Hydrological Conference. Nordic Association for Hydrology, Helsinki, Finland 10 – 13 August 1998. NHP Report no. 44: 210-224.



- Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Tossavainen, T., Alatalo, M., Kotanen, J. Lepistö, A., & Kenttämies, K. 2001. Effectiveness of riparian buffer strip in decreasing forestry-induced diffuse pollution. Käsikirjoitus.
- Maa – ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/1999. 36 s.
- Markkanen, S.-L., Lepistö, A., Granberg, K., Huttunen, M., Kenttämies, K., Rankinen, K., & Virtanen, K. 2001. Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. Suomen ympäristö 509. 100 s.
- Peltola 2001. Metsätilastollinen vuosikirja 2001. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2001: 52:374
- Rissanen, K. 2002. Vesiensuojelu maanpinnan käsittelyn ja kunnostusojituksen yhteydessä 2001. Vertailu vuosien 1995 – 2000 tuloksiin. Metsähallitus 2002. Moniste.
- Sallantaus, T, Vasander, H. , Laine, J. 1998: Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. Suo 49(4): 125-133.
- Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. Helsinki 1998.

# Luonnonhuuhtouma metsäisiltä valuma-alueilta

*Kortelainen Pirkko, Finér Leena, Mattsson Tuija,  
Ahtiainen Marketta, Sallantaus Tapani, Kubin Eero ja Saukkonen Sari*

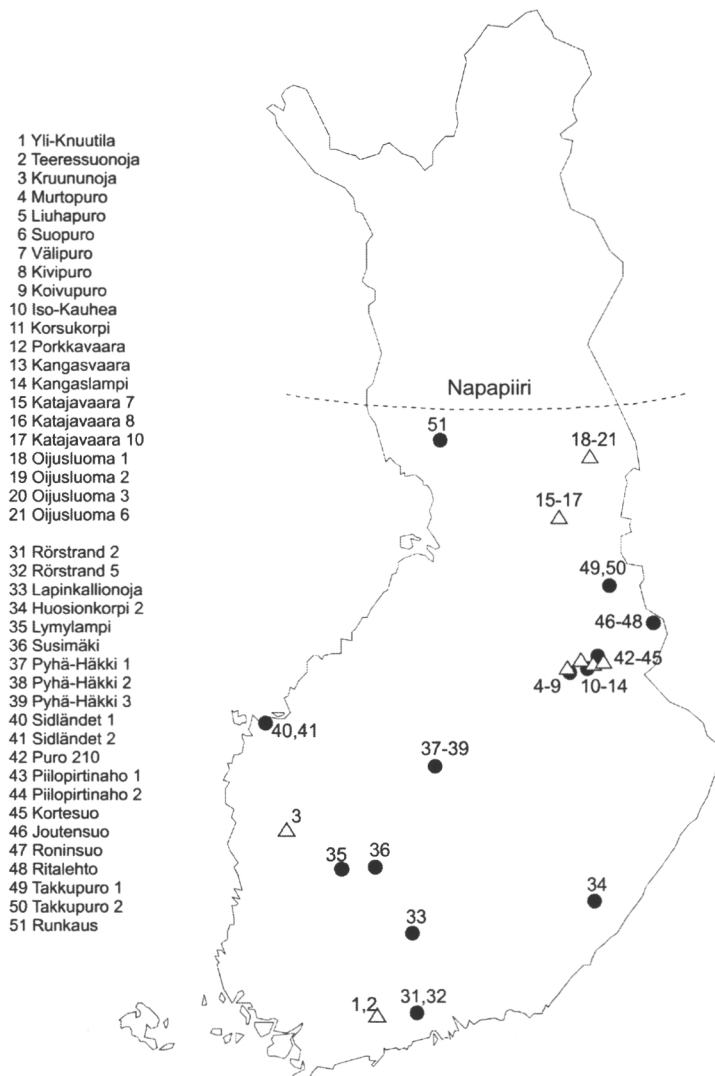
## Johdanto

Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää metsävaluma-alueiden luonnonhuuhtouman suuruutta ja sen alueelliseen vaihteluun vaikuttavia tekijöitä. Vaikka luonnontilaisia alueita on monissa yksittäisissä tutkimuksissa käytetty vertailualueina (esim. Ahtiainen ja Huttunen 1995, Alasaarela ym. 1995), luonnonhuuhtouman suuruutta ei ole aiemmin selvitetty alueellisesti kattavalla aineistolla.

## Aineisto ja menetelmät

Luonnonhuuhtoumaa tutkittiin kahdella Etelä-Suomesta Napapiirille ulottuvalla aineistolla, jotka molemmat koostuvat 21 metsävaluma-alueesta (Kuva 1). Ensimmäisessä aineistossa puroveden laatua ja virtaamaa on seurattu 3-32 vuotta (mm. Nurmes ja Valu tutkimusten alueet ennen toimenpiteitä: Ahtiainen ja Huttunen 1995, Finér ym. 1997 sekä Alasaarelan ym. 1995 METVE -projektin tutkimusalueet). Koska nämä alueet sijaitsevat lähinnä Pohjois-Karjalassa, Kainuussa ja Kuusamossa, maantieteellisen kattavuuden parantamiseksi tutkimuskohteiksi valittiin 21 uutta aluetta, joista 11 sijaitsee vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvilla alueilla, 7 kansallispuistoissa, 1 luonnonpuistossa ja 2 soidensuojelualueilla (Mattsson ym. 2002). Jotta alueiden luonnontilaa ei häirittäisi, alueille ei rakennettu mittapatoja, vaan valunnan laskemiseen käytettiin valtakunnallisen hydrologisen seurannan pienten valuma-alueiden aineistoa (Seuna 1983). Veden laatua seurattiin vuosina 1997-1999, tihennetyksi kevään ja syksyn tulvahuippujen aikana. Sekä vanhoista että uusista alueista selvitettiin useita ilmastoon (sadanta, valunta, leveysaste, lämpösumma), valuma-alueiden ominaisuuksiin (kaltevuus, turvemaiden osuus valuma-alueesta, puulajit, kasvupaikkaluokitus) ja laskeumaan liittyviä taustamuuttujia. Sekä vanhoista (Kortelainen ym. 2002) että uusista (Mattsson ym. 2002) alueista on val-

misteilla käsikirjoitukset, joissa tarkastellaan valuma-alueiden ominaisuuksien, ilmastollisten taustamuuttujien ja laskeuman vaikutusta fosforin, typpien, raudan ja orgaanisen hiilen pitoisuuksiin ja huuhtoumiin. Vanhojen ja uusien alueiden valumaveden sulfaatin ja emäskationien vastaavia riippuvuuksia tarkastellaan omassa artikkelissaan (Finér ym. 2002).



Kuva 1. Tutkimuskohteina olevien vanhojen (Δ Alueet 1-21) ja uusien (● Alueet 31-51) valuma-alueiden sijainti. Molemmissa ryhmissä alueet on numeroitu etelästä pohjoiseen.

## Tulokset ja tarkastelu

Turvemaiden osuus tutkittujen valuma-alueiden pinta-alasta oli keskimäärin 34 % (vaihteluväli 0-88 %), joka vastaa melko hyvin Suomen keskimääräistä suoprosenttia. Kuusi on pääpuulaji, sen keskimääräinen osuus runkotilavuudesta on 56 %, männyn 34 % ja lehtipuiden 11 %. Koko Suomessa vastaavat prosenttiosuudet ovat kuusella 46 %, männyllä 46 % ja lehtipuilla 18 % (Sevola 1997).

Keskimääräiset fosforin, typen, raudan ja hiilen huuhtoumat vanhoilta ja uusilta alueilta olivat hyvin lähellä toisiaan (Taulukko 1). Keskimääräinen kokonaisfosforihuuhtouma molemmissa aineistoissa oli  $5 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ja myös kokonaisfosforipitoisuuksien minimi- ja maksimiarvot olivat lähellä toisiaan. Fosforin huuhtouma oli keskimäärin noin puolet sellaisten käsiteltyjen alueiden huuhtoumasta, joissa metsätaloustoimenpiteitä on vuosittain tehty keskimäärin 2,4 %:lla pinta-alasta (Kortelainen ja Saukkonen 1998). Metsätaloustoiminnan vuosikirjan mukaan (Aarne 1994) vastaavia toimenpiteitä tehtiin Suomessa esimerkiksi vuonna 1980 yhteensä 2,5 %:lla ja vuonna 1991 2 %:lla metsätalouden pinta-alasta (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Keskimääräiset kokonaistypen ( $130 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) ja raudan ( $300 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) huuhtoumat olivat noin 3/4 käsiteltyjen alueiden huuhtoumasta. Epäorgaanisten ravinteiden pitoisuudet ja huuhtoumat luonnontilaisilta alueilta olivat yleensä hyvin pieniä, valtaosa ravinteista oli sitoutunut orgaaniseen aineeseen. Nitraatti oli tärkein typpifraktiolaskeumassa, mutta kohonneita  $\text{NO}_3\text{-N}$  huuhtoumia havaittiin ainoastaan Etelä-Suomessa sijaitsevilla rehevillä alueilla (lähinnä Yli-Knuutila ja Teeressuonoja), joissa purovesien pH oli korkea ja orgaanisen hiilen huuhtoutuminen vähäistä. Orgaanisen hiilen huuhtouma luonnontilaisilta alueilta oli hieman pienempi kuin käsitellyiltä alueilta. Sulfaatin huuhtouma oli luonnontilaisilta alueilta  $430 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , kalsiumin  $620 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , kaliumin  $140 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ja magnesiumin  $250 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Emäskationien (kalsium, magnesium, kalium) huuhtoutuminen oli poikkeuksellisen suurta niiltä alueilta, joiden kallioperän tiedetään sisältävän runsaasti näitä alkuaineita (Finér ym. 2002) (Taulukko 1).

Monet taustamuuttajat korreloivat sekä keskenään että pitoisuuksien ja huuhtoumien kanssa. Pitoisuudet ja huuhtoumat olivat suurempia Etelä-Suomessa ja pienenevät pohjoista kohti. Turvemaat lisäsivät hiilen, raudan, kokonaistypen, ammoniumtypen (Kuva 2) ja orgaanisen typen huuhtoumaa, mutta pienensivät valuma-alueen nitraattihuuhtoumia (Kortelainen ym.

2002) kuten myös käsitellyillä metsäalueilla (Kortelainen ja Saukkonen 1998). Kokonaisfosforin huuhtouma väheni (Kortelainen ym. 2002) ja sulfaatin sekä emäskationien lisääntyminen kaltevuuden kasvaessa (Finér ym. 2002). Myös puulajisuhteilla oli merkitystä, kun verrattiin Itä-Suomessa maantieteellisesti lähekkäin sijaitsevien alueiden huuhtoumia. Hiilen ja kokonaistypen huuhtoumat olivat suurempia kuusivaltaisilta alueilta ja vastaavasti pienivät männyn esiintymisen kasvaessa (Mattsson ym. 2002). Emäskationien ja sulfaatin huuhtouma oli suurempi niiltä valuma-alueilta, joilla viljavien kasvupaikkojen osuus oli suuri (Finér ym. 2002). Purovesien pH vaihteli 4,0:sta 7,1:een ja valumavesien happamuus osoittautui tärkeäksi pitoisuuksia ja huuhtoumia selittäväksi tekijäksi. Happamissa oloissa hiilen, kokonaistypen, orgaanisen typen, ammoniumin, kokonaisfosforin ja raudan pitoisuudet ja huuhtoumat lisääntyivät (Kortelainen ym. 2002).

Taulukko 1. Keskimääräiset fosforin, typen, raudan, orgaanisen hiilen, sulfaatin, kalsiumin, kaliumin ja magnesiumin huuhtoumat vanhoilta ja uusilta luonnontilaisilta alueilta sekä metsätalouskäytössä olleilta alueilta (Kortelainen ja Saukkonen 1998).

	Luonnontilaiset		Käsitellyt
	<i>Vanhat</i>	<i>Uudet</i>	
P <sub>kok</sub> (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	5,0	5,4	11
PO <sub>4</sub> -P (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	1,7	1,7	
N <sub>kok</sub> (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	130	140	190
NO <sub>3</sub> -N (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	16 <sup>1)</sup>	4,7	20
NH <sub>4</sub> -N (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	3,6	3,9	22
Orgaaninen N (%)	87 <sup>2)</sup>	94	78
Fe (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	280	320	430
TOC (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	6200	6200	5700
SO <sub>4</sub> -S (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	500	370	
Ca (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	740	500	
K (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	150	120	
Mg (kg km <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	250	250	

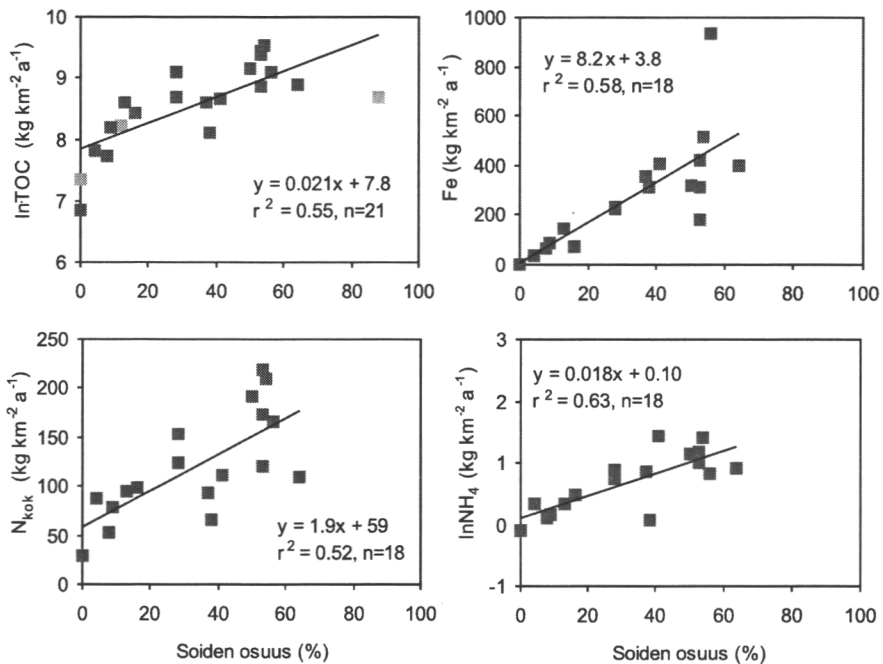
1) Ilman Yli-Knuutilaa ja Teeressuonojaa vanhojen alueiden keskimääräinen NO<sub>3</sub>-N huuhtouma on 5,6 kg km<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>.

2) Ilman Yli-Knuutilaa ja Teeressuonojaa vanhojen alueiden keskimääräinen orgaanisen typen osuus on 92 %.

Kun keskimääräiset huuhtoumat kerrotaan Suomen metsätalouden pintaalalla (262 760 km<sup>2</sup>, 86 % kokonaismaa-alasta), vuotuisesti luonnon-



huuhtoumaksi metsätalousmaalta saadaan: kokonaisfosfori 1400 t, fosfaatifosfori 450 t, kokonaistyyppi 35 000 t, ammoniumtyppi 990 t, rauta 79 000 t, orgaaninen hiili 1 600 000 t, sulfaatti 110 000 t, kalsium 160 000 t, kalium 37 000 t ja magnesium 66 000 t. Metsätalouden vaikutuspiirissä olevilta alueilta (Kortelainen ja Saukkonen 1998) kokonaisfosforihuhtouma on kaksinkertainen ja ammoniumtyppihuhtouma kuusinkertainen. Kokonaistypen ja raudan luonnonhuhtoumat ovat noin 3/4 käsiteltyjen alueiden huuhtoumasta. Hiilen huuhtouma luonnonalaisilta alueilta on yhtä suurta kuin käsitellyiltä alueilta. Nämä tulokset perustuvat vesistöjen latva-alueilla sijaitseviin pieniin valuma-alueisiin. Sedimentoitumisen ja orgaanisen aineen hajoamisen vuoksi vain osa sekä luonnonhuhtoumasta että metsätalouden kuormasta kulkeutuu suuriin vesistöihin ja edelleen jokien mukana rannikko-alueelle.



Kuva 2. Valuma-alueen soiden osuuden (% pinta-alasta) ja hiilen, raudan, kokonaistypen ja ammoniumtyypin huuhtouman välinen riippuvuus.

## Johtopäätökset

Tutkimuskohteina olleiden 42 luonnontilaisen alueen voidaan katsoa antavan edustavan kuvan metsä- ja suovaltaisten alueiden luonnonhuuhtouman keskimääräisestä tasosta ja alueellisesta vaihtelusta Suomessa Lappia lukuun ottamatta. Keskimääräinen kokonaisfosforihuuhtouma oli noin puolet käsiteltyjen alueiden huuhtoumasta, kokonaistypen ja raudan keskimääräiset huuhtoumat noin 3/4 ja hiilen huuhtouma yhtä suurta kuin käsitellyillä alueilla. Monet valuma-alueiden ominaisuuksiin, ilmastollisiin tekijöihin ja laskeumaan liittyvät muuttujat korreloivat sekä keskenään että pitoisuuksien ja huuhtoumien kanssa. Yksinkertaiset taustamuuttujat, kuten suoprosentti, kaltevuus ja leveysaste selittivät konsentraatioita ja huuhtoumia yhtä hyvin kuin kasvupaikkatyyppi, puulajisuhteet ja puuston tilavuus.

## Kirjallisuus

- Aarne, M. (toim.). 1994. Metsätalostollinen vuosikirja 1993-1994. SVT Maa- ja metsätalous 1994: 7. Metsäntutkimuslaitos 348 s.
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE -projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 33-50. Suomen ympäristökeskus.
- Alasaarela, E., Kubin, E., Seuna, P., Ylitolonen, A. & Välihalo, J. 1995. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vesistövaikutukset: kalibrointiajan tuloksia. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE -projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 399-412. Suomen ympäristökeskus.
- Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchments and methods, and results from the pretreatment calibration period. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 648. 38 s.
- Finér, L., Kortelainen, P., Mattsson, T., Ahtiainen, M., Kubin, E. & Sallantausta, T. 2002. Sulphate and base cation leaching from unmanaged forested catchments in Finland. Käsikirjoitus.

- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. & Sallantausta, T. 2002. Impact of catchment characteristics and climate related variables on the leaching from unmanaged forested catchments in Finland. Käsikirjoitus.
- Kortelainen, P. & Saukkonen, S. 1998. Leaching of nutrients, organic carbon and iron from Finnish forestry land. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 239-250.
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P. & Sallantausta T. 2002. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* (lähetetty arvioidtavaksi).
- Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen hiilen huuhtoutumiseen. Julkaisussa: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (toim.). *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE -projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 15-32. Suomen ympäristökeskus.*
- Seuna, P. Small basins - a tool in scientific and operational hydrology. *Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, No. 51. 61 s.*
- Sevola, Y. (toim.) 1997. *Metsätilastollinen vuosikirja 1997. SVT Maa- ja metsätalous 1997:4. Metsäntutkimuslaitos. 348 s.*



# Näkyvätkö hakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset valumaveden laadussa – tehoavatko ympäristönsuojeluohjeet?

*Ahtiainen Marketta, Finér Leena, Haapanen Merja, Kenttämies Kaarle, Mattsson Tuija ja Rämö Anita*

## Johdanto

Kansallinen metsäohjelma 2010 (KMO) pyrkii lisäämään kotimaisen ainespuun vuotuista käyttöä 5-10 milj. m<sup>3</sup> (Maa - ja metsätalousministeriö 1999). Samanaikaisesti KMO:n mukaan metsätalouden ympäristökuormitusta vähennetään valtioneuvoston vesiensuojelun periaatepäätöksen 19.3.1998 mukaisesti 50 % vuoden 1993 tasosta vuoteen 2005. Vuonna 2000 metsien hakkuuala oli 610 000 hehtaaria. Näistä kasvatushakkuita tehtiin 395 000 hehtaarilla (65 % hakkuualasta). Uudistushakkuuala oli ennätyselliset 207 000 ha ylittäen KMO:n tavoitteet. Tästä 156 000 hehtaaria avohakattiin. Vuonna 2001 uudistushakkuuala kuitenkin pieneni neljänneksellä edelliseen vuoteen verrattuna. Vuosina 1991-2000 yli 70 % uudistusaloista muokattiin (Peltola 2001).

Vuodesta 1978 lähtien Nurmes- tutkimuksessa on tutkittu uudistushakkuiden vaikutuksia turvemaavaltaisen ja kivennäismaavaltaisen valuma-alueen läpi virtaaviin purovesiin ja erityisesti niissä huuhtoutuviin ravinteisiin ja kiintoainesiin (Ahtiainen ja Huttunen 1999). Vuonna 1992 aloitettiin Valu –tutkimus, eli Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutuksia ravinteiden kiertoon –tutkimus, jossa selvitetään kangasmaalla toteutetun avohakkuun vaikutuksia mm. fosforin, typen, kaliumin ja kiintoaineen huuhtoutumiseen yhdellä turvemaavaltaisella ja yhdellä kivennäismaavaltaisella pienellä valuma-alueella (Finér ym. 1997). Seuraavassa esittelemme näiden tutkimusten tuloksia. Nurmes –tutkimuksen tuloksia on jo aiemmin julkaistu vuosilta 1978-1994 (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

## Aineisto ja menetelmät

Nurmes-tutkimuksen pienet valuma-alueet sijaitsivat Valtimon ja Sotkamon kunnissa (Ahtiainen ja Huttunen 1999) ja Valu –tutkimuksen vastaa-

vasti Sotkamon kunnassa ja Kuhmon kaupungissa Itä-Suomessa (Finér ym. 1997). Valuma-alueiden perustiedot on koottu taulukoihin 1 ja 2. Molemmissa tutkimuksissa käytettiin ns. kaksinkertaisen vertailualueen menetelmää. Vertailualueen ja tulevan toimenpidealueen tulosaineistojen välille laskettiin kalibrointikauden aineistosta regressioyhtälöt, joiden avulla laskettiin toimenpiteiden jälkeinen ns. laskennallinen luonnontila ja verrattiin sitä havaittuun valuntaan tai ainehuuhtoutumaan. Mitatun ja lasketun arvon erotus ilmoittaa toimenpiteen vaikutuksen eli kyseisen toimenpiteen ominaiskuormituksen.

Nurmes-tutkimuksesta tarkasteltiin vuosien 1978-2001 tuloksia, joista vertailukautta olivat vuodet 1979-1982 ja Valu-tutkimuksesta vuosia 1992-2001, joista vastaavasti vertailukautta olivat vuodet 1993-1995. Näytteenotto ja määrittäminen olivat olennaisilta osiltaan samat kummassakin tutkimuksessa (Ahtiainen ja Huttunen 1999). Kuukausi- ja vuosikuormat laskettiin RLOUD -ohjelmalla (Stålnacke ja Grimvall 1993). Metsänkäsittelytoimenpiteet toteutti kummallakin alueella Metsähallitus.

## Tulokset ja tarkastelu

Kaikki valuma-alueet olivat metsätalousvaltaisia pieniä latvavaluma-alueita (Taulukko 1). Toimenpidealueista Murtopuro ja Iso-Kauhea olivat suovaltaisia. Ennen toimenpiteitä lähes kaikkien ravinteiden huuhtoutuminen

Taulukko 1. Perustietoja Nurmes- ja Valu-tutkimuksen valuma-alueista ja puustosta.

	Pinta-ala ha	Suota %	Metsätalouden maata %	Puuston määrä m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
<i>Nurmes –tutkimus</i>				
Murtopuro	494	50	74	122
Liuhapuro	165	48	60	105
Välipuro	86	56	58	58
Kivipuro	54	32	66	12
<i>Valu-tutkimus</i>				
Iso-Kauhea	176	50	97	95
Kangasvaara	56	8	100	273
Porkkavaara	72	16	100	180

Taulukko 2. Metsätaloustoimenpiteet Nurmes- tutkimuksen ja Valu –tutkimuksen valuma-alueilla vuosina 1982-1989 ja 1996-1999.

Valuma-alue	Käsittely (vuosi) suojavyöhykkeen osuus %:a valuma-alueesta ja etäisyys purosta	Osuus valuma-alueesta %
Murtopuro	avohakkuu 286 ha (1983)	58
	auraus 80 ha (1986)	16
	ojitus 198 ha (1986)	40
	mätästys 49 ha (1986)	10
	männyn istutus (1987) ei suojavyöhykettä	58
Liuhapuro	ei toimenpiteitä	
Välipuro	ei toimenpiteitä	
Kivipuro	avohakkuu 36 ha (1983)	56
	auraus 32 ha (1986)	56
	männyn istutus (1987)	56
	suojavyöhyke 11 %, 30-100 m	
Iso-Kauhea	avohakkuu 19 ha (1996)	11
	ylispuuhakkuu 1 ha (1996)	1
	äestys 14 ha (1998)	14
	männyn ja kuusen istutus (1999) suojavyöhyke 26 %, leveys 10-454 m	
Kangasvaara	avohakkuu 16 ha (1996)	29
	siemenpuuhakkuu 3 ha (1996)	5
	äestys 19 ha (1998)	34
	männyn ja kuusen istutus suojavyöhyke 37 %, leveys 33-71 m	
Porkkasalo	ei toimenpiteitä	

olisi suurinta Murtopurolta (Taulukko 3). Nitraattitypen huuhtouma oli suurempaa Iso-Kauhean valuma-alueelta ja kiintoainehuuhtouma Kivipurolta kuin Murtopurolta.

Murtopuron valuma-alueella toteutettiin poikkeuksellisen laaja avohakkuu ja sitä seurasivat muut metsätaloustoimet, auraus, ojitus, mätästys ja männyn istutus (Taulukko 2). Murtopurolla ei käytetty suojavyöhykettä mikä oli yleistä vielä 1980-luvun alussa. Valunta ja kaikkien tutkittujen aineiden huuhtoumat kasvoivat merkittävästi heti hakkuun jälkeen ja li-

sääntyivät edelleen muiden toimenpiteiden seurauksena (Taulukko 4). Valunta, typen, kiintoaineen ja kaliumin huuhtoutuminen olivat yhä vertailujaksoa suurempia 15-19 vuoden jaksolla toimenpiteiden jälkeen. Fosforin huuhtoutuminen palautui lähtötasolle n. 15 vuodessa hakkuun jälkeen. Murtopurolla havaittiin pohjaveden pinnan nousua heti hakkuun jälkeen mikä muutti maaperää hapettomaksi ja todennäköisesti lisäsi erityisesti fosforin huuhtoumaa. Muutamaa vuotta myöhemmin toteutettu maanpinnan käsittely ja ojitus lisäsivät merkittävästi kiintoaineen huuhtoutumaa, jonka mukana myös typpeä, fosforia ja kaliumia huuhtoutui maaperästä. Murtopuron maaperä oli hienojakoista mikä edisti maanpinnankäsittelyn jälkeen tapahtunutta erittäin voimakasta kiintoaineen liikkeellelähtöä. Murtopurolla hakkuun aiheuttamasta kokonaisfosforin ominaiskuorman lisäyksestä yli 70 % oli fosfaattifosforia. Kymmenen vuoden jaksolla maanpinnankäsittelyn jälkeen kokonaisfosforihuuhtouma oli keskimäärin puolet heti hakkuun jälkeen havaitusta kokonaisfosforihuuhtoumasta ja siitä puolet oli fosfaattifosforia. Tämän kymmenvuotisjakson kokonaisfosforin ominaiskuorma oli samaa suuruusluokkaa kuin mitä havaittiin kuusikon avohakkuun jälkeen Yli-Knuutilassa Etelä-Suomessa (Alatalo 2000).

Kivipuron valuma-alueella käsiteltiin hakkuin ja aurauksin puolet valuma-alueen pinta-alasta ja puron varteen jätettiin puustoinen suojavyöhyke. Myös Kivipurolla valunta ja sen seurauksena tutkittujen aineiden huuhtoutuminen lisääntyivät heti hakkuun jälkeen lukuunottamatta nitraattitypen huuhtoumaa (Ahtiainen ja Huttunen 1999). Muutokset olivat kuitenkin selvästi pienempiä kuin Murtopurolla ja lisäksi maanmuokkauksen jälkeisellä kymmenvuotistarkastelujaksolla huuhtoumat olivat selvästi pienempiä kuin ensimmäisellä hakkuun jälkeisellä kolmen vuoden jaksolla toisin kuin

Taulukko 3. Nurmes- ja Valu-tutkimuksen toimenpidevaluma-alueiden vertailukauden huuhtoumat ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ).

Alue	kok.P	PO <sub>4</sub> -P	kok.N	NO <sub>2+3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Kiinto- aine	K
Murtopuro	0,15	0,074*	2,06	0,037	0,037	3,63	1,54
Kivipuro	0,07	0,02*	1,57	0,02	0,03	4,02	1,36
Iso-Kauhea	0,06	0,01**	1,78	0,06	0,03	2,45	1,36
Kangasvaara	0,02	0,003**	0,48	0,02	0,01	0,74	0,90

\*suodattamaton fosfaattifosfori

\*\*suodatettu fosfaattifosfori



Taulukko 4. Hakkuun ja maanmuokkauksesta aiheutunut ravinne- ja kiintoaine-kuormituksen lisäys eli ominaiskuormitus toimenpidehehtaaria kohti (kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) sekä vuosivalunnan lisäys (mm 10m<sup>-3</sup> hakattua puuta) Nurmes- ja Valu-tutkimusten toimenpidealueilla. Suluissa muutos suhteessa vertailujaksoon (ks. Taulukko 3) %.

Alue/ vuosijakso	Valunta	Kok. P	PO <sub>4</sub> -P	Kok. N	NO <sub>2+3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Kiinto- aine	K
<i>Murtopuro</i>								
1983-1985	<b>9,7</b>	<b>0,82</b>	<b>0,6</b>	<b>3,15</b>	<b>0,18</b>	<b>0,20</b>	<b>5,1</b>	<b>1,95</b>
		(547)	(811)	(153)	(486)	(541)	(140)	(127)
1986-1996	<b>7,9</b>	<b>0,43</b>	<b>0,21</b>	<b>3,15</b>	<b>0,45</b>	<b>0,32</b>	<b>221</b>	<b>4,54</b>
		(287)	(284)	(153)	(1216)	(865)	(6088)	(295)
1997-2001	<b>11,9</b>	-	-	<b>0,74</b>	<b>0,05</b>	<b>0,01</b>	<b>5,2</b>	<b>2,71</b>
				(36)	(135)	(27)	(143)	(176)
<i>Kivipuro</i>								
1983-1985	<b>3,6</b>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>	<b>0,55</b>	-	<b>0,04</b>	<b>5,8</b>	<b>1,95</b>
		(57)	(100)	(35)		(133)	(144)	(143)
1986-1996	<b>2,9</b>	<b>0,01</b>	-	<b>0,11</b>	-	<b>0,01</b>	-	<b>1,53</b>
		(14)		(7)		(33)		(113)
1997-2001	<b>0,2</b>	<b>0,01</b>	-	<b>0,01</b>	-	-	-	<b>1,20</b>
		(14)		(1)				(88)
<i>Iso-Kauheha</i>								
1996-1998	-	-	-	-	<b>0,13</b>		<b>4,7</b>	<b>1,52</b>
					(217)		(192)	(118)
1999-2001	<b>8,6</b>	<b>0,12</b>	<b>0,004</b>	<b>1,64</b>	<b>0,29</b>	<b>0,18</b>	<b>2,4</b>	<b>4,79</b>
		(200)	(40)	(92)	(483)	(600)	(98)	(352)
<i>Kangasvaara</i>								
1996-1998	<b>4,5</b>	<b>0,005</b>	-	<b>0,34</b>	-	-	<b>0,3</b>	<b>0,75</b>
		(25)		(71)			(41)	(83)
1999-2001	<b>7,2</b>	<b>0,006</b>	<b>0,004</b>	<b>0,58</b>	<b>0,23</b>	-	<b>0,4</b>	<b>1,07</b>
		(30)	(133)	(121)	(1150)		(54)	(119)

Murtopurolla. Viidentoista vuoden jälkeen hakkuusta vain kokonaisfosforin ja kaliumin huuhtomat olivat Kivipurolla enää vertailujaksoa korkeammat. Murtopuroa vähäisemmät muutokset johtuivat Kivipurolla todennäköisesti suojavaoähykkeen jättämisestä ja toimenpiteiden pienemmästä intensiteetistä valuma-alueella.

Iso-Kauhean valuma-alueella hakkuut ja maanmuokkaus kattoivat vain 11 % valuma-alueen pinta-alasta ja puron ja hakkuualueen väliin jätettiin suojavaoähyke, jonka leveys pienimmillään oli vain 10 m. Iso-Kauhean valuma-alueella pelkkä hakkuu lisäsi vain kiintoaineen, kaliumin ja nitraatin

huuhtoumaa. Maanmuokkauksen jälkeen myös valunnan ja kaikkien muiden tarkasteltavana olleiden aineiden huuhtoumat kasvoivat. Hakkuun ja maanmuokkauksen jälkeinen kokonaisfosforin ominaiskuorma (0,12 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) oli samaa suuruusluokkaa kuin mitä on aiemmissa vastaavissa tutkimuksissa havaittu Kurun Porraskorvenojalla ja kokonaistypen ominaiskuorma oli vastaavasti hieman korkeampi kuin Kurun Lehmikorvenojalla (Haapanen ym. 2001). Iso-Kauhealla vain kaliumin huuhtoutuminen oli maanmuokkauksen jälkeen samaa suuruusluokkaa kuin Murtopurolla keskimäärin kymmenvuotijaksolla maanmuokkaustoimien jälkeen (Taulukko 4).

Kangasvaaran valuma-alueella hakkuut ja maanmuokkaus kattoivat 34 % valuma-alueen pinta-alasta ja puron varteen jätettiin runsaan 30 m levyinen suojavyöhyke. Kangasvaarassa valunta, kokonaistypen ja kokonaisfosforin sekä kiintoaineen ja kaliumin huuhtoumat lisääntyivät hakkuun jälkeen kun taas nitraatin huuhtouma väheni. Maanmuokkauksen jälkeen huuhtoumat edelleen suurenivat ja myös fosfaattifosforin ja nitraatin huuhtoumat lisääntyivät. Välittömästi hakkuun jälkeen kolmannes ja maanpinnan käsittelyn jälkeen yli puolet kokonaisfosforista oli fosfaattifosforia. Fosfaattifosfori oli todennäköisesti peräisin maaperän orgaanisesta kerroksesta (Pirainen 2002). Molemmilla jaksoilla valtaosa tyypeistä, eli yli 85 % oli orgaanista tyyppiä.

Avohakkuu ja maanpinnan käsittelyn seurauksena valunta lisääntyi kaikilla Nurmes –tutkimuksen valuma-alueilla. Valu –tutkimuksen valuma-alueilla Iso-Kauhealla ja Kangasvaarassa valunnat pienenevät heti hakkuun jälkeen, mutta kohosivat myöhemmin. Vuonna 1998 Kangasvaarassa havaittiin jopa yli 100 mm valunnan kasvu, jonka syyt vaativat lisätarkastelua. Tutkimuksessa käytetyt suojavyöhykkeet eivät täysin estäneet kiintoaineen ja ravinteiden huuhtoutumista alapuolisiin purovesiin, joskin ero ilman vesiensuojelutoimenpiteitä jätetyn Murtopuron ja muiden alueiden huuhtoutumien välillä oli erittäin merkittävä. Kangasvaarassa, jossa suojavyöhykkeen osuus valuma-alueen pinta-alasta oli suurin, 37 % ja myös vähimmäisetäisyys puroon pisin, 33 m kiintoaineen huuhtoutuminen oli vähäisintä, mutta sielläkään suojavyöhyke ei pystynyt pidättämään kaikkia ravinteita.

Kiintoaineen ja ravinteiden pidättyminen suojavyöhykkeeseen ja suojavyöhykkeiden varjostava vaikutus näkyvät myös purojen eliöstössä. Holopainen ja Huttunen (1998) havaitsivat suojavyöhykkeettömän Murtopuron avohakkuun ja maanmuokkauksen nostavan puron perustuotantokykyä

ja leväbiomassaa heti toimenpiteiden jälkeen ja pitävän sen vielä 1990-luvun puolivälissä yli kaksinkertaisena lähtötilanteeseen verrattuna. Toimenpiteiden jälkeen purojen levästä muuttui ensin muutaman hallitsevan lajin yhteisöksi ja vasta myöhemmin levien lajimäärä kohosi. Maanmuokkauksen jälkeen erityisesti viherlevien lajimäärä ja biomassa kasvoivat. Kivipurolla suojavajöhyke puron ja käsittelyalueen välissä näytti estävän tehokkaasti vesibiologisia muutoksia.

Keski-Ruotsissa boreaalisisissa metsissä tehdyissä tutkimuksissa on myös havaittu avohakkuun lisäävän selvästi valuntaa ja valumaveden kaliumin, mahdollisesti myös fosfaattifosforin sekä typpiyhdisteiden pitoisuuksia ainakin kahdeksan vuoden ajan toimenpiteen jälkeen (Rosén ym. 1996). Vedenlaadun muutokset erilaisten metsänkäsittelytoimenpiteiden jälkeen riippuvat maaperästä, alueen ilmastosta ja käsittelyn intensiteetistä. Maaperän laatu ja kosteusolot toimenpiteen jälkeen vaikuttavat etenkin typpi- ja fosforiyhdisteiden muutoksiin. Puuston korjuun ja maanmuokkauksen voimakkuus puolestaan vaikuttavat kasvillisuuden uudelleen muodostumiseen alueella ja toisaalta mikroilmaston muutoksiin, jolla on vaikutusta maaperän mikrobitoimintaan (Reynolds ym. 1995). Mann ym. (1988) pitävät kaliumin huuhtoutumista ongelmallisimpana kestävänsä metsänkasvun kannalta. Nurmes –tutkimusalueilta kaliumin huuhtoutuminen jatkui runsaana yli 15 vuotta toimenpiteiden jälkeen.

Metsätalouden vesistökuormituksen vähentäminen intensiivisen metsähoidon alueilla merkitsee nykyistä tarkempaa toimenpiteiden suunnittelua ja jaksottamista valuma-alueilla, jolloin pystytään säätelemään metsätalouden aiheuttamia hydrologisia muutoksia, puuston ja muun kasvillisuuden vesien ja ravinteiden sitomista kiertoon sekä eri metsätaloustoimenpiteistä aiheutuvia maan pintakerroksissa sekä maaperässä tapahtuvia ainetaseiden muutoksia (Martin ym. 1985). Tämän tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, että vesiensuojelutoimenpiteiden parhaiten käytäntöjen omaksuminen valuma-aluemittakaavassa, edellyttää vähintään 30 m levyisiä puustoisia suojavajöhykkeitä vesistöjen varsille, paitsi kiintoaineen ja ravinteiden pidättämiseen myös vesistöjen vesibiologisten muutosten estämiseen. Tämä merkitsee nykyisten vesiensuojelutoimien tehostamista, mihin viittaavat myös Vuorenmaan ym. (2001) tutkimustulokset 1980 ja 1990-luvuilta. Samaan viittaavat tulokset Kainuusta, missä metsätalouden on todettu aiheuttaneen huomattavaa orgaanisen aineen ja ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin, alueilta missä ei ole muuta ihmistoimintaa (Markkanen ym. 2001). Valuma-alueella tehtävät toimenpiteet tulee suh-

teuttaa koko valuma-alueen ja alapuolisen vesistön väliseen tasapainoon (Prepas ym. 2001).

## Kirjallisuus

- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1999. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. *Boreal Environment Research* 4 (2): 101-114.
- Alatalo, M. 2000. Metsätaloustoimenpiteistä aiheutunut ravinne- ja kiintoainekuormitus. *Suomen ympäristö* 381. 64 s.
- Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchments and methods, and results from the pretreatment calibration period. Finnish Forest Research Institute. *Research Papers* 648. 38 s.
- Haapanen, M., Kenttämies, K., Porvari, P. & Sallantausta, T. 2001. The effects of clearcutting in mineral soil on the leaching of nutrients and organic matter in southern Finland. SYKEN tutkimusseminaari Lammilla 19.-20.9. 2001. (Käsikirjoitus 13.9.2001)
- Holopainen, A - L. Huttunen, P. 1998. Impact of forestry practices on ecology of algal communities in small brooks in the Nurmes experimental forest area, Finland. *Boreal Environment Research* 3(1): 63-73.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/1999. 36 s.
- Markkanen, S.-L., Lepistö, A., Granberg, K., Huttunen, M., Kenttämies, K., Rankinen, K. & Virtanen, K. 2001. Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. *Suomen ympäristö. Ympäristönsuojelu* No. 509. Kainuun ympäristökeskus, Kajaani. 100 s.
- Mann, L. K., Johnson, D.W., West, D. C., Cole, D. W., Hornbeck, J. W., Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C. T., Tritton, L. M. & Van Lear, D.H. 1988. Effects of Whole-Tree and Stem-Only Clearcutting on Postharvest Hydrologic Losses, Nutrient Capital, and Regrowth. *Forest Science* 34(2): 412-428.
- Martin, C.W., Noel, D.S. & Federer, C.A. 1985. Clearcutting and the biochemistry of streamwater in New England. *Journal of Forestry* 687. 4 s.
- Peltola, A. (toim.) 2001. Metsätilastollinen vuosikirja 2001. SVT Maa-,

- metsä- ja kalatalous 2001:52:374. Metsäntutkimuslaitos.
- Piirainen, S. 2002. Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and the effects of clear-cutting. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 859. 50 s.
- Prepas, E.E., Pinel-Alloul, B., Planas, D., Méthot, S., Paquet, S., Reedyk, S. 2001. Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 421-436.
- Reynolds, B., Stevens, P.A. & Hughes, S. 1995. Stream chemistry impacts of conifer harvesting in Welsh catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 79: 147-170.
- Rosén, K., Aronson, J-A. & Eriksson, H.M. 1996. Effects of clear-cutting in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83(3): 237-244.
- Stålnacke, P. & Grimvall, A. 1993. Statistisk tillämpning i forskning, 3 p. Kurskompendium, Statistikerlinjen, åk2. Universitetet i Lindköping.
- Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K & Kauppila, P. 2001. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment* (painossa).



# Maaperän kyky pidättää liukoisia ravinteita kangasmetsän hakkuun jälkeen

*Piirainen Sirpa, Finér Leena, Mannerkoski Hannu ja Starr Michael*

## Taustaa

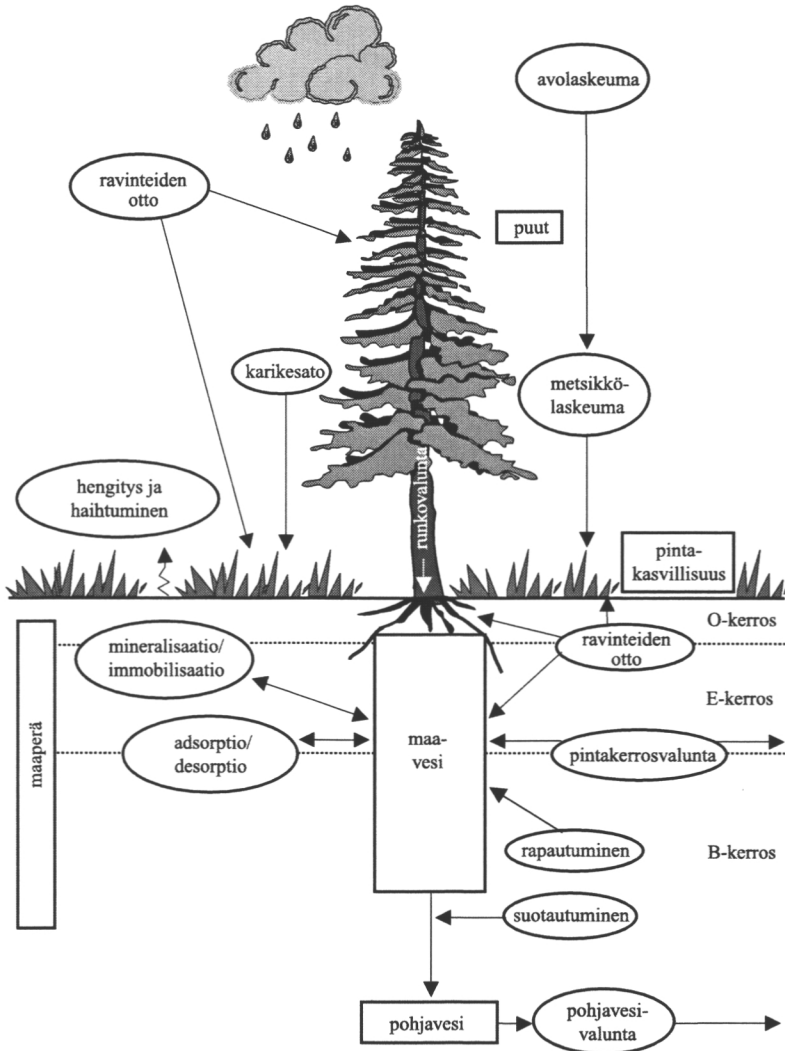
Usein pian kangasmailla tehtyjen hakkuiden jälkeen on havaittu pohja- ja valumavesissä kohonneita typen (N), fosforin (P) ja emäskationien pitoisuuksia. Typpi ja varsinkin fosfori rajoittavat vesistöjen perustuotantoa ja niiden määrän lisääntyminen voi aiheuttaa rehevöitymistä. R avinnepitoisuuksien kohoaminen voi olla seurausta metsikön ravinnekierron muutoksesta (Kuva 1). Hakkuissa ravinteita ja vettä pidättävä puusto poistetaan, mutta hakkuutähteet jäävät kasvupaikalle ja niistä vapautuu ravinteita. Hakkuutoimet sekä maanmuokkaus rikkovat maanpinnan ja voivat muuttaa maaperän ravinteidenpidätyskykyä. Tavoittemme oli tutkia, miten kuusivaltaisessa sekametsässä tehty avohakkuu vaikuttaa maan pintakerrosten läpi virtaavien liukoisten ravinteiden määriin. Tutkimuksen tarkemmat tulokset on esitelty seuraavissa artikkeleissa: Piirainen ym. 1998, 2002ab, Finér ym. 2002, Piirainen 2002.

## Aineisto ja menetelmät

Aineisto kerättiin kolmelta 50 m x 50 m suuruiselta koealalta, jotka perustettiin kuusivaltaiseen sekametsään vuonna 1992. Alue sijaitsee Metsähallituksen maalla Kangasvaarassa Sotkamon kunnassa (63° 51'P , 28° 58'I, 220 m m.p.y.). Aineisto kerättiin osana Valu –tutkimusta, jossa selvitetään avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutuksia veden ja ravinteiden kiertoon metsäisillä valuma-alueilla (Finér ym. 1997). Puuston tilavuus oli ennen hakkuuta 260 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>. Alue hakattiin syyskuussa 1996 siten, että kaksi koealoista jäi hakkuualalle ja yksi jäi hakkaamattomaan metsään.

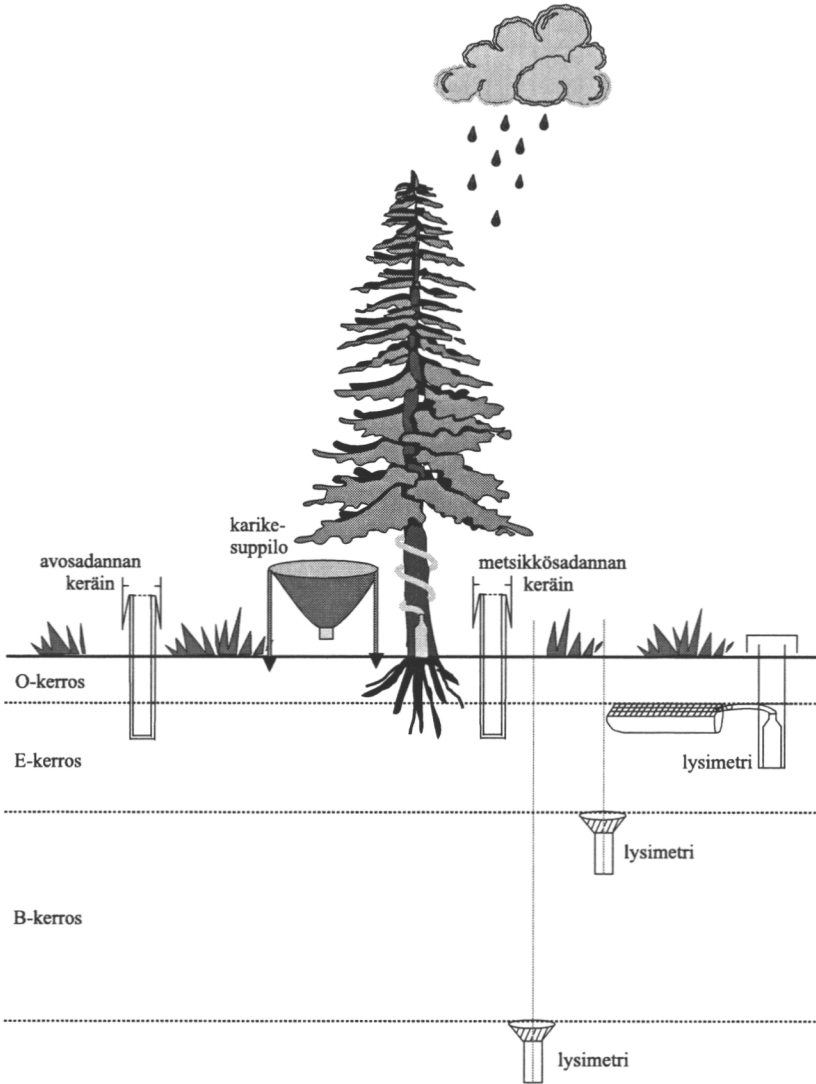
Tutkimusalueella seurattiin avosadannan, läpivadannan, runkovallun ja eri maakerrosten läpi virtaavan veden määrää ja laatua vesikeräimin neljä vuotta ennen hakkuuta (1992-1996) ja kolme vuotta (1996-1999) hakkuun jälkeen (Kuva 2) (Piirainen 2002). Karikkeen määrän ja laadun keruuta varten koealoille oli asennettu karikesuppiloita. Avosadantaa

ja läpisadantaa kerättiin ympäri vuoden, mutta maavesiä vain maan ollessa sulaa. Vesistä analysoitiin mm. liukoinen hiili (DOC), totaali- (N), ammonium- ( $\text{NH}_4$ ) ja nitraattityppi ( $\text{NO}_3$ ), kokonaisfosfori (P), kokonaisrikki (S) sekä kalium (K) Metsäntutkimuslaitoksessa käytössä olevin standardimenetelmin.



Kuva 1. Kaavamainen esitys metsikön ravinnevirroista. O-kerros tarkoittaa humuskerrosta, E-kerros huuhtoutumiskerrosta ja B-kerros rikastumiskerrosta.





Kuva 2. Kaaviokuva tutkimuksessa käytetyistä keräimistä.

## Tulokset ja tarkastelu

Avohakkuun jälkeen maaveden DOC, N, P ja K pitoisuudet kohosivat humuskerroksen alla. Hakkuu pienensi maan pintaan tulevan hiilen määrää, joten DOC oli todennäköisesti peräisin hakkuutähteistä, jotka muodostivat suuren hiilivaraston ( $17\ 755\ \text{C kg ha}^{-1}$ ) (Kuva 3) ja hajosivat nopeasti (Palviainen ym. 2002). Muutokset maavedessä olivat kuitenkin niin pieniä,

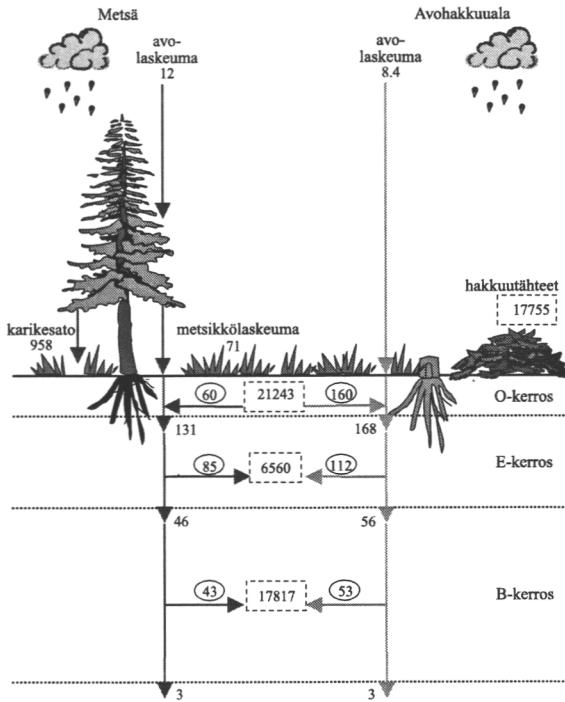
että voidaan olettaa suurimman osan hakkuutähteistä vapautuneesta hiilestä poistuneen ilmakehään. Hakkuutähteiden sisältämä hiilimäärä oli moninkertainen metsän vuotuisen karikesadon sisältämään määrään ( $958 \text{ kg C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) verrattuna. Kivennäismaa pidätti tehokkaasti lisääntyneen hiilivirran ja rikastumiskerroksen alle huuhtoutui saman verran hiiltä ( $3 \text{ kg C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) kuin ennen hakkuuta.

Hakkuu vaikutti eri tavoin typen eri fraktioiden (mineraalityppi ja orgaaninen tyyppi) laskeumaan metsikössä. Mineraalityppeä pidättävän latvuston poisto lisäsi maan pintaan tulevan mineraalityypen määrää, mutta toisaalta latvustosta ei enää huuhtoutunut orgaanista tyyppiä (Kuva 4). Nämä muutokset kumosivat toisensa ja maanpintaan tuleva typen kokonaislaskeuma ( $2,6 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) ei juuri muuttunut hakkuun jälkeen. Hakkuutähteet sisälsivät runsaasti tyyppiä ( $173 \text{ kg ha}^{-1}$ ) verrattuna laskeuman ja vuotuisen metsän karikesadon sisältämään määrään ( $12 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ), mutta humuskerroksen alle tuleva huuhtouma lisääntyi vain  $1,2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Rikastumiskerroksen alla huuhtouma kuitenkin lisääntyi kaksinkertaiseksi ollen hakkuun jälkeen  $0,2 \text{ N kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Lisääntynyt typpihuuhtouma oli todennäköisesti peräisin maassa olevan orgaanisen aineen hajotuksesta sillä hakkuutähteissä ei tapahtunut typen nettovapautumista (Palviainen ym. 2002).

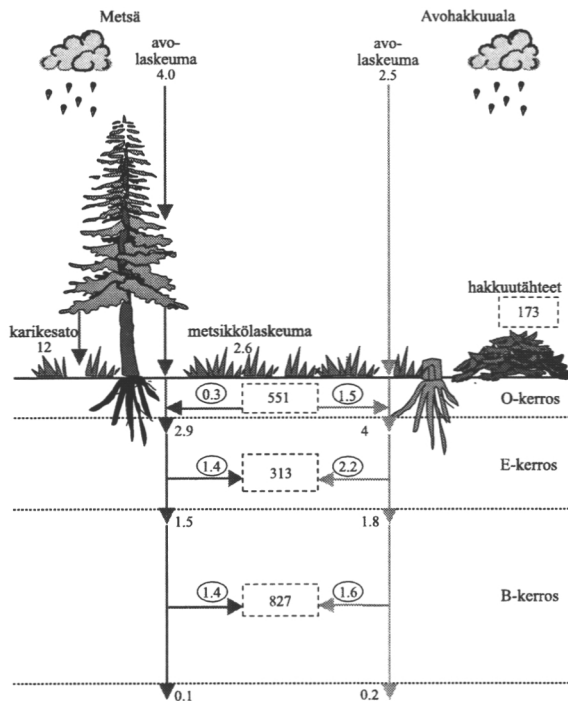
Fosforipitoisuudet kohosivat heti hakkuun jälkeen moninkertaisiksi humuskerroksen alla. Nousu johtui todennäköisesti hakkuutähteiden hajotuksesta (Palviainen ym. 2002). Kivennäismaa pidätti tehokkaasti lisääntyneenkin fosforihuuhtouman eikä huuhtouma rikastumiskerroksen alla kasvanut (Kuva 5). Fosforin pidättymistä edistivät todennäköisesti kivennäismaan rikastumiskerroksessa runsaana esiintyvät rauta- ja alumiiniyhdisteet (Piirainen ym. 2002a).

Kaliumin pitoisuudet ja huuhtoumat kasvoivat selvästi kaikissa tutkituissa maavesissä (Kuva 6). Kalium oli todennäköisesti suurelta osin peräisin hakkuutähteistä, joista se helppoliukoisena vapautui nopeasti (Palviainen ym. 2002). Maaperän tiedetään pidättävän huonosti kaliumia, joten se huuhtoutui helposti.

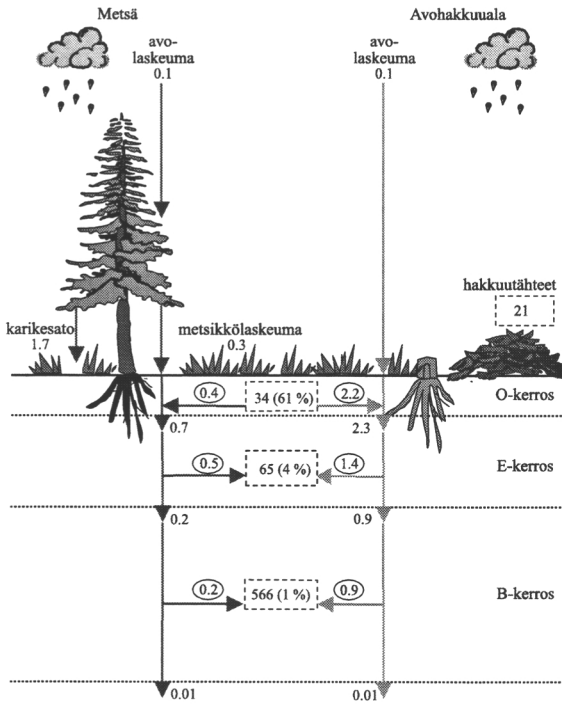
Metsikössä maanpinnalle tuleva rikkilaskeuma pieneni puolella (Kuva 7), kun rikin kuivalaskeumaa pidättävä latvusto poistettiin. Tämä laskeuman pieneneminen pienensi myös maavesien rikkipitoisuuksia ja rikastumiskerroksen alle tuleva huuhtouma pieneni 56 %.



Kuva 3. Hiilen keskimääräiset vuotuiset virrat kuusivaltaisessa sekametsässä ennen ja kolme vuotta avohakkuun jälkeen. Varastot hakkuutähteissä ja maassa on esitetty laatikoissa.

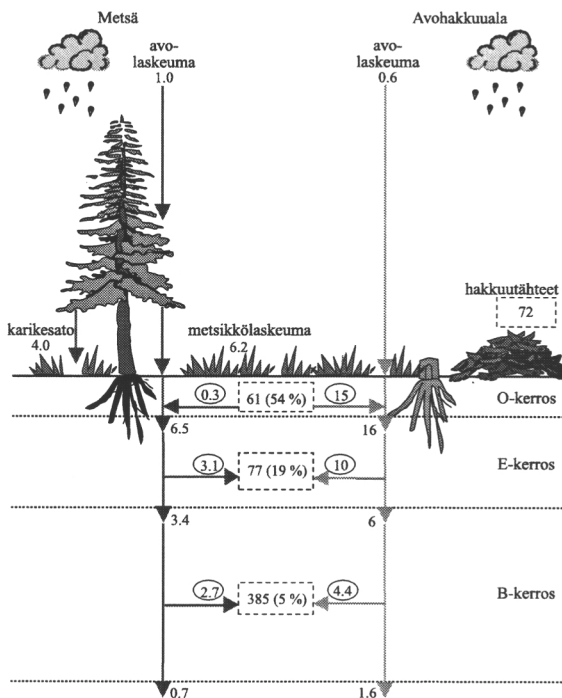


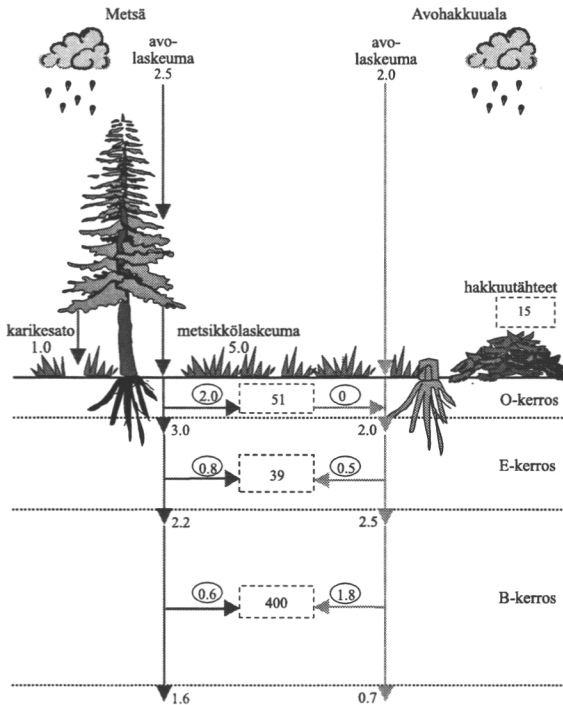
Kuva 4. Kokonaistypen keskimääräiset vuotuiset virrat kuusivaltaisessa sekametsässä ennen ja kolme vuotta avohakkuun jälkeen. Varastot hakkuutähteissä ja maassa on esitetty laatikoissa.



Kuva 5. Kokonaisfosforin keskimääräiset vuotuiset virrat kuusivaltaisessa sekametsässä ennen ja kolme vuotta avohakkuun jälkeen. Varastot hakuutähteissä ja maassa on esitetty laatikoissa.

Kuva 6. Kaliumin keskimääräiset vuotuiset virrat kuusivaltaisessa sekametsässä ennen ja kolme vuotta avohakkuun jälkeen. Varastot hakuutähteissä ja maassa on esitetty laatikoissa.





Kuva 7. Rikin keskimääräiset vuotuiset virrat kuusivaltaisessa sekametsässä ennen ja kolme vuotta avohakkuun jälkeen. Varastot hakuutähteissä ja maassa on esitetty laatikoissa.

## Johtopäätökset

Avohakkuun jälkeen kivennäismaakerrokset pidättävät tehokkaasti hakuutähteiden ja humuskerroksen lisääntyneessä hajotuksessa vapautuvat ravinteet. Mikäli huuhtoutuvat ravinteet eivät pääse kontaktiin kivennäismaakerrosten kanssa, ravinteita voi huuhtoutua vesistöihin. Näin voi tapahtua, jos pääosa vesivirroista liikkuu horisontaalisesti kohti vesistöjä esim. tilanteissa, joissa hakkuu kohottaa pohjavesipintaa humuskerroksen läheisyyteen tai kivennäismaa on jäässä kevätvaluman aikaan.

## Kirjallisuus

- Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. 2002. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce-mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *Forest Ecology and Management* (painossa).
- Palviainen, M., Finér, L., Kurka, A.-M., Piirainen, S., Mannerkoski, H. &

- Starr, M. 2003. Ravinteiden vapautuminen hakkuutähteistä. Julkaisu: Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta – tutkimustietoa ja työkaluja – seminaari Kolin Luontokeskus Ukko 23.9.2002. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886. ss. 43-48.
- Piirainen, S. 2002. Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and the effects of clear-cutting. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 859. 50 s.
- Piirainen, S., Finér, L. & Starr, M. 1998. Canopy and soil retention of nitrogen deposition in a mixed boreal forest in eastern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 165-174.
- Piirainen, S., Finér, L. & Starr, M. 2002a. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forest in eastern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 133: 185-204.
- Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H. & Starr, M. 2002b. Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. *Plant and Soil* 239: 301-311.

# Ravinteiden vapautuminen hakkuutähteistä

*Palviainen Marjo, Finér Leena, Kurka Anne-Marie, Mannerkoski Hannu, Piirainen Sirpa ja Starr Michael*

## Johdanto

Avohakkuualoille jäävät hakkuutähteet muodostavat suuren ravinnevaraston, sillä ne sisältävät puulajista ja ravinteesta riippuen noin 60-80 % kaikista puustoon sitoutuneista ravinteista (Mälkönen 1975, Kubin 1983). Paksujen oksien, kantopuun ja paksujen juurien tiedetään hajoavan hitaasti ja kestää vuosia tai jopa vuosikymmeniä ennen kuin niiden sisältämät ravinteet vapautuvat (Hyvönen ym. 2000). Sen sijaan neulasen oksat ja juuret voivat hajota hyvinkin nopeasti, etenkin, kun avohakkuun jälkeen maan lämpötila kohoaa ja pintamaan kosteus lisääntyy puuston varjostuksen, veden käytön ja latvuspidännän vähentyessä (esim. Jansson 1987). Mikäli ravinteita vapautuu lyhyessä ajassa paljon, maaperä, kehittyvä kasvillisuus ja hajottajaeliöt kykenevät pidättämään todennäköisesti vain osan ravinteista, jolloin huuhtoumat pohjaveteen ja vesistöihin kasvavat. Tässä tutkimuksessa selvitettiin karikepussimenetelmän avulla kuinka nopeasti kuusen, männyn ja koivun lehdet, ohutjuuret (läpimitta < 2 mm) ja ohuet oksat (läpimitta < 1 cm) hajoavat sekä kuinka paljon niiden sisältämistä typeistä, fosforista, kaliumista ja kalsiumista vapautuu kolmena hakkuun jälkeisenä vuotena.

## Aineisto ja menetelmät

Koela perustettiin Kangasvaarassa (63° 51'N, 28° 58'E, 220 m m.p.y) Sotkamon kunnassa sijaitsevaan kuusivaltaiseen mustikkatyyppin sekametsään. Puuston kokonaistilavuus oli 260 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, josta kuusen osuus oli 53 %, männyn 33 % ja lehtipuiden 14 %. Alueelle jäävien hakkuutähteiden määrä arvioitiin ennen hakkuuta allometrisiä yhtälöitä käyttäen (Finér ym. 2002). Hakkuutähteet kerättiin koetta varten avohakkuun yhteydessä ja niiden ravinnepitoisuudet määritettiin ravinnesisällön laskemiseksi (Taulukko 1). Hajotuskoe aloitettiin kesäkuun alussa vuonna 1997. Kokeessa käytettiin nylonkankaasta valmistettuja verkkopusseja, joihin punnittiin kuhunkin noin

1 g ohutjuuria, 5 g oksia, 0,5 g koivun lehtiä ja 2 g männyn ja kuusen neulasia. Lehtiä ja oksia sisältävät karikepussit laitettiin maan pinnalle ja ohutjuuripussit humuskerroksen alle. Näytteitä otettiin vuoden välein kolmen vuoden ajan kokeen aloittamisen jälkeen. Näytteiden jäljellä oleva kuivapaino ja ravinnepitoisuudet määritettiin.

Taulukko 1. Hakkuutähteiden kuivamassa ja ravinnesisältö (kg ha<sup>-1</sup>).

	Kuivamassa	N	P	K	Ca
Ohutjuuret (läpimitta < 2mm)	4131	29,1	3,9	14,2	10,1
Oksat (läpimitta < 1cm)	13869	49,0	5,4	21,1	52,7
Lehdet	7985	80,7	10,7	36,7	49,7
Yhteensä	25985	158,8	20,0	72,0	112,5

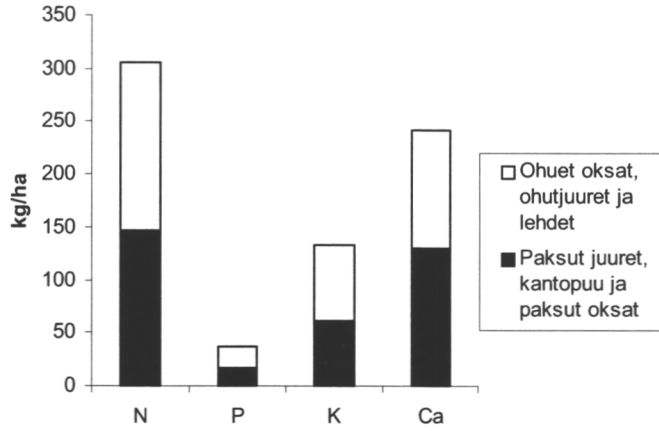
## Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tarkastelun kohteena olevat hakkuutähteet kattoivat vain kolmasosan kaikkien hakkuutähteiden kuivamassasta, mutta sisälsivät merkittävän osan ravinteista (Kuva 1). Lehdet olivat hakkuutähteen nopeimmin hajoava osa (Kuva 2) ja lehdistä vapautui ravinteita sekä suhteellisesti (Kuva 3) että absoluuttisesti (Taulukko 2) enemmän kuin juurista tai oksista.

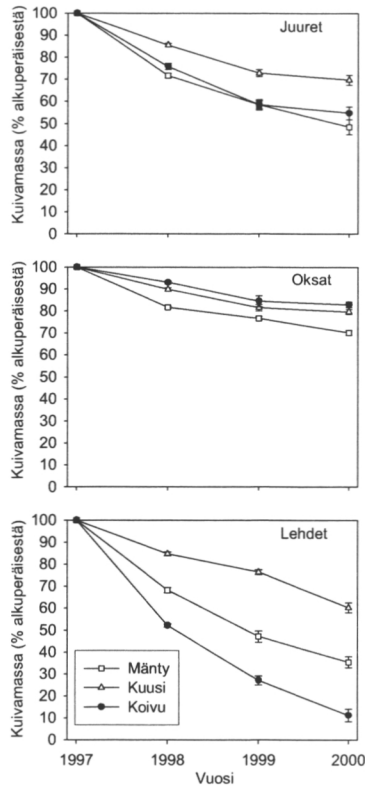
Taulukko 2. Kolmen vuoden aikana hakkuutähteistä vapautuneiden (-) tai niihin kertyneiden (+) ravinteiden määrä kg ha<sup>-1</sup> ja % alkuperäisestä määrästä.

N	P		K		Ca		kg ha <sup>-1</sup>	%
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%		
Juuret	-0,4	-1	-1,1	-28	-12,3	-87	-4,4	-44
Oksat	+12,6	+26	-1,7	-32	-18,3	-87	+8,2	+16
Lehdet	-11,6	-14	-9,8	-92	-34,3	-93	-12,4	-25
Yhteensä	+0,6	0	-12,6	-63	-64,9	-90	-8,6	-8

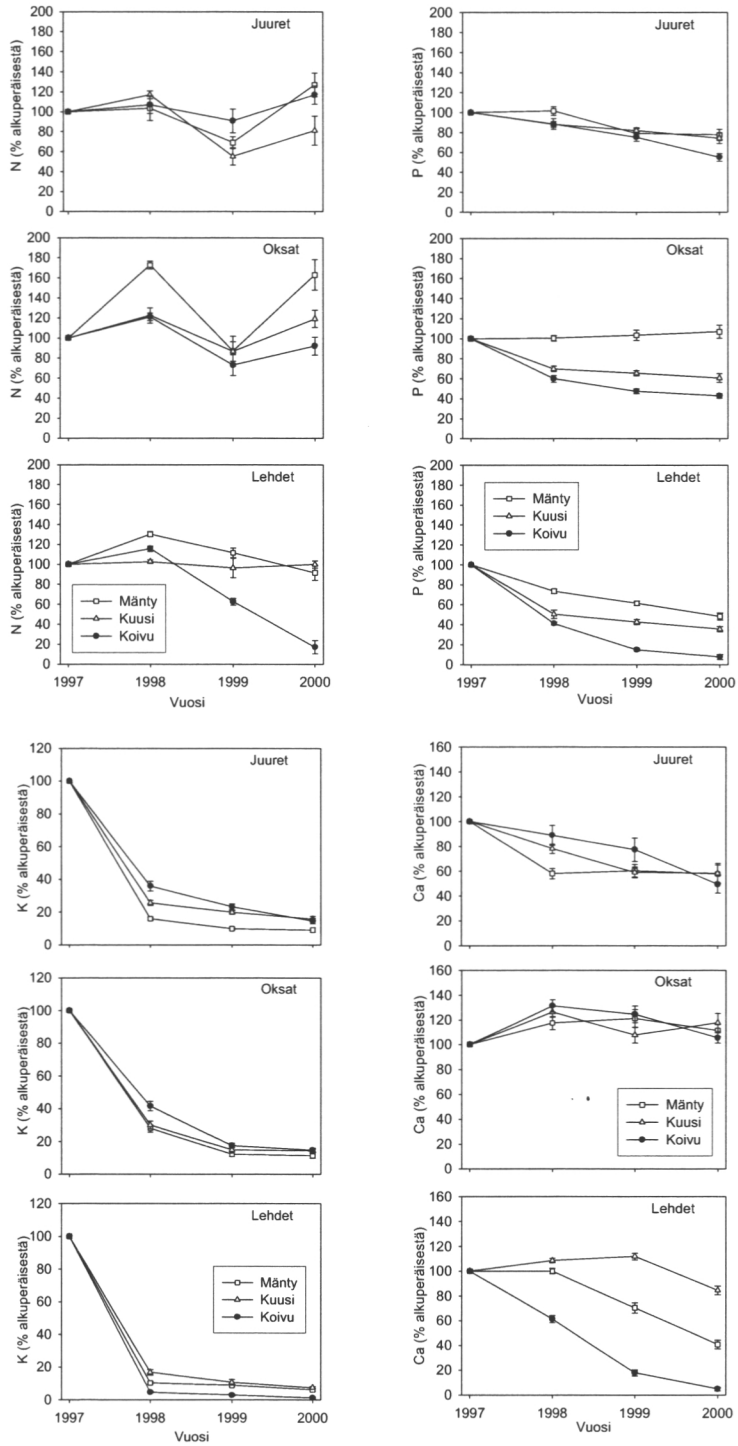




Kuva 1. Hakkutähteenä koelalle jääneiden ohuiden oksien (läpimitta < 1 cm), ohutjuurien (läpimitta < 2 mm) ja lehtien ravinnesisältö (kg ha<sup>-1</sup>) suhteessa muiden hakkutähteen ravinnesisältöön.



Kuva 2. Hakkutähteen jäljellä oleva kuivapaino (% alkuperäisestä) (n=10).



Kuva 3. Hakkutähteiden jäljellä oleva typen (N), fosforin (P), kaliumin (K) ja kalsiumin (Ca) määrä (% alkuperäisestä) (n=10).

Typpeä vapautui lehdistä, mutta vastaavasti typen määrä kasvoi ohutjuurissa ja oksissa (Kuva 3), joten nettovapautumista ei tapahtunut (Taulukko 2). Typpi on usein hajottajaeliöiden aktiivisuutta rajoittava ravinne. Aikaisempien tutkimusten perusteella tiedetään, että hajottajasienet voivat siirtää rihmastonsa avulla tarvitsemiaan ravinteita maaperästä tai karikkekerroksesta hajotettavaan materiaaliin (Chadwick ym. 1998), jolloin ravinteiden määrä kasvaa. Myös osa sadeveden mukana tulevasta typestä on voinut pidäytyä hakkuutähteisiin (Rosén ja Lundmark-Thelin 1987). Fosforia vapautui nopeasti kaikista muista hakkuutähteistä, paitsi männyn oksista. Kalium oli kaikista nopeimmin vapautuva ravinne ja miltei kaikki hakkuutähteiden sisältämä kalium vapautui jo ensimmäisen vuoden aikana (Kuva 3). Kalium esiintyy kasveissa liukoisina suoloina ja vapautuu helposti mekaanisesti huuhtoutumalla (Bogatyrev ym. 1983). Kalsiumin vapautuminen oli hidasta ja oksissa kalsiumin määrä kasvoi hieman hajotuksen edetessä (Kuva 3). Pääosa kalsiumista on sitoutuneena kasvien soluseiniin, joten mekaaninen huuhtoutuminen on vähäistä ja vapautumista tapahtuu vasta, kun rakenneosat hajoavat (Bogatyrev ym. 1983). Korkeat kalsiumpitoisuudet edistävät eräiden hajottajasienten kasvua ja nopeuttavat ligniinin hajotusta (Johansson 1994), joten mahdollisesti sienet siirtävät kalsiumia oksiin, joiden tiedetään sisältävän paljon ligniiniä (Voipio ja Laakso 1992). Aluetasolla tarkasteltuna hakkuutähteiden kuivamassa väheni kolmessa vuodessa 33 % ja samanaikaisesti niiden sisältämästä fosforista vapautui 49 % (9,8 kg ha<sup>-1</sup>), kaliumista 90 % (64,9 kg ha<sup>-1</sup>) ja kalsiumista 8 % (8,6 kg ha<sup>-1</sup>).

## Johtopäätökset

Tulokset osoittavat, että typen ja kalsiumin vapautuminen on hidasta, mutta fosfori ja erityisesti kalium vapautuvat nopeasti hakkuutähteistä. Pian hakkuun jälkeen huuhtoutunut typpi ei todennäköisesti ole hakkuutähteistä peräisin, sillä typen nettovapautumista ei tapahtunut, mutta hakkuutähteet voivat olla huuhtoutuneen fosforin ja kaliumin lähde alueilla, joilla on havaittu hakkuun jälkeen huuhtoutumien kasvua. Ravinnemenetysten vähentämiseksi on tärkeää, että kasvipeite palautuu nopeasti hakkuualalle.

## Kirjallisuus

- Bogatyrev, L., Berg, B. & Staaf, H. 1983. Leaching of some plant nutrients and total phenolic substances from some foliage litters, laboratory study. – Swedish Coniferous Forest Project. Technical report 33: 1-59.
- Chadwick, D.R., Ineson, P., Woods, C. & Pearce, T.G. 1998. Decomposition of *Pinus sylvestris* litter in litter bags: influence of underlying native litter layer. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 47-55.
- Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. 2002. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce-mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *Forest Ecology and Management (painossa)*.
- Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H. & Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management* 126: 97-112.
- Jansson, P.-E. 1987. Simulated soil temperature and moisture at a clear-cutting in central Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 127-140.
- Johansson, M.-B. 1994. Decomposition rates of Scots pine needle litter related to site properties, litter quality, and climate. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1771-1781.
- Kubin, E. 1983. Nutrients in the soil, ground vegetation and tree layer in an old spruce forest in Northern Finland. *Annales Botanici Fennici* 20: 361-390.
- Mälkönen, E. 1975. Hakkuutähteiden talteenoton seurannaisvaikutuksia. Työtehoseura. *Teho* 10: 12-13.
- Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A. 1987. Increased nitrogen leaching under piles of slash - a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 21-29.
- Voipio, R. & Laakso, T. 1992. Pienikokoisten puiden maanpäällisen biomassan kemiallinen koostumus. *Folia Forestalia* 789. 22 s.

# Maanmuokkauksen vaikutus metsämaan alumiini- ja rautayhdisteisiin

*Tanskanen Niina ja Ilvesniemi Hannu*

## Johdanto

Maanmuokkaus viljelemällä tapahtuvan metsän uudistamisen onnistumisen edellytyksiä parantavana menetelmänä yleistyi 1960-luvulla, ja varsinkin Pohjois-Suomessa auras oli 1970-luvulla vallitseva maanmuokkausmenetelmä (Pohtila 1977). Muokkauksen tarkoituksena on helpottaa istutustyötä sekä valmistaa sopiva kasvualusta taimelle torjumalla kilpailevaa pintakasvillisuutta sekä parantamalla maan lämpö-, vesi- ja ravinnetaloutta (Mälkönen 1972, Pohtila 1977, Ritari ja Lähde 1978). Taimien alkukehitys auratuilla uudistusaloilla osoittautui pääosin onnistuneeksi (esim. Pohtila 1977, Pohtila ja Pohjola 1983). Muokkauksen arveltiin kuitenkin saattavan lisätä ravinteiden huuhtoutumista (Lundmark 1988) sekä haitallisten aineiden, kuten alumiinin liukoisuutta (Tikkanen 1985). Lisäksi metsien kyntöä järeällä kalustolla pidettiin maisemallisista syistä liian voimapeperäisenä menetelmänä ja 1990-luvulla aurauksesta on miltei kokonaan luovuttu (Metsäkeskus Tapio 1994).

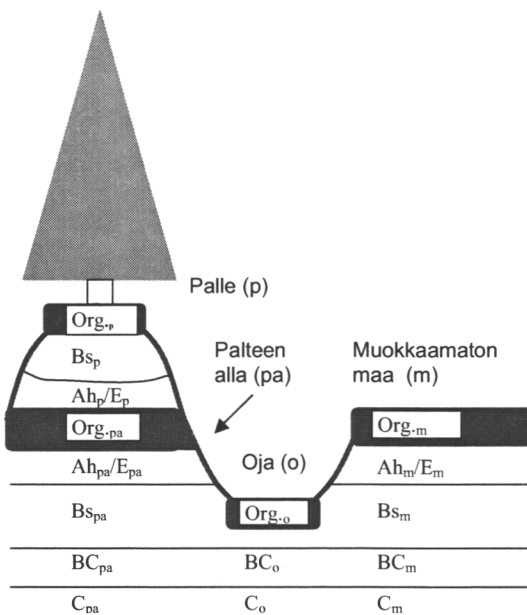
Kaikkiaan noin 18 % Suomen metsämaasta on muokattu (Metsätilastollinen vuosikirja 2000), josta noin kolmannes syvämuokaten (auraus ja mätästys). Maan muokkaus muuttaa metsämaan kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia. Metsämaata aurattaessa maan pintaan käännetään podsolimaannoksen B-horisonttiin saostuneita sekundäärisiä alumiini- ja rautayhdisteitä, jotka ovat kertyneet sinne jääkauden jälkeen viimeisen 10 000 vuoden kuluessa. Ympäristöolojen muuttuessa nämä yhdisteet saattavat liueta. Alumiinin on todettu korkeina pitoisuuksina olevan haitallista kasveille (Cronan ja Grigal 1995). Lisäksi alumiinin ja raudan hydratoituneet oksidit muodostavat maaperässä reaktiivisen pinnan, jolla on suuri merkitys anionien, kuten esim. orgaanisten happojen, sulfaatin (hapan laskeuma) ja fosfaatin (kasviravinne) pidättäjänä (Karlton ym. 2000). Muutokset näissä maaperän pintarakenteissa vaikuttavat välillisesti metsäekosysteemin toimintaan. Muokkauksen pitkäaikaisia vaikutuksia maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin on kuitenkin tutkittu suhteellisen vähän (Tikkanen 1985, Levula 1990, Örländer ym. 1996).

Tässä työssä maan muokkauksen vaikutuksia maan pintaan käännetyn kivennäismaan ominaisuuksiin tutkittiin määrittämällä sekundääristen Al- ja Fe-yhdisteiden määrät aurauksen palteesta, ojasta sekä palteen alla olevista maakerroksista sekä vertaamalla niitä vastaavan muokkaamattoman metsämaan määriin.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimus toteutettiin kahdella etelä-suomalaisella kuusikkokoealalla, jotka oli palleanurattu 17 ja 31 vuotta aiemmin ja istutettu kuuselle. Nuorempi koeala oli Metsätutkimuslaitoksen vuonna 1978 perustama muokkaus- ja lannoituskoe 608 Karkkilan Siikalassa ja vanhempi Metsähallituksen mail-la Kuorevedellä (perustettu vuonna 1966). Karkkilan koeala oli käenkaalimustikkatyypin ja Kuoreveden mustikkatyypin. Maannos oli molemmilla koealoilla podsoli (FAO 1998).

Maanäytteet kairattiin aurauksen palteesta (p), palteen alla olevista maakerroksista (pa), ojasta (o) sekä muokkaamattomasta metsämaasta (m) (Kuva 1). Näytteet otettiin maannoskerroksittain. Lisäksi kerroksia kuten B horisonttia jaoteltiin ositteisiin syvyyden perusteella. Kaikkiaan maakerroksia Karkkilan palteessa oli viisi ( $org_p$ ,  $Ah_p$ ,  $Bs1_p$ - $Bs3_p$ ) ja Kuorevedellä



Kuva 1. Maakerrosten sijoittuminen palleanuratussa metsämaassa.

neljä ( $\text{org}_p$ ,  $E_p$ ,  $\text{Bs1}_p$ - $\text{Bs2}_p$ ) palteen alle jääneen vanhan orgaanisen kerroksen päällä ( $\text{org}_{pa}$ ) (Kuva 1). Näytteitä otettaessa palteen mineraalimaakerosten ei mitenkään merkittävästi todettu sekoittuneen keskenään, mikä mahdollisti niiden vertailun muokkaamattoman maan vastaaviin kerroksiin. Kaikkiaan näytteenotokertoja oli Karkkilassa kuusi ( $n=6$ ) ja Kuorevedellä neljä ( $n=4$ ).

Sekundäärisiä alumiini- ja rautayhdisteitä fraktioitiin eri esiintymismuotoihin oksalaatti (o)-, Na-pyrofosfaatti- (p), ditioniitti- (d) ja  $\text{CuCl}_2$ -uuttoilla. Lisäksi määritettiin maan vaihtuvat kationit ( $\text{BaCl}_2$ -uutto), kokonaishiilen määrä sekä  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ .

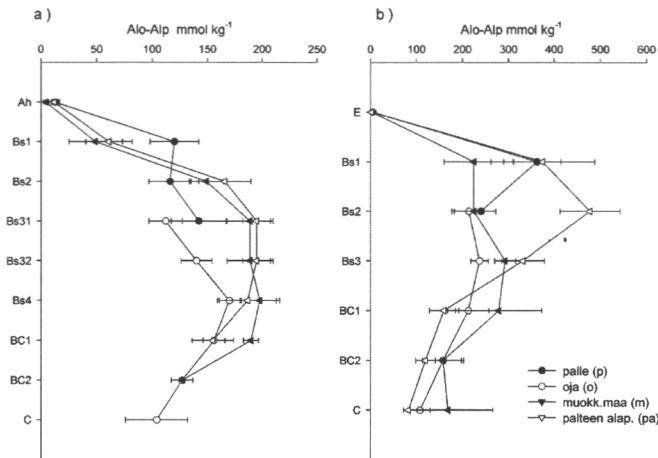
## Tulokset ja tarkastelu

Karkkilassa alumiiniyhdisteiden määrät (Alo, Ald) aurauksen palteen ja ojan ylimmissä kivennäismaakerroksissa olivat pienempiä kuin vastaavassa muokkaamattomassa maassa. Erityisesti epäorgaanisten alumiiniyhdisteiden määrä (Alo-Alp) näytti vähentyneen ( $\text{Bs3}_1$ -kerros, Kuva 2a). Kerrosten  $\text{pH}$ -arvo oli laskenut kun taas hiilen määrä kasvanut verrattuna muokkaamattomaan metsämaahan (Kuva 3). Alumiinin liukeneminen maan kiintoaineksesta on tärkeimpiä maan happamuutta neutraloivia tekijöitä (esim. Matzner 1989). Neulas- ja juurikarikkeen hajotessa vapautuvat orgaaniset hapot ovat todennäköisimmin aikaansaaneet alumiinin liukenemistä. Raudan määrä oli myös vähentynyt palteen ja ojan ylimmissä kerroksissa, muttei niin selkeästi kuin alumiinin.

Alumiinin määrä maan kationinvaihtopaikoilla oli kasvanut niissä palteen ja ojan maakerroksissa, missä sekundääristen alumiiniyhdisteiden määrä oli pienentynyt. Vastaavasti vaihtopaikoilla olevien ravinnekationien, erityisesti kalsiumin, määrä oli vähentynyt. Syvemmällä palteessa alumiinimäärä oli lisääntynyt, mikä viittaa siihen, että alumiinia oli kulkeutunut ja saostunut uudelleen syvemmälle palteeseen ( $\text{Bs1}$ -kerros, Kuva 2a). Huuhtoutuminen syvemmälle palteen alle ja sitoutuminen orgaaniseen ainekseen selittäisivät myös palteen alle jääneessä vanhassa orgaanisessa kerroksessa havaitut korkeat alumiinimäärät (Taulukko 1). Mineralisaation ja ravinteiden vapautumisen on todettu nopeutuneen muokatuilla metsämailla, ja johtuvan osittain orgaanisen aineksen ja kivennäismaan sekoittumisesta (Salonius 1983, Johansson 1994). Hajotuksessa vapautuvat orgaaniset hapot kiihdyttävät mineraaliaineksen rapautumista (Manley ja Evans 1986). Kor-

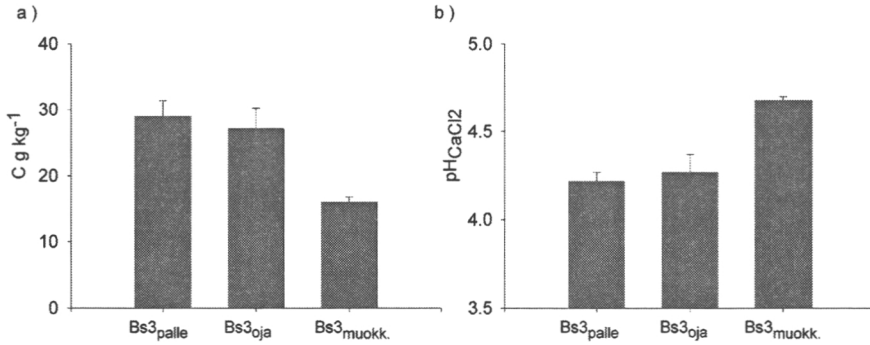
keat alumiinimäärät palteen vanhassa orgaanisessa kerroksessa voivat siten olla seurausta myös palteen sisällä tapahtuneista liukenemis- ja rapautumisprosesseista.

Kuorevedellä alumiini- ja rautayhdisteiden väheneminen palteen pintamaassa ei ollut yhtä selkeästi osoitettavissa kuin Karkkilassa (Bs2-kerros, Kuva 2b). Palteen pinnalla kivennäismaan pH-arvo oli kuitenkin laskenut ja orgaanisen aineen määrä kasvanut kuten Karkkilassakin. Sen sijaan epäorgaanisen alumiinin ja raudan määrät palteen alapuolisissa maakerroksissa olivat korkeampia kuin muokkaamattomassa metsämaassa (Bs-kerros, Kuva 2b). Alumiinin määrä palteen vanhassa orgaanisessa kerroksessa oli myös korkea (Taulukko 1). Kasvaneet alumiinimäärät palteen alla viittaavat siihen, että alumiinia on liennut ja kulkeutunut syvemmälle palteen alle Kuorevedellä. Muokkaamattoman humuskerroksen alumiinimäärät olivat myös korkeita esim. vaihtuvaa alumiinia oli yli seitsenkertaisesti verrattuna keskimääräiseen humuskerroksen alumiinimäärään (Tamminen ja Starr 1990). Maata aurattaessa kivennäismaata oli kääntynyt molemmille puolille ojaa (suull. tieto T. Ylinen), joten kivennäismaan ja orgaanisen aineksen sekoittumisesta johtuva nopeutunut mineraaliaineksen rapautuminen selittänee muokkaamattoman humuskerroksen korkeat alumiinimäärät.



Kuva 2. Epäorgaanisten alumiiniyhdisteiden määrä (Alo-Alp) palteen ja ojan kivennäismaakerroksissa sekä vastaavissa kerroksissa muokkaamattomassa maassa sekä palteen alla a) Karkkilassa ja b) Kuorevedellä. Huomaa, että Bs<sub>31</sub>-kerros Karkkilassa ja Bs<sub>2</sub>-kerros Kuorevedellä on aurattaessa maan pintaan paljastunut kivennäismaakerros sekä ojassa että palteessa. Kuvassa esitetty keskiarvo ja keskivirhe.





Kuva 3. Maan a) hiilen ja b) pH<sub>CaCl2</sub> Karkkilassa. Kuvassa esitetty keskiarvo ja keskivirhe.

Taulukko 1. Orgaanisen kerroksen alumiinimäärät (keskiarvo ja keskivirhe). Kirjain lukuarvon perässä tarkoittaa, että määrien välillä on tilastollisesti merkitseviä eroja ( $p < 0.05$ ).

	Al <sub>e</sub> <sup>a</sup> (mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> )		Alp <sup>b</sup>		Alo <sup>c</sup> (mmol kg <sup>-1</sup> )	
<b>Karkkila</b>						
Muokk.	27a	5	48 a	7.2	57a	9.7
Palt.alap.	55b	3	92 b	12	87b	6
Palle	24	8	79	21	106	23
Oja	24	3	94 b	13	141b	27
<b>Kuorevesi</b>						
Muokk.	140a	29	198 a	49	226	56
Palt.alap.	86	20	115	25	133	28
Palle	16b	5	50 b	12	76	20
Oja	152	22	219	16	372	56

<sup>a</sup> Vaihtuva Al (0.1 M BaCl<sub>2</sub>). <sup>b</sup> Na-pyrofosfaattiuutto.

<sup>c</sup> Oksalaattiuutto.

## Johtopäätökset

Maan pintaan palteeksi käännetystä kivennäismaasta oli 17 vuoden aikana liennut sekundaarisia alumiiniyhdisteitä 143 g m<sup>-2</sup> Karkkilassa, mikä on noin 15 % siitä määrästä, mikä on kertynyt vastaavaan maakerrokseen

podsoloitumisen seurauksena. Verrattuna esim. happaman laskeuman aiheuttamiin muutoksiin (Nissinen ja Ilvesniemi 1990) tässä havaitut muutokset ovat suuria. Alumiinin liukenemista ovat todennäköisimmin aikaansaaneet neulas- ja juurikarikkeen hajotessa vapautuvat orgaaniset hapot. Vapautunutta alumiinia on kulkeutunut syvemmälle palteeseen, mihin sitä näyttää saostuneen uudelleen sekä sitoutuneen palteen alle jääneeseen vanhaan orgaaniseen kerrokseen. Palteesta vapautuneesta alumiinista ei näytä olleen haittaa kasvillisuudelle, sillä Karkkilassa kuusen taimet ovat kasvaneet paremmin auratussa kuin muokkaamattomassa maassa (Levula 1990).

## Kirjallisuus

- Cronan, C.S. & Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24: 209-226.
- FAO 1998. World reference base for soil resources. FAO United Nations, Rome, World Soil Resources Report No 84. 88 s.
- Johansson, M-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 170-179.
- Karltun, E., Bain, D.C., Gustafsson, J. P., Mannerkoski, H., Murad, E., Wagner, U., Fraser, A.R., McHardy, W.J. & Starr, M. 2000. Surface reactivity of poorly-ordered minerals in podzol B horizons. *Geoderma* 94: 265-288.
- Levula, T. 1990. Muokkaus metsän uudistamiseksi. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 370: 73-84.
- Lundmark, J-E., 1988. Skogsmarken ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk Del2 –tillämpning. Skogsstyrelsen, Jönköping. 319 s.
- Manley, E.P. & Evans, L. J. 1986. Dissolution of feldspars by low-molecular-weight aliphatic and aromatic acids. *Soil Science* 141: 106-112.
- Matzner, E. 1989. Acidic precipitation: case study Solling. Julkaisussa: Adriano, D.C. ja Havas, M. (toim.). Acidic precipitation. Volume 1. Case studies. Springer-Verlag, New York. ss. 39-83.
- Metsäkeskus Tapio. 1994. Luonnonläheinen metsänhoito: Metsänhoitosuosituksukset. Helsinki. 72 s.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2000. Metsäntutkimuslaitos. Maa-, metsä- ja kalatalous 2000: 14. 366 s.

- Mälkönen, E. 1972. Näkökohtia metsämaan muokkauksesta. *Folia Forestalia* 137. 11 s.
- Nissinen, A. & Ilvesniemi, H. 1990. Effects of acid deposition on exchangeable cations, acidity and aluminium solubility in forest soils and soil solution. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. ss. 287-304.
- Pohtila, E. 1977. Reforestation of ploughed sites in Finnish Lapland. Seloste: Aurattujen alueiden viljely Lapissa. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 91(4). 98 s.
- & Pohjola, T. 1983. Vuosina 1970-72 Lappiin perustetun aurattujen alueiden viljelykokeiden tulokset. *Silva Fennica* 17(3): 201-224.
- Ritari, A., & Lähde, E. 1978. Effect of site preparation on physical properties of the soil in a thick-humus spruce stand. Seloste: Muokkauksen vaikutus paksusammalkuusikon maan fysikaalisiin ominaisuuksiin. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 92(7): 37 s.
- Salonius, P.O. 1983. Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. *Canadian Journal Forest Research* 13: 102-107.
- Tamminen, P. & Starr, M. R. 1990. A survey of forest soil properties related to soil acidification in southern Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. ss. 235-251.
- Tikkanen, E. 1985. Aurasalueen heikkokuntoisten männyntaimien ravinnetaloudesta Pohjois-Suomessa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 186. 23 s.
- Örlander, G., Egnell, G. & Albrektson, A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86: 27-37.



# Orgaanisen pintamaan kyky sitoa fostaattia puustoisilla suojavyöhykkeillä ja hakkuu-aloilla

*Väänänen Riitta, Ilvesniemi Hannu ja Kenttämies Kaarle*

## Johdanto

Puustoiset suojakaistat avohakkuun aiheuttaman fosfaattikuormituksen vähentämiskeinona perustuvat hakkuulta tulevan veden suodattumiseen maaperän läpi. Suojavyöhykkeiden perustamisen lähtökohtana on oletus, jonka mukaan merkittävä osa myös liukoisesta fosfaatista pidättyy vesistöjen var-sille jätettyyn, usein varsin kapeaan maastokohtaan. Koska ravinnevirrat toimenpidealueelta ovat suurimmillaan myöhäissyksyllä ja varhain kevääl-lä, kasvillisuuden suora ravinteiden otto ei voi olla kovin merkittävää. Yli-valumakausina merkittävä osa valumasta tapahtuu pintakerroksissa. Suoja-vyöhykkeiden osalta keskeiseksi kysymykseksi nouseekin se, pidättyykö fosfaattipulssi orgaaniseen pintamaahan. Orgaanisen pintamaan fosfaatin-pidätystä puustoisilla suojavyöhykkeillä on tutkittu vähän siitä huolimatta, että suojakaistojen jättämistä edellytetään nykyään metsätalouden ympäristö-ohjeissa. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää kuinka hyvin puus-toisen suojakaistan orgaaninen pintamaa pidättää valumaveden fosfaattia. Lisäksi selvitetään miten orgaanisen pintamaan kemia selittää fosfaatin-pidätysominaisuuksia ja miten eri laskentamallit vaikuttavat tuloksiin.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteina oli puustoisia suojavyöhykkeitä ja niihin liittyviä hakkuu-alueita kolmella pienellä valuma-alueella Janakkalassa ja Kurussa. Kolme aarin näyteruutua sijaitsi linjassa hakkuun korkeimmalla kohdalla, hakkuun ja suojakaistan laiteella ja suojakaistalla. Janakkalan Paroninkorven valu-ma-alueelta otettiin näytteitä kolmelta linjalta vuonna 1997 ja kahdelta vuon-na 1999. Kurun Porraskorvenojan valuma-alueelta näytteitä otettiin kahdelta linjalta ja Lehmikorvenojan valuma-alueelta yhdeltä 1998 ja uudes-taan 1999. Näytteet otettiin orgaanisesta pintakerroksesta, joka hakkuu-alueilla oli pääasiallisesti humusta, kariketta ja osittain myös niihin sekoit-

tunutta kivennäismaata ja suojavähyöhykkeillä yleisimmin rahkaturvetta. Ensimmäinen näytteenotto tehtiin välittömästi hakkuiden jälkeen, jolloin näytteet kuvaavat tilannetta maassa ennen hakkuita. Paroninkorven alueella tehtiin tämän jälkeen laikutus ja kuusen istutus 1999 ja Kurun alueilla vastaavasti männyn istutus 1998.

Janakkalan ja Kurun vuosina 1997 ja 1998 kerätyistä aineistosta määritettiin fosfaatin pidätys sekä kenttäkosteista että kuivatuista näytteistä. Muut näytteet analysoitiin kuivattuina. Fosfaatin adsorptioisotermit määritettiin lisäämällä näytteisiin fosfaattia 0, 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5 ja 10 mg/l. Uuttoaikana käytettiin 1 h ravistusta ja 23 h seisotusta. Suodatetuista näytteistä määritettiin fosfaatti FIA:lla askorbiinihappomolybdaatti väri-reagenssimenetelmällä. Vaihtuvat kationit uutettiin 0,1M BaCl<sub>2</sub>-liuokseen. Alumiini, Fe, Mg ja Mn määritettiin atomiadsorptiospektrofotometrillä ja K liekkifotometrillä. Orgaaniset C ja N mitattiin polttomenetelmällä (Leco CNS-1000).

Adsorptioisotermit muodostettiin jokaisesta näytteestä mitattuun tulosjoukkoon käyttämällä Langmuirin että Freundlichin sovituksista muotoa, jossa huomioidaan helppoliukaisen fosfaatin määrä ( $q_0$ ). Arvo  $q_0$ :lle laskettiin tasapainokonsentraatiosta, joka saatiin näytteestä lisäyksen konsentraatiolla  $P_0$  mg/l. EPC-piste (equilibrium phosphate concentration) arviointiin mittausten perusteella kuvaajalta. Vakioiden arvot määritettiin pienimmän neliösumman menetelmällä ja sovitetun mallin selitysaste laskettiin lineaarisen regressioanalyysin avulla. Adsorptiota selittäviä tekijöitä tutkittiin korrelaatioanalyysillä ja ei-parametrisilla keskilukutesteillä.

## Tulokset ja niiden tarkastelu

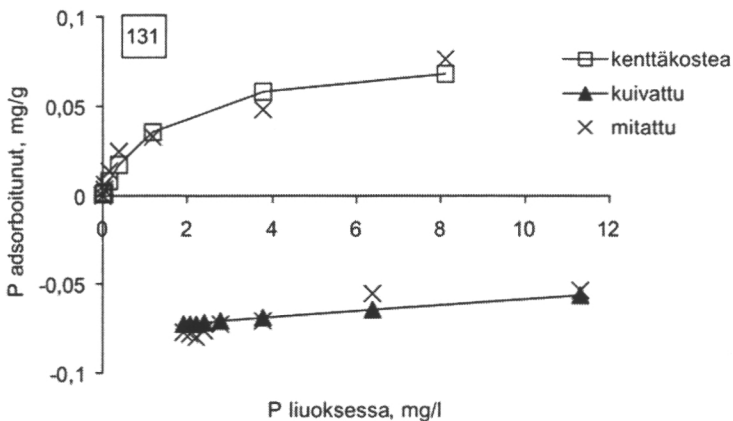
Adsorptioisotermit määritettiin 18 kenttäkostealle ja 30 kuivatulle näytteelle. Näytteitä, joista mittaukset tehtiin sekä kosteista että kuivatuista näytteistä oli 15.

Freundlichin yhtälö voitiin sovittaa 41 näytteestä tehtyihin mittauksiin, kun taas Langmuirin yhtälön sovitus onnistui kymmenestä näytteestä tehtyihin mittauksiin, joista kaikki olivat kenttäkosteista näytteistä tehtyjä. Muilla näytteillä sovituksille ei saatu yksikäsitteisiä parametrien arvoja. Selitysasteiden perusteella Freundlichin sovitus ( $r^2 = 0,926-0,999$ ) sopi mittauksiin paremmin kuin Langmuirin sovitus ( $r^2 = 0,909-0,994$ ) ( $n=10$ ). Langmuirin mallista saadaan kuitenkin maksimiadsorptio ja pidättymisen

voimakkuutta kuvaava luku Freundlichin mallin vakioilla ei ole toiminnallista selitystä.

Kenttäkosteista näytteistä neljä ei pidättänyt lainkaan fosfaattia. Tämä näkyi mittauksissa siten, että fosfaatin tasapainokonsentraatio oli suurempi kuin lisäyskonsentraatio kaikilla lisäystasoilla. Fosfaattia pidättämättömät näytteet olivat Kurun hakkuualannäytteitä. Kuivatuista näytteistä vastaavasti 19 ei pidättänyt lainkaan fosfaattia. Näistä viisi oli suojavyöhykkeiltä ja 14 hakkuualoilta otettuja näytteitä.

Kuivaus muutti selvästi fosfaatinpidätysominaisuuksia (Kuva 1). Näytteistä, joista mittaukset oli tehty sekä kenttäkosteina että kuivattuina, kahdeksan ei enää kuivattuna pidättänyt lainkaan fosfaattia. Kaikkien näytteiden kohdalla kuivaus kasvatti nollaliuoksen tasapainotuskonsentraatiota ( $p=0,000$ ), jolloin adsorptiokäyrä alkaa alemmalta tasolta. Tämän ja käyrän muodon linearisoitumisen johdosta EPC-pisteen arvo oli keskimäärin suurempi kuivatuilla kuin kosteilla näytteillä. ( $p=0,040$ ). Myös hajonta lisääntyi, joten toiminnallisiin tarkasteluihin käytetään vain kosteista näytteistä tehtyjä mittauksia. Kuivattujen näytteiden suurempi liuokseen siirtyvän fosfaatin määrä on mahdollisesti peräisin näytteessä olevien elävien juurten solukoista, joista se vapautuu solurakenteen rikkoutuessa kuivauksen seurauksena.



Kuva 1. Näytteen 131 adsorptioisotermit mitattuna kenttäkosteasta ja kuivatusta näytteestä. Rastit ovat mitattuja pidätyksiä, joihin käyrät sovitettiin Langmuirin yhtälön perusteella.

Hakkuualan korkeimman kohdan ja hakkuun laiteen fosfaatinpidätysominaisuuksissa ei havaittu eroja, kuten ei myöskään eri vuosina otetuista näytteistä. Jälkimmäisessä tapauksessa vertailu perustuu ainoastaan kuivatuista näytteistä tehtyihin mittauksiin, mikä heikentää johtopäätelmien luotettavuutta.

Lamgmuirin sovituksen perusteella havaittiin, että mitä vähemmän näytteestä irtoaa fosfaattia liuokseen ( $q_0$ ), sen suurempi on maksimiadsorptio ja pienempi EPC-pisteen arvo. Maksimiadsorption kasvu EPC-arvon pienentyessä havaittiin myös näiden kahden luvun välisessä vertailussa. Mitä enemmän vaihtuvaa rautaa näytteessä oli, sen pienempi oli EPC, ja sitä vähemmän näytteestä siirtyi fosfaattia vesiliuokseen, mutta jälkimmäinen yhteys ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Sama yhteys havaittiin selvemmin kuivatuista näytteistä ja huomiot koskevat raudan lisäksi vaihtuvaa alumiinia.

Näytteissä, joista adsorptiota voitiin havaita, oli keskimäärin enemmän alumiinia ( $p = 0,001$ ) ja rautaa ( $p = 0,002$ ), korkeampi pH ( $p = 0,003$ ) ja matalampi orgaanisen hiilen pitoisuus ( $p = 0,006$ ) kuin näytteissä, jotka eivät adsorboineet lainkaan fosfaattia. Erot orgaanisen hiilen määrässä voivat viitata siihen, että osaan näytteistä on sekoittunut kivennäismaata. Tämä on mahdollista tutkituilla hakkuualueilla, joilla pintamaa oli rikkonainen. Kivennäismaa puolestaan sisältää keskimäärin enemmän fosfaattia sitovia alumiinin- ja raudan yhdisteitä kuin orgaaninen maa. Tämä selittää osaksi fosfaatinpidätysominaisuuksien ja alumiinin ja raudan välisen yhteyden.

Erot alumiinin ja raudan pitoisuuksissa havaittiin myös siinä tapauksessa, että jaottelu adsorboiviin ja adsorboimattomiin näytteisiin tehtiin kenttäkosteista näytteistä mitattujen ominaisuuksien perusteella, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (alumiini  $p = 0,068$ ; rauta  $p = 0,068$ ).

Paroninkorvella EPC-pisteen arvo on noin 13  $\mu\text{g/l}$ . Tutkimusjaksolla 1997-99 puroveden fosfaatin kuukausikeskipitoisuus oli 1-19 ( $Md=6$ )  $\mu\text{g/l}$ . Adsorptiomittausten perusteella pitoisuudet ovat mahdollisia myös pintamaan läpi valuneelle vedelle. EPC-pistettä pienemmillä pitoisuuksilla pintakerroksesta huuhtoutuu enemmän fosfaattia kuin pidättyy, jolloin suoja-kaistalle tulevan veden fosfaattipitoisuuden pitäisi käytännössä olla lähes nolla. Paroninkorvella hakkuualue on muokattu ja mätästetty, joten kivennäismaa on esillä. On mahdollista, että hakkuualueella valumaveden fosfaatti sitoutuu lähes kokonaan mineraalimaan alumiini- ja rautayhdisteisiin, jolloin suojavyöhykkeelle tulevan veden fosfaattipitoisuus on hyvin alhainen.

Porraskorvenojalla vastaavasti EPC-pisteen arvo on noin 230  $\mu\text{g/l}$ .



Luku on korkea verrattuna fosfaatin kuukausikeskipitoisuuksiin 9-149 (Md=21) µg/l tutkimusjaksolla 1998-99. Orgaanisen pintakerroksen fosfaatinpidätyskyky ei adsorptiomittausten perusteella selitä puroveden fosfaattipitoisuuksia, joten fosfaatti sitoutuu oletettavasti kasvillisuuteen tai syvempien maakerrosten kivennäismaahan.

Sen sijaan Lehmikorvenojan suojakaista pidättää näiden mittausten perusteella tehokkaasti fosfaattia myös pelkästään orgaaniseen pintakerrokseen. Vaikka EPC-pisteen arvo, noin 8 µg/l, on samaa suuruusluokkaa kuin Paroninkorvella, niin adsorptiokäyrä nousee jyrkemmin pienillä konsentraatioilla. Orgaaninen kerros pidättää lähes kaiken fosfaatin aina 500 µg/l pitoisuuksiin saakka suojakaistalle tulevassa vedessä. Lehmikorvenojasta mitatut fosfaatin kuukausikeskipitoisuudet 1998-99 olivat 3-27 (Md=9) µg/l. Koska hakkuualueen orgaaninen kerros ei pidättänyt lainkaan fosfaattia vaan päinvastoin siitä siirtyy fosfaattia liuokseen, suojavyöhykkeelle tulevan veden pitoisuudet voivat olla purovettä korkeampia. Lisäksi suojakaistalle laskeva rinne on jyrkkä, mikä saattaa lisätä alttiutta pintakerrosvaluntaan.

## **Johtopäätelmät**

Orgaanisen pintamaan toiminta ei ole yksiselitteinen fosfaatin pidätyksen suhteen eivätkä pintamaan ominaisuudet yksin selitä purovesien fosfaattipitoisuuksia. Koska orgaanisessa pintamaan ominaisuudet fosfaatin pidättäjänä tai luovuttajana vaihtelevat suuresti, on niiden selvittäminen tärkeää tarkasteltaessa koko suojavyöhykkeen toimivuutta.



# Vaikuttaako metsänkäsittely pohjavesi- alueiden veden laatuun?

*Antikainen Merja, Backman Birgitta, Rusanen Kaisa ja Finér Leena*

## Pohjaveden muodostuminen ja laatu Suomessa

Suomi kuuluu viileään ilmastovyöhykkeeseen, jossa sadanta on suurempi kuin haihdunta. Keskimääräinen vuosisadanta oli noin 660 mm vuosina 1961-1990 ja haihdunta vastaavasti noin 341 mm (Hyvärinen ym. 1995). Osa sadannasta päätyy valuntana vesistöihin ja osa suotautuu maa- ja kallio-perään pohjavedeksi. Pohjavettä muodostuu pääasiassa lumen sulaessa keväällä ja syyssateiden aikaan. Mitä pohjoisemmaksi mennään sitä suurempi merkitys on lumen sulamisella pohjavesivarastojen täydentäjänä. Kesällä haihdunta on usein niin suurta, että uutta pohjavettä ei muodostu. Maahan suotautuvan veden määrä on riippuvainen monista tekijöistä, mm. sateen voimakkuudesta, sateen kestosta, maanpinnan kaltevuudesta, maan kuivuudesta ja tiiveydestä, maaperän raekoosta ja kasvillisuudesta. Eniten pohjavettä muodostuu karkearakeisilla maalajialueilla. Hiekka- ja soramuodostumat ovat pohjaveden kannalta tärkeimpiä alueita.

Sadeveden tavoittaessa maanpinnan sen koostumus alkaa välittömästi muuttua. Sadevesi on happipitoista, hapanta ja sisältää vain vähän liuenneita aineita. Maan pintaosissa sadeveden vetyionit reagoivat karikkeen hajoamisen, juurien ja mikrobien hengityksen vapauttaman hiilidioksidin ja hapen kanssa ja veteen muodostuu bikarbonaatti ( $\text{HCO}_3^-$ ) -ioneja, pH alkaa nousta ja happipitoisuus vähetä. Mineraaliaines rapautuu ja kationivaihdon tuloksena veteen vapautuu mm. kalsiumia, magnesiumia, natriumia, kaliumia, rautaa ja alumiinia. Maassa vesi jatkaa painovoiman vaikutuksesta matkaa alaspäin vajovetenä. Vajoveden kohdatessa vedenkyllestämän kerroksen se muuttuu osaksi pohjavettä.

Pohjaveden koostumukseen vaikuttavat monet tekijät, kuten maahan suotautuvan veden koostumus, kasvillisuus, maannoksen ominaisuudet tai maannoksen puuttuminen, veden viipymä vajovetenä, maaperän mineraalikoostumus ja veden viipymä pohjavetenä. Mitä puhtaampaa suotautuva vesi on ja mitä tehokkaammin biogeokemialliset prosessit voivat maannoskerroksessa ja vajovesivyöhykkeessä toimia, sitä parempilaatuista pohjavettä muodostuu. Useiden haitallisten raskasmetallien (mm. Al, Cd, Cr, Ni)

liukeneminen mineraaliaineksesta riippuu veden pH:sta.

Pohjaveden laadussa näkyy pitkien seurantasarjojen perusteella sekä vuodenaikaisvaihtelua että pitkäaikaisia muutossuuntia (Backman ym. 1999, Soveri ym. 2001). Pienissä pohjavesimuodostumissa, joissa vedenpinta vaihtelee nopeasti sateiden ja sulamisvesien mukaan, on vedenlaadun vuodenaikaisvaihtelut suurimpia. Usein suurissa hiekka- ja soramuodostumissa pohjaveden määrän muutokset ovat hitaampia ja vesi on tasalaatuisempaa.

Ympäristöhallinnossa on kartoitettu ja luokiteltu pohjavesialueet. Vedenhankintaa varten tärkeällä pohjavesialueella (luokka I) on vedenottamo, tai sille on suunnitteilla 20 – 30 vuoden kuluessa vedenottoa. Vedenhankintaan soveltuville pohjavesialueille ei ole osoitettavissa käyttöä (luokka II), vaikka alue on hyvä. Muu pohjavesialue (luokka III) käsittää alueet, joiden laatu tai määrä on epäselvä. Näiden alueiden tutkiminen on käynnissä. Pohjois-Karjalassa työ on lähes tehty, viimeisiä maastotöitä tehdään Keski-Karjalan alueella. Alueita ei ole luokiteltu suojelun vaan vedenhankinnan kannalta. Lainsäädännössä tärkeät ja muut vedenhankintaan soveltuvat pohjavesialueet rinnastetaan suojelun kannalta. Pohjavesialuetiedot on saatavissa ympäristökeskuksista, mutta myös ympäristöhallinnon internetsivuilta löytyy tietoa alueiden luokituksista ja sijainnista. Myös kunnan viranomaisilla on tiedot pohjavesialueista.

## **Pohjaveden suojelu ja käyttö**

Ympäristönsuojelulaissa on pohjaveden suojelun kannalta merkittävämät säädökset. Pohjavettä ei saa pilata pohjavesialueilla (I ja II luokka) tai toisen kiinteistöllä. Pohjaveden pilaamiskielto on ehdoton (YSL 1:8). Vesilaissa on pohjaveden muuttamiskielto (VL 1:18), joka koskee pohjaveden ottoa ja maa-ainesten ottamista ja sitä kautta erityisesti pohjaveden määrää, mutta myös siitä aiheutuvia laatuongelmia. Muuttamiseen voi kuitenkin hakea lupaa ympäristölupavirastolta. Myös maa-aineslaki asettaa pohjaveden suojelun erityisasemaan. Muussakin lainsäädännössä on otettu pohjaveden suojelu huomioon.

Lisäksi EU:n vesipuitedirektiivi tulee vaikuttamaan oleellisesti pohjaveden suojeluun Suomessa. Tavoitteena on saavuttaa pohjaveden hyvä määrä ja laatu ja vähentää pysyvästi ihmisen aiheuttamia haittoja pohjavedelle.

Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriö on antanut asetuksia talousveden laatu-

vaatimuksista. Esimerkiksi talousvedeksi kelpaavan veden nitraattipitoisuus ei saa ylittää 50 mg/l. Talousveden laatuvaatimukset on kuitenkin annettu terveysperusteisesti ja likaantuminen on saattanut edetä jo pitkälle, mikäli ei huomata toimia ajoissa.

Myös metsäsertifioinnissa pohjaveden suojeleminen on huomioitu. Torjunta-aineita ei käytetä pohjavesialueilla (I ja II luokka). Metsälannoitteita ei käytetä tärkeillä pohjavesialueilla (I luokka). Syväaurausta ei tehdä kivennäismailla.

## **Metsänhakkuiden vaikutus pohjaveteen**

Tutkimme metsänhakkuiden vaikutuksia pohjaveden laatuun ja pinnankorkeuteen käyttäen aineistona ympäristöhallinnon seuranta tutkimuksen tuloksia vuosilta 1975-1997 (Rusanen 2002). Tutkimukseen valittiin ympäristöhallinnon pohjavesiasemista neljä: Lammi, Valkeala, Karkkila ja Pyhäntä, jotka sijaitsevat metsätalousvaltaisilla pohjavesialueilla (Kuva 1). Tutkimuksessa selvitettiin kaikkien alueilla havaintojaksolla toteutetut metsätaloustoimenpiteet ja niiden ajankohdat. Yleisimmin alueilla oli tehty hakkuita ja maanmuokkauksia. Asutuksen ja maatalouden merkitys pohjavesialueilla on vähäinen.

Tuloksista merkittävin oli metsänhakuun jälkeen havaittu pohjaveden nitraattipitoisuuden kohoaminen (Taulukko 1). Tulokset tukevat Kubinin (1998) aiempia havaintoja päätehakuun vaikutuksista pohjaveden laatuun. Nitraattipitoisuuden muutos saattoi alkaa jo noin vuoden sisällä hakkuiden jälkeen tai se näkyi vasta noin 4-5 vuoden kuluttua. Nitraattipitoisuuden lisäksi muutoksia ei havaittu veden muissa tutkimuksissa kemiallisissa ominaisuuksissa, joita olivat fosfaatti, kalium, kalsium, magnesium, rauta ja alumiini. Bikarbonaattipitoisuuden suhteellinen osuus kuitenkin pieneni hakkuiden jälkeen kaikilla tutkimusalueilla.

Tulokset antoivat viitteitä siitä, että avohakuulla oli suurempi vaikutus pohjaveden nitraattipitoisuuden nousuun kuin harvennushakuulla. Avohakuussa koko puusto poistetaan kerralla ja näin kasvillisuuden haihduttava ja ravinteita pidättävä vaikutus vähenee. Pyhännän tutkimusalueella harvennushakuun jälkeen havaittiin vain hyvin pieniä muutoksia nitraattipitoisuuksissa, kun taas muilla alueilla joilla, metsänhakuut suoritettiin pääasiassa avohakuina ja niitä seuranneina äestyksinä, vaikutukset olivat suurempia.

Hakkuut kohottivat jonkin verran pohjaveden pintaa. Tullinkankaalla, Valkealassa ja Pyhänällä kasvillisuuden poisto saattoi kiihdyttää sadeveden imeytymistä pohjaveteen. Todennäköisesti sadannan ja haihdunnan muutokset yhdessä kasvillisuuden poiston ja mahdollisen maanmuokkauksen kanssa johtivat pohjaveden pinnan nousuun tutkimusalueilla.

Tutkimuksessamme tulosten tulkintaa vaikeutti luonnontilaisten vertailualueiden puute, ja se, että alueilla oli myös paikoitellen suoritettu yhtäaikaista eri metsätaloustoimenpiteitä. Toimenpiteet saattavat vaikuttaa vasta viiveellä pohjaveden tilaan, jolloin niiden vaikutuksia on hankala erottaa toisistaan. Vaikka yksittäisen toimenpiteen vaikutusta ei pysty tarkkaan tulkitsemaan, alueilta voitiin tehdä pitkän aikavälin päätelmiä pohjaveden nitraattikehityksen suhteen. Jatkotutkimuksiin on kuitenkin tarvetta.



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti.

Taulukko 1, Tutkimusalueet ja niiden sijainnit, metsänkäsittelyt, pohjaveden nitraattipitoisuusmuutosten ilmenemisajankohta ja niiden kesto sekä nitraattipitoisuuden lisäys.

Sijainti	Metsän- käsittely	Vaikutuksen ilmeneminen toimenpiteen jälkeen	Vaikutuksen maksimikohta toimenpiteen jälkeen	Toimen- piteen vaikutus- aika	Toimen- piteen vaikutus NO <sub>3</sub> /mg l <sup>-1</sup>
Tullin- kangas	61°11' P 25°13' I Avohakkuu Aestys	0-1 vuotta	1 vuosi hakkuun ja äestyksen jälkeen	n. 9 vuotta	0,6 mg l <sup>-1</sup>
Valkeala	60°55' P 27°02' I Avohakkuu	n. 2 vuotta	4-5 vuotta	10-15 vuotta	0,3 mg l <sup>-1</sup>
Karkkila	60°33' P 24°13' I Avohakkuu	n. 1 vuosi	3 vuotta	n. 6 vuotta	1,4 mg l <sup>-1</sup>
Pyhäntä	64°04' P 26°40' I Harvennus- hakkuu	4-5 vuotta	Mahd.14vuotta (tutkimusjakson loppu)	Ainakin 9 vuotta	0,2 mg l <sup>-1</sup>

## Johtopäätökset

Metsätalouden pohjavesivaikutuksia on tutkittu vähän. Kuitenkin suurin osa pohjavesialueista on juuri metsätalouden maalla. Metsätalous kuormittaa pohjavesialueita erityisesti hakkuiden ja maanmuokkauksen jälkeen. Tällöin on havaittavissa kohonneita nitraattipitoisuuksia, jotka jäävät kuitenkin yleensä melko alhaiselle tasolle. Toisinaan pohjavesialueilla useat tekijät yhdessä vaikuttavat pohjaveden laatuun ja näiden yhteinen vaikutus on nähtävissä. Tällöin valitulla metsätaloustoimenpiteellä on erityistä merkitystä.

Hyvin vettä läpäisevillä pohjavesialueilla torjunta-aineiden ja lannoitteiden käyttö on aina riski pohjaveden laadulle. Hakkuut tulisi pohjavesialueilla tehdä mahdollisimman keveinä, niitä tulisi jaksottaa eri vuosille ja laajat avohakkuut eivät ole suositeltavia. Maanmuokkausta tulisi välttää tai se tulisi toteuttaa mahdollisimman kevyesti koska maannoskerroksen puuttuminen aiheuttaa muutoksia pohjaveden laadussa. Pohjaveden suoje-  
lun kannalta on erityisen tärkeää, että puusto saadaan kasvamaan alueelle mahdollisimman nopeasti päätehakkuun jälkeen. Tällöin ravinteet ovat kasvillisuuden käytössä, eivätkä ne huuhtoudu pohjaveteen.

## Kirjallisuus

- Backman, B., Lahermo, P., Väisänen, U., Paukola, T., Juntunen, R., Karhu, J., Pullinen, A., Rainio, H., Tanskanen, H. 1999. Geologian ja ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen: seurantatutkimuksen tulokset vuosilta 1969-1996. Summary: The effect of geological environment and human activities on groundwater in Finland: the results of monitoring in 1969-1996. Tutkimusraportti 147. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 261 s.
- Hyvärinen, V. , Solantie, R., Aitamurto, S. & Drebs, A. 1995. Suomen vesitase 1961-1990 valuma-alueittain. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. Sarja A, nro 220. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 68 s.
- Kubin, E. 1998. Leaching of nitrate nitrogen into the groundwater after clear felling and site preparation. *Boreal Environment Research* 3: 3-8.
- Rusanen, K. 2002. Metsänhakuun vaikutus pohjaveteen. Pro Gradu-tutkielma. Turun Yliopisto. 118 s.
- Soveri, J., Mäkinen, R. & Peltonen, K. 2001. Pohjaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975 - 1999. Suomen ympäristö, nro 420. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 382 s.



# Ennallistetut suopuskurit metsätalouden ympäristökuormituksen torjunnassa

*Niko Silvan*

## Johdanto

Soiden ennallistaminen on maailmalla ”uusi tieteenala” (Young 1996). Sen mahdollisuudet vesiensuojelussa ovat kuitenkin laajalti ymmärretyt. Maatalousvaluma-alueilla päätarkoituksena on ravinteiden ja kiintoaineksen pidättäminen (Leonardson 1994), mutta vastaavia sovelluksia on tutkittu myös turvetuotantoalueilla (Heikkinen ym. 1994). Luonnontilaisten soiden käyttö vesiensuojelutarkoituksiin metsätalousalueilla on peruslähtökohtana siellä, missä se on mahdollista (Metsäteho). Metsätalousvaluma-alueilla soiden ennallistamisen vesiensuojeluhuödyistä ja mahdollisista ongelmista on niukalti kokemuksia. Ekosysteemien manipuloinnin kautta on kuitenkin saatu paljon uutta paitsi sovellusten, myös ekosysteemien toiminnan ymmärtämisen kannalta merkityksellistä tietoa (Carpenter ym. 1995).

Metsätalouden ympäristövaikutukset ja haitallisten vaikutusten ehkäiseminen käytännön metsätaloudessa ovat saaneet kasvavaa huomiota osakseen. Tärkeimpiä haittavaikutuksia ovat vesistöhaittojen lisääntyminen ja biodiversiteetin pieneminen (Sallantaus ym. 1998).

Luonnontilainen suo on ideaalinen puskuriekosysteemi aktiivisen metsätalousmaan ja vesistöjen välillä. Soiden tasainen topografia, kasvipeitteisyys sekä pintaturpeen suotuisat fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet mahdollistavat monipuolisen vesiensuojeluhuödyn metsänlannoitusten ja hakkuiden puskurivyöhykkeinä (Sallantaus ym. 1998). Suuri osa vesiensuojelutarkoituksiin ideaalisista pienialaisista läpivirtaussoista on kuitenkin ehditty jo ojittaa, etenkin Etelä-Suomessa, jolloin soiden luontainen suodattava ja puskurroiva vaikutus on menetetty.

Ennallistamalla valuma-alueella strategisessa asemassa oleva metsäojitettu suo tai sen lähtöuomaa lähinnä oleva osa pyritään luomaan toiminnallinen suoekosysteemi, joka suodattaa metsätalousmaalta purkautuvista vesistä kiintoainetta, metsänlannoituksista ja hakkuutähteistä vapautuvia ravinteita sekä veden laadun kannalta haitallisia metalleja (esim. rauta, alumiini), ja joka turpeen kationinvaihto-ominaisuuksiin perustuen vähentää valumaveden happamuuden vaihtelua (Sallantaus ym. 1998). Ennallis-

tettävien suonosien pinta-alaosuus jää yleensä muutamaa prosenttiin metsätaloustalouteen ojitetusta pinta-alasta, joten syntyvä haitta on metsätalouden kannalta kohtuullinen.

Vesien suojeleminen voi olla monipuolinen. Ravinteiden pidättymisestä luonnontilaisilla soilla on paljon kokemuksia, mutta on myös epäselviä asioita prosessitasolla (Ross 1995). Typen poistajina suot ovat etenkin nitraatin suhteen äärimmäisen tehokkaita, fosforin kohdalla suon vesittäminen voi lyhytaikaisesti jopa aiheuttaa fosforin vapautumista lähinnä rautayhdisteiden pelkistymisen kautta, mutta pitkällä aikavälillä vesitetyissä soissa tapahtuu fosforin nettosidontaa.

Vesistöjen rehevöitymisen ennaltaehkäisyn kannalta avainasemassa on kuitenkin ennallistettujen soiden kyky pidättää metsänlannoituksista ja hakkuutähteistä vapautuvaa typpi- ja etenkin fosforikuormaa (Huttunen ym. 1996).

Tutkimuksen tavoitteena on kvantifioida metsäojitetusta suosta ennallistetun puskurivyöhykkeen kyky pidättää metsänlannoituksista ja hakkuutähteistä vapautunutta tulevan veden sisältämää typpi- ja fosforikuormaa. Erityisesti pyritään selvittämään (1) kasvillisuuden ja (2) mikrobien osuus ja merkitys ravinteiden sidonnassa.

## **Aineisto ja menetelmät**

### ***Yleiset koejärjestelyt***

Koekenttänä käytettiin n. 0,6 ha suuruista vuonna 1995 ennallistettua suota, jonka alkuperäinen suotyyppi ennen metsäojitusta oli varsinainen sara-räme (laaja-alaisin suotyyppi Suomessa). Koealue sijaitsee Pohjois-Hämeessä, Juupajoen kunnassa (61°48'P, 24°17'D) ja kuuluu eteläboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen. Alueen keskimääräinen vuotuinen lämpösumma on 1150 d.d. ja vuotuinen sademäärä n. 700 mm. Suo ennallistettiin tukkimalla kuivatusojat ja johtamalla alueelle pohjavettä yläpuoliselta valuma-alueelta syöttöojan kautta. Suon puusto poistettiin ennallistamisen yhteydessä. Alueella on aiemmin tutkittu ennallistamisen vaikutusta suon metaanipäästöihin (Komulainen ym. 1998) ja hiilidioksiditaseeseen (Komulainen ym. 1999). Merkittävin kasvillisuusmuutos on ollut tupasvillan voimakas lisääntyminen, joka on myös tärkein kaasunvaihtoon liittyvä tekijä.

Koe tehtiin kalibrointiaikavertailualueperiaatteella. Kalibrointiajan muodostaa vuosi 1998. Vertailualueen muodostaa n. 0,3 ha suuruinen ennallistetun suon osa, joka ei saa syöttöajan kautta annettavaa ravinnelisäystä, mutta on muutoin kehittynyt samalla tavalla kuin tutkimusalue. Ravinnepulssi (45 kg N ja 15 kg P) annettiin syöttöajan kautta kasvukauden 1999 aikana ja mitoitettiin siten, että tuleva ravinnekuormitus noin satakertaistui. Ravinnepulssin vaikutus saatiin selville vertaamalla kontrollialueen ja tutkimusalueen tilannetta kalibrointiaikana ja toimenpiteen jälkeen vuosien 1999 ja 2000 aikana.

### ***Ravinteiden lateraali liikkuminen veden mukana***

Puskurivyöhykkeeseen tulevan ja siitä lähtevän veden ravinnepitoisuudet ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  ja  $\text{PO}_4^{3-}$ ) ja määrät selvitettiin mittapadoilta vesinäyttein, joiden perusteella saadaan estimaatti puskurin pidättämästä ravinteiden bruttomääristä. Kentän sisäisten konsentraatiomuutosten selvittämiseksi alueelle paikannettiin 37 pisteen 10 m x 15 m:n havaintoverkosto, jonka kuhunkin pisteeseen asennetaan kiinteästi vesinäytteenottopullot kahteen syvyyteen: 5-25 cm ja 30-50 cm. Pisteisiin asennettiin myös vedenpinnan syvyyden mittauspaketit, joiden korkeusasemat vaa'ittiin.

### ***Denitrifikaation mittaaminen***

On viitteitä, että huomattava osa vedessä kulkevasta mineraalitypestä voi denitrifikaation jälkeen poistua systeemistä kaasumuodossa (Jacks ym. 1994). Kaasunäytteenotto tehtiin yhdeksältä 60 cm x 60 cm:n alalta suljetun kammion menetelmällä. Denitrifikaation mittausta tehtiin asetyleeni-inhibitiomenetelmällä, jossa kammion kaasutilasta n. 10% korvataan asetyleenillä ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ). Kaasutilasta otettiin tietyin välein sarja näytteitä, ja denitrifikaation voimakkuus estimoitiin typpioksiduulin ( $\text{N}_2\text{O}$ ) konsentraation nousun perusteella vertaamalla tilanteita mittaussjakson aikana ennen ja jälkeen asetyleenin lisäyksen (Heikkinen ym. 1994).

Lisäksi edelläkuvatulla menetelmällä tehtiin Konilammensuolla vuonna 2001 koe, jonka tarkoituksena oli mallittaa tarkasti kaasumaisen typen poistuman ja maaveden nitraattipitoisuuden ( $\text{NO}_3^-$ ) sekä maan lämpötilan valistá yhteyttä. Koetta varten Konilammensuon kontrollialueelle perustet-

tiin 12 mittauspistettä, joita lannoitettiin kaliumnitraatilla ( $\text{KNO}_3$ ) neljällä eri tasolla: kontrolli ( $1\text{--}5 \text{ mg l}^{-1}$ ) ja kolme lannoitustasoa (100, 5000 ja  $50\,000 \text{ NO}_3\text{-mg l}^{-1}$ ). Vesinäytteet otettiin kammioista ennen mittausta, joista analysoitiin  $\text{NO}_3\text{-}$  Tecator 5020 FIA analysaattorilla Metsäntutkimuslaitoksella.

### ***Ravinteiden pidättyminen pintakasvillisuuteen***

Pintakasvillisuuden maanpäällinen biomassa ja sen pidättämät ravinnemäärät (N, P, Ca, K ja Mg) selvitettiin vuosittain suurimman biomassan aikaan (elokuun alku) otannalla, johon kuuluu 19 systemaattisen pisteverkon mukaan määrättyä kasvillisuusnäytealaa, joilta maanpäällisen kasvi-biomassaotannon lisäksi otettiin juuristonäytteet sekä määritettiin pintakasvillisuuden peittävyysprosentit. Kasvillisuusnäyteala oli sammalten osalta  $0,25 \text{ m}^2$ :n ja putkilokasvien osalta  $0,5 \text{ m}^2$ :n laajuinen. Rahkasammalkasvuston elävä osa määritettiin silmävaraisesti. Tupasvillan (*Eriophorum vaginatum*) tuppaista eroteltiin omiksi ositteiksi elävät ja kuolleet lehdet sekä elävät ja kuolleet tyvitupet. Lisäksi varpubiomassa eriteltiin varsi- ja lehtibiomassaan. Maanpäällinen biomassa alueella määritettiin vuosittain biomassanäytteenottojen perusteella.

Juurten biomassa ja ravinteet selvitettiin systemaattisesti ottamalla määrävälein 19 pintakasvillisuusnäytteenottopisteen lisäksi 16 pisteestä pelkät juuristonäytteet. Tällöin juuristonäytteenottopisteitä tuli yhteensä 35 kpl ja yhden näytteen pinta-ala on  $8 \text{ cm} \times 8 \text{ cm}$ . Näytteet otettiin  $0\text{--}50 \text{ cm}$ :n pintakerroksesta ja juuret eroteltiin erikseen  $0\text{--}25 \text{ cm}$  ja  $25\text{--}50 \text{ cm}$ :n kerroksesta.

### ***Tupasvillan kyky pidättää erisuuruisia ravinnemääriä***

Tupasvillan ravinteidenpidätyskyky ja kasvudynamiikka selvitettiin kasvi-huonekokeella v. 1999. Koetta varten tutkimusalueen reunalta nostettiin syksyllä 1998 n. 50 elinvoimaista tupasta, joista eroteltiin tarvittava määrä yksittäisiä versoja. Versot istutettiin  $11,5 \text{ cm}$ :n läpimittaisiin ja  $60 \text{ cm}$ :n syvyisiin astioihin puhdistettuun kvartsihiekkään. Tuppaat jaettiin kolmeen kasvatusjaksoryhmään; kussakin käsittelyssä 7 toistoa. Versojen kasvatus ja ravinteidensyöttökäsittelyt aloitettiin keväällä avoimessa läpinäkyvällä

muovilla katetussa tilassa kasvukauden alettua, ensimmäinen kasvatusjakso-ryhmä poistettiin kesä-heinäkuun, toinen heinä-elokuun vaihteessa ja kolmas marraskuussa kasvukauden päätyttyä. Ravinteiden syöttö tapahtui kastelemalla tuppaita ravinneliuoksella, joka vastasi Konilammensuon kenttäkoealueella luonnontilassa vallitsevaa nitraatti- ja fosfaattipitoisuutta. Läpivaluneen veden ravinnemäärät selvitettiin 2 viikon välein kasvatusputken sivussa sijaitsevasta pullosta otettavasta vesinäytteestä.

Kasvatusjaksojen päätyttyä tupaat jaettiin ositteisiin, kuten aiemmin kuvatussa koealueen otannassa. Ravinnemääritykset tehtiin kuten kenttäkoealueen kasvinäytteistä.

### ***Ravinteiden pidättyminen mikrobibiomassaan***

Mikrobibiomassa määritettiin fumigaatio-extraktio-menetelmällä (Vance ym. 1987; Martikainen ja Palojärvi 1990), jossa näytteitä fumigoitiin etanolittomassa kloroformissa 28 °C:n lämpötilassa 24 tunnin ajan. Käsitelyn jälkeen fumigoituja näytteitä ja vastaavia fumigoimattomia näytteitä ravisteltiin 30 minuuttia 45 ml:ssa 0,5M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Orgaaninen kokonaishiili (TOC) mitattiin suodatetusta ja hapotetusta K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>:sta käyttäen kaliumftalaattia standardina. Kokonaistyyppi (N<sub>tot</sub>) määritettiin Tecator 5020 FIA-analysaattorilla (Martikainen ja Palojärvi 1990). Mikrobin sisältämän tyypin määrä saatiin fumigoitujen ja fumigoimattomien näytteiden erotukseksi (Martikainen ja Palojärvi 1990; Karsisto 1996). Mikrobin sisältämän fosforin (PO<sub>4</sub>) määrä mitattiin uuttoliuoksesta virtausinjektiotekniikkaa hyväksikäyttäen.

### **Tulokset ja niiden merkitys**

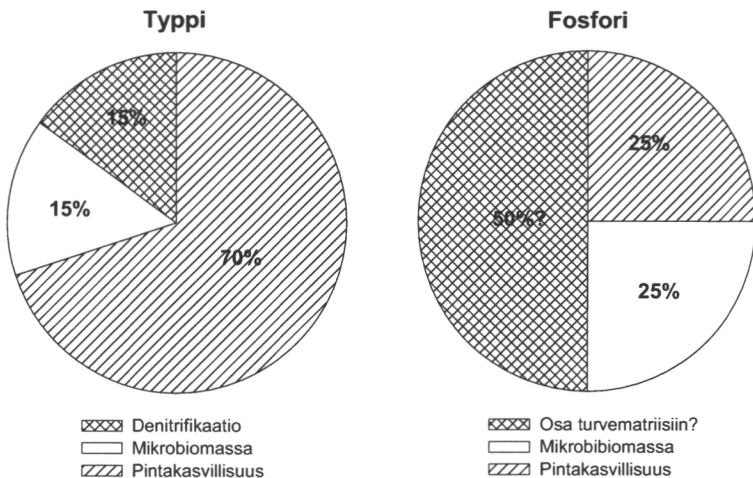
Tutkimus tuottaa tietoa siitä, miten metsäojitetusta suosta ennallistettu suon osa pidättää ravinteita sen läpi virtaavasta vedestä muutamia vuosia ennallistamisen jälkeen. Tämä tieto on tärkeä siksi, että käytännön puskurivyöhykkeet suunnitellaan ja tehdään vain lyhyen aikaa ennen metsätaloudellisia toimenpiteitä. Erityisen merkittävä tässä suhteessa on ennallistettavalle suolle muodostuva sukessiokasviyhdyksunta ja sen kyky pidättää ravinteita pitkähköksi aikaa. Tupasvilla näyttää tässä suhteessa merkittävimmltä lajilta ja sen pidätyspotentiaalinv kvantifioiminen on puskurivyöhykkeiden suun-

nittelussa oleellista.

Vedenlaadun ympärivuotisessa seurannassa ei ole havaittu merkittäviä typen tai fosforin konsentraatioiden nousua suopuskurin läpi virranneessa vedessä. Tämän lisäksi koealueella sekä kasvillisuuden että mikrobiston biomassojen ja typpioksiduulin emissioiden on havaittu kasvaneen selkeästi verrattuna kontrollivuoden ja kontrollialueen tilanteeseen, mikä osoittaa suopuskurin pidättäneen typpeä ja fosforia itseensä sekä vapauttaneen typpeä myös ilmakehään kaasumaisessa muodossa.

Alustavien tutkimustulosten mukaan ennallistettuun suopuskuriin syötetystä typestä poistuu ensimmäisen kahden vuoden kuluessa noin 15 % kaasumaisessa muodossa, 15% pidättyy mikrobibiomassa ja 70% pintakasvillisuuteen, eritoten tupasvillan solukoihin (Kuva 1). Syötetystä fosforista noin 25% pidättyy mikrobibiomassa ja 25% pintakasvillisuuteen kahden ensimmäisen vuoden aikana (Kuva 1). Osa jäljellejäävästä 50% pidättyy ilmeisesti turvematriisiin (Kuva 1). Alustavien tuloksien perusteella voidaan siis todeta, että ennallistettu suopuskuri kykenee pidättämään melko hyvin myös erittäin suuria typpi- ja fosforipulsseja.

Suometsien lannoitusta typpeä ja fosforia sisältävillä lannoitteilla tai päätehakkuita runsaspuustoisissa suometsissä voidaan alustavien tutkimustulosten perusteella pitää ympäristöpoliittisesti hyväksyttävänä metsätaloudellisina toimenpiteinä ainakin olosuhteissa, joissa vesistöjä kuormittavien prosessien ehkäisystä on huolehdittu mahdollisimman tehokkaasti esimerkiksi käyttämällä ennallistettuja soita tai suon osia biofiltreinä.



Kuva 1. Typen ja fosforin pidättyminen ennallistettuun suopuskuriin.

## Kirjallisuus

- Carpenter, S.R., Chisholm, S.W., Krebs, C.J., Schindler, D.W. & Wright, R.F. 1995. Ecosystem experiments. *Science* 269: 324-327.
- Heikkinen, K., Ihme, R. & Lakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutus-kentällä. (Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland system). *Publications of the Water and Environment Administration-Series A*. 193: 1-81.
- Huttunen, A., Heikkinen, K. & Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. *Aquatic Botany* 55: 61-73.
- Jacks, G., Joelsson, A. & Fleischer, S. 1994. Nitrogen retention in forest wetlands. *Ambio* 23: 358-362.
- Karsisto, M. 1996. Decomposition of peat organic matter.. Julkaisussa: Roos, J. (toim.) *The Finnish Research Programme on Climate Change. Final Report. Publications of the Academy of Finland 4/96*. EDITA, Helsinki. ss. 395-400.
- Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 1998. Short-term effect of restoration on vegetation succession and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 402-411.
- Komulainen, V.-M., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO<sub>2</sub> balance. *Journal of Applied Ecology* 36: 634-648.
- Leonardson, L. 1994. Wetlands as nitrogen sinks - Swedish and international experience. *Naturvårdsverket, Rapport*. 4176: 1-265.
- Martikainen, P.J. & Palojärvi, A. 1990: Evaluation of the fumigation-extraction method for the determination of microbial biomass C and N in a range of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 22: 797-802.
- Ross, S.M. 1995. Overview of the hydrochemistry and solute processes in British wetlands. Julkaisussa: Hughes, J. & Heathwaite, A.L. (toim.) *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. ss. 133-181.
- Sallantausta, T, Vasander, H. , Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. *Suo* 49(4):125-133.

- Vance, E.D., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 703-707.
- Young, P. 1996. The «New Science» of Wetland Restoration. *Environment, Science and Technology* 30: 292-296.



# **Pintavalutuskentät metsätalouden vesiensuojelumenetelmänä – Kuohattijärven suojavyöhyketutkimuksen tuloksia vuosilta 1998-2001**

*Lyytikäinen Veli, Vuori Kari-Matti ja Kotanen Juh*

## **Johdanto**

Metsätalouden tarpeisiin Suomessa on ojitettu 5,9 miljoonaa hehtaaria suota, joka on noin 60 prosenttia alkuperäisestä suopinta-alastamme (Lappalainen ja Hänninen 1993). Uudisojituksen huippuvuosien ojikut ovat kasvassa umpeen ja tarvitsevat kunnostusojitusta. Kansallisen metsäohjelman tavoitteena on nostaa vuotuinen kunnostusojitusten määrä 110 000 hehtaariin (Maa- ja metsätalousministeriö 1999). Kunnostusojitusten merkittävimmät vesistöhaitat aiheutuvat ravinne-, kiintoaine- ja metallikuormituksen lisääntymisestä (esim. Ahtiainen 1990, Lepistö ym. 1994, Manninen 1998, Vuori ym. 1998, Prévost ym. 1999). Pintavalutuskenttien on arvioitu olevan tehokkain vesiensuojeluratkaisu metsätaloudessa (Norris 1993). Tässä tutkimuksessa on pyritty selvittämään kunnostusojituksen aiheuttamaa vesistökuormitusta ja pintavalutuskenttien toimivuutta Kuohattijärven valuma-alueella Pohjois-Karjalassa.

## **Aineisto ja menetelmät**

Tutkimuskohteena ovat Kuohattijärven laskevien purojen ojitetut valuma-alueet. Vuosina 1998-2001 seuranta on ollut kaikkiaan 13 pintavalutus-kentällä. Yhtäjaksoisesti tutkimusta on tehty kuudella kentällä, muiden kenttien tutkimusjaksot vaihtelevat yhden ja kolmen vuoden välillä. Pintavalutuskentät on rakennettu Kuohattijärven valuma-aluekunnostuksen yhteydessä (Tossavainen 1997). Valuma-alueelta tulevaan kokoajajaan on rakennettu pato. Padot ovat noin kolme metriä pitkiä ja kaksi metriä leveitä. Patojen seinämät on tuettu puupaalutuksin ja niiden välit on täytetty turpeella ja kivellä. Padot sijaitsevat kaltevassa maaston kohdassa, jolloin vesi virtaa hyvin alapuoliselle pintavalutuskentälle. Tällä pyritään muodostamaan mahdollisimman laaja pintavalunta-alue ja estämään yläpuolisen metsän vetymishaitat. Maasto-olosuhteista riippuen padolle on kaivettu joko yksi tai

kaksi poikittaisojaa.

Patojen kohtisuorat etäisyydet ojaan, puroon tai vesistöön ovat olleet 5-100 metriä. Kenttien leveydet ovat vaihdelleet metrin ja 160 metrin välillä. Pintavalutuskenttien toiminnallinen pinta-ala on vaihdellut välillä 5-3500 m<sup>2</sup>. Keskimääräinen kenttien koko on ollut noin 600 m<sup>2</sup>. Kenttien pinta-ala suhteessa koko valuma-alueen pinta-alaan on ollut 0,003-4,23 prosenttia, mediaanin ollessa 0,1 prosenttia.

Pintavalutuskenttien valuma-alueiden pinta-alat vaihtelevat 1,9 ja 118,4 hehtaarin välillä, keskimäärin pinta-ala on noin 36 hehtaaria. Valuma-alueiden pinta-alasta on keskimäärin 46 prosenttia (13 - 96 %) ojitettua suota, 52 prosenttia (4 - 87 %) kivennäismaita ja loput kaksi prosenttia koostuvat pienistä vesistöistä ja pelloista. Ojajametrejä näillä valuma-alueilla on keskimäärin 130 hehtaarilla. Kuormitustuloksia tarkastellaan tässä vain niiltä valuma-alueilta, joilta seuranta on ollut koko tutkimuskauden ajalta (Taulukko 1). Neljällä valuma-alueella (numerot 53, 54, 64 ja 73) on tehty paljon metsätaloustoimia. Kahdella kentän (35 ja 39) valuma-alueilla ei ole juurikaan tehty metsätaloustoimia 30-40 vuoteen (Taulukko 1).

Taulukko 1. Metsätaloustoimet ja niiden pinta-alat sekä osuudet kentän valuma-alueesta (va).

Kentän numero	Toimenpiteet	Ajankohta	Pinta-ala (ha)	Osuus va.:sta (%)
35	Uudisojitus	1970-luvun lopulla	~9,2	~50,0
39	Uudisojitus	1960-luvulla	~2,7	~2,7
	Kunnostusojitus	Syyskuu 1996	0,04	0,2
53	Uudisojitus	1960-luvulla	~30,0	~41,5
	PK-urealannoitus (suo), 450/200 kg/ha	1988	27,0	37,5
	PK-lannoitus (suo), 450 kg/ha	1988	6,0	8,3
	Lannoitus (kangas), Oulun salp. 600 kg/ha	1991	24,0	33,3
	PK-lannoitus (suo) 450 kg/ha	Syys-lokakuu 1999	29,9	41,6
	Kunnostusojitus	1999-2000	32,1	44,6
	Kasvatushakkuu (suo)	2001	23,6	32,8
	Kasvatushakkuu (kangas)			
54	Uudisojitus	1960-luvulla	~0,8	~41,0
	Lannoitus (kangas), Oulun salp. 600 kg/ha	1991	0,7	37,3
	PK-lannoitus (suo), 450 kg/ha	Kesäkuu 1999	0,7	39,3
	Kunnostusojitus	Syys-lokakuu 1999	0,9	46,5
	Kasvatushakkuu (suo)	1999	0,8	41,6
64	Uudisojitus	1960-luvulla	~8,6	~29,8
	PK-lannoitus (suo), 450 kg/ha	Kesäkuu 1999	8,5	29,5
	Kasvatushakkuu (suo)	1999	7,2	24,9
73	Uudisojitus	1960-luvulla	~14,2	~42,7
	Lannoitus (kangas), Oulun salp. 600 kg/ha	1991	6,4	19,1
	PK-lannoitus (suo), 450 kg/ha	Kesäkuu 1999	11,6	34,7
	Uudishakkuu (kangas/suo)	1998	3,2	9,9
	Kasvatushakkuu (suo)	1999	12,4	37,3

Kuormituksen ja kenttien toimivuuden arvioimiseksi otettiin vesinäytteitä kolmesti vuodessa, kevät- ja syysylivirtaaman sekä kesäalivirtaaman aikana, yleisten vesinäytteiden ottomenetelmien mukaisesti (Mäkelä ym. 1992). Vesinäytteet otettiin kentälle tulevasta ja siitä lähtevästä vedestä. Tulevan veden näytteenottoaikka oli valuma-alueelta tulevassa kokoaja-ojassa mahdollisimman lähellä patoa. Kentän alapuolelta vesinäytteitä on otettu yleensä yksi tai useampi sellaisista kohdista, joihin muodostui selkeää purouomaan purkautuva noromainen ulosvirtaus.

Pintavalutuskenttien toimivuutta arvioidaan ylivirtaamajaksoilla kentän ylä- ja alapuolisesta vesinäytteitä vertailemalla. Ojikoilta tulevan kuormituksen laskennassa on käytetty Nurmes-tutkimuksessa (esim. Ahtiainen ja Huttunen 1995) mukana olevan Murtopuron valumatietoja, jotka on suhteutettu tutkimuksen valuma-alueiden pinta-alatietoihin. Kuormituslaskelmat on tehty Alatalon (2000) kuvaamalla menetelmällä 7, jossa mitattujen pitoisuuksien ja valumatietojen perusteella lasketaan valumapainotetut vuosihuuhtoutumat. Vuosina 1998 (17,33 l/s/km<sup>2</sup>) ja 2000 (17,54 l/s/km<sup>2</sup>) Murtopuron valuman vuosikeskiarvot olivat huomattavasti korkeammat kuin vuosina 1999 (10,16 l/s/km<sup>2</sup>) ja 2001 (10,86 l/s/km<sup>2</sup>). Vuosien 1999 ja 2001 valumat eroavat vuosien 1998 (ANOVA,  $p = 0,002$ ,  $p = 0,005$ ) ja 2000 ( $p = 0,001$ ,  $p = 0,004$ ) vastaavista hyvin merkitsevästi.

## Tulokset

### *Pintavalutuskenttien toimivuus*

Pintavalutuskenttien toimivuutta kuvaavat tiedot on koottu taulukkoon 2. Kiintoaine pidättyi ylivirtaamakaussilla kentille kohtalaisen tehokkaasti; keskimääräinen pidätysteho oli noin 15 prosenttia (-54,8 - +60,4 %). Pidättyminen oli parittaisen t-testin mukaan tilastollisesti hyvin merkitsevä ( $p = 0,003$ ). Kiintoaine pidättyi paremmin syksyllä (-21,7 %) kuin keväällä (-11,0 %). Vuonna 1997 rakennetut suurimmat kentät (> 0,1 % valuma-alueesta) pidättivät kiintoainetta paremmin (-32,7 %) kuin pienet (< 0,1 %) kentät (-22,2 %). Ajan kuluessa kenttien kiintoaineen pidätysteho on keskimäärin kasvanut.

Ylivirtaamajaksoilla tutkimusalueen pintavalutuskentillä ei keskimäärin (+ 1,5 %) havaittu olevan vaikutusta kokonaisfosforin pidättymiseen.

Kenttien välillä pidättymisessä oli kuitenkin merkittäviä eroja (-11,4 - +25,0 %). Pienet kentät (pinta-ala alle 0,1 % valuma-alueen alasta) lisäsivät fosforia keskimäärin 1,7 prosenttia. Pinta-alaltaan yli 0,1 prosentin valuma-alueesta olevat kentät vähensivät pitoisuuksia vastaavasti 4,5 prosenttia. Kokonaisfosforin pidätysteho keskimäärin paranee ajan kuluessa, joskaan kehitys ei ole ollut suoraviivaista.

Ylivirtaamajaksoilla tehtyjen mittausten perusteella pintavalutuskentät eivät keskimäärin (+1,6 %) pidätä fosfaattifosforia. Kenttien pidätyskyvyssä oli kuitenkin huomattavaa vaihtelua (-21,0 - +33,8 %). Kolmelta kentältä lähtevän veden fosfaattipitoisuus oli merkitsevästi pienempi kuin tulevan veden. Pienet kentät, jotka ovat pinta-alaltaan alle 0,1 prosentin valuma-alueesta, lisäsivät fosfaattipitoisuutta keskimäärin 3,7 prosenttia kentän yläpuolelta alapuolelle siirryttäessä. Suhteellisesti isoimmat kentät (yli 0,1 % valuma-alueesta) vähensivät pitoisuuksia keskimäärin 8,3 prosenttia. Kenttien toiminta keskimäärin paranee ajan kuluessa, vaikkakaan pidätystehon paraneminen ei ole suoraviivaista.

Pintavalutuskentillä oli keskimäärin vähentävä vaikutus ammoniumtypen pitoisuuteen (-5,2 %), ero kenttien ylä- ja alapuolisten pitoisuuksien välillä oli tilastollisesti merkitsevä (parittainen t-testi,  $p = 0,019$ ). Kenttien välillä oli kuitenkin huomattavaa vaihtelua. Kentän koolla ja iällä oli vaikutusta ammoniumtypen pidätystehoon. Vuonna 1997 rakennetut pienet kentät (pinta-ala < 0,1 % valuma-alueesta) poistivat ammoniumtyppeä (-5,0 %) hieman huonommin kuin isoimmat (> 0,1 % ) kentät (-8,5 %). Suhteellisesti isojen kenttien ammoniumtypen pidätysteho on hienoisesti laskenut tutkimuksen aikana.

Pintavalutuskentät vähensivät nitraatti- ja nitriittityypen pitoisuuksia keskimäärin 10,6 prosenttia. Ero on tilastollisesti erittäin merkitsevä (parittainen t-testi,  $p = 0,000$ ). Syksyllä (-10,0 %) pitoisuudet vähenivät enemmän kuin keväällä (-6,4 %). Nitraattityypen pidätystehoon vaikutti merkittävästi kentän koko suhteessa valuma-alueeseen. Suurimmat kentät (pinta-ala yli 0,1 % valuma-alueesta) pidättivät nitraatti- ja nitriittityppeä 15,7 prosenttia. Pienten kenttien (alle 0,1 %) pidätysteho oli 7,8 prosenttia. Kentän iällä oli päinvastainen vaikutus – ajan myötä kenttien pidätysteho heikkenee.

Ylivirtaamajaksoilla kentät alensivat veden alkaliniteetti-arvoja keskimäärin 4,6 prosenttia. Syksyn mittauksissa alkaliniteetti aleni (-18,9 %), kun kevätmittaukset osoittivat alkaniteetin kasvavan (+8,6 %) kentillä. Suhteellisesti suurikokoiset kentät (yli 0,1 % valuma-alueesta) lisäsivät alka-

liniteettia 11,5 prosenttia, kun pienet kentät (alle 0,1 % valuma-alueesta) alensivat 7,8 prosenttia. Kentän rakentamisesta kuluneella ajalla ei ole selvää vaikutusta alkaliniteettiarvoihin.

Ylivirtaamajaksoilla väriluku kasvoi keskimäärin 5,9 prosenttia pintavalutuskentän yläpuolelta alapuolelle siirryttäessä. Ero oli tilastollisesti merkitsevä (parittainen t-testi,  $p = 0,021$ ). Vuodenajoilla ei ole ollut juurikaan vaikutusta kentillä tapahtuvaan väriluvun muutokseen. Yksittäisten kenttien välillä oli eroja kuinka ne vaikuttavat veden värilukuun. Kentän toiminnallisella koolla oli vähäistä vaikutusta väriluvun muutokseen kentällä. Pienet kentät, joiden pinta-ala on alle 0,1 prosentin valuma-alueen koosta, nostivat värilukua keskimäärin 7,3 prosenttia. Suhteellisesti isot kentät (yli 0,1 prosenti valuma-alueesta) laskivat lukua keskimäärin 1,7 prosenttia. Tarkasteltaessa kenttien rakentamisvuosia ja väriluvun kehitystä, ei niillä havaittu olevan selvää yhteyttä.

Muiden mitattujen vesilaatumuuttujien arvoihin (kokonaistypen, alumiinin ja raudan pitoisuus sekä kemiallisen hapen kulutuksen määrä) pintavalutuskentillä ei ollut merkittävää vaikutusta.

Taulukko 2. Yhteenveto pintavalutuskenttien vaikutuksesta vesikemiallisten muuttujan prosentuaaliseen vähenemään (negatiiviset arvot) tai lisäykseen (positiiviset arvot). Kentän koon ja iän vaikutusta kuvaavat merkit: - = kentän alapuolinen arvo vähenee, — = kentän alapuolinen arvo vähenee merkittävästi, + = kentän alapuolinen arvo kasvaa, ++ = kentän alapuolinen arvo kasvaa merkittävästi ja -/+ = ei ole vaikutusta pintavalunnassa.

Muuttuja	Keskimääräinen muutos (%)	Muutoksen vaihtelu (%)	Kentän rakentamisesta kulunut aika	Kentän koko
Kiintoaine	-15,0	-54,8...+60,4	--	--
Kok. fosfori	+1,5	-11,4...+25,0	-	-
Fosfaattifosfori	+1,6	-21,0...+33,8	--	-
Kok. typpi	-1,3	-5,6...+2,8	-/+	-/+
Ammoniumtyppi	-5,2	-31,3...+29,6	+	-
NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N	-10,6	-35,9...+13,3	+	--
Rauta	+4,0	-21,4...+52,4	-/+	-/+
Alumiini	-0,5	-12,4...+7,3	-/+	-/+
Alkaliniteetti	-4,6	-77,9...+35,7	-/+	++
Kem. hapen kulutus	+2,6	-0,8...+15,6	-/+	-/+
Väri	+5,9	-4,3...+22,7	-/+	-

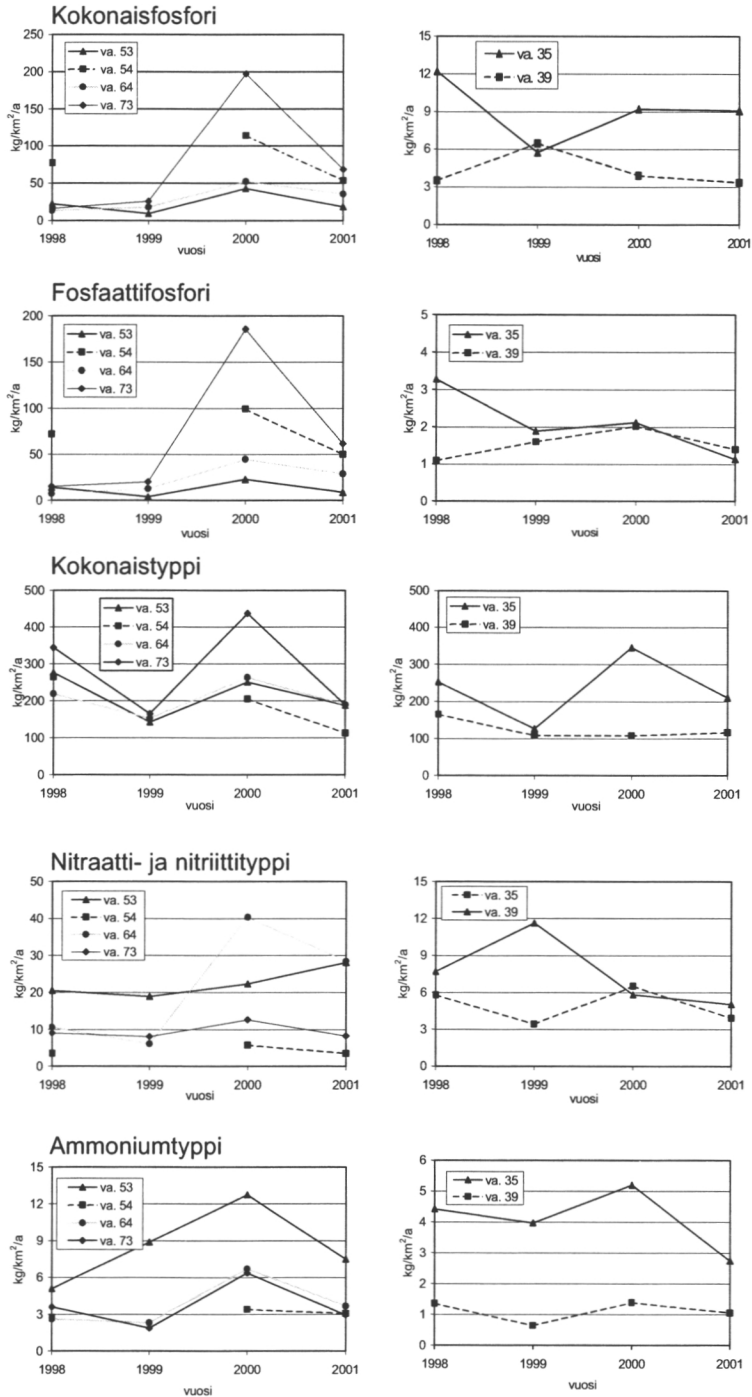
## ***Ojikoilta tuleva ravinnekuormitus***

”Vanhoilla” toimenpidealueilla vuosittaiset kuormitukset olivat alhaisia ja noudattelivat vuosittaista valumatilannetta. Jatkuvassa ja tehokkaassa metsätalous käytössä olevilla valuma-alueilla ravinnekuormitus oli jo tutkimuksen alussa huomattavan korkealla tasolla. Tutkimuksen aikana merkittävimmät muutokset kuormissa esiintyivät kokonaisfosfori- ja fosfaattikuormissa vuoden 1999 metsätaloustoimien jälkeen. Tarkasteltaessa kuormitusta valumiltaan vertailukelpoisina vuosina 1998 ja 2000 kokonaisfosforikuormitus nousi keskimäärin 4,8-kertaiseksi ja fosfaattikuormitus keskimäärin 5,3-kertaiseksi. Vuodesta 1999 vuoteen 2001 kuormitukset kasvoivat kolmella valuma-alueella (53, 64 ja 73) keskimäärin 2,2- ja 2,5-kertaisiksi. Kokonaistypen kuormituksessa ei keskimäärin tapahtunut muutosta tarkasteltaessa vuosien 1998 ja 2000 sekä 1999 ja 2001 mitattuja arvoja. Nitraattityyppi- ja nitriittityyppi-kuormitus nousi keskimäärin kaksinkertaiseksi vuodesta 1998 vuoteen 2000 ja 2,4-kertaiseksi vuodesta 1999 vuoteen 2001. Tarkasteltaessa ammoniumtyyppi-kuormia vuosina 1998 ja 2000, havaitaan niiden nousseen keskimäärin kaksinkertaisiksi. Vuodesta 1999 vuoteen 2001 muutos oli pienempi, keskimäärin kuormitus nousi 30 prosenttia (Kuva 1).

## **Tulosten tarkastelu**

Pintavalutuskenttien toimivuus lukuun ottamatta kiintoainetta jäi tutkimuskentillä keskimäärin heikoksi. Kiintoaineen pidätysprosentti ylivirtaamakaussilla oli 15. Alapuolisissa näytteissä kiintoainepitoisuudet olivat useasti 0 mg/l. Laskennan suorittamiseksi tuloksissa otettiin huomioon mittaus-tarkkuus, joten ”nollatulokset” korvattiin arvolla 0,05 mg/l. Koska pitoisuudet ovat alhaisia, käytetty korjaus alentaa pidätysprosenttia huomattavasti. Lisäksi on mahdollista, että raskas epäorgaaninen kiintoaine ei näy ylivirtaamakaussilla ojasta otetussa vesinäytteessä, mutta kentän alapuolisessa pienestä norosta otetussa näytteessä se ilmeni.

Kiintoaine pidättyi parhaiten vanhimmilla kentillä, joissa ruohomainen kasvillisuus on ajan myötä voimakkaasti lisääntynyt. Tiheällä ruohokasvillisuudella on merkitystä juuri partikkelimaisten yhdisteiden pidätyksessä, koska se vähentää virtausnopeutta parantaen sedimentaatiota (Vought ym. 1994, Uusi-Kämpä ym. 2000). Kahdella isoimmalla kentällä tapahtunut pidätystehon lasku voikin johtua kenttien kaltevuudesta ja



Kuva 1. Vuosittaiset ravinnekuormitukset kenttien 53, 54, 64 ja 73 (intensiivinen metsätalous, vrt. taulukko 1) sekä 35 ja 39 (metsätaloustoimien ulkopuolella 30-40 vuotta) valuma-alueilta. Huomaa kuvien erilainen skaalaus kuormituksen suhteen.

oikovirtauksista (Heikkinen ym. 1994, Vought ym. 1994). Kun kentän koko suhteutetaan valuma-alueen kokoon, havaitaan isoimpien kenttien pidättävän parhaiten kiintoainetta. Tämä voi johtua veden viipymän pidentymisestä, jolloin valumaveden puhdistuminen tehostuu (Heikkinen ym. 1994). Orgaanisen fosforin pidättyminen oli kentillä vähäistä ylivirtaamajaksoilla, vain yhdellä kentällä vähentyminen oli merkitsevää. Fosfori kulkeutuu hienojakoisen orgaanisen aineeseen sitoutuneena (Ihme 1994). Erityisen heikkoa hienojakoisen orgaanisen aineen pidättyminen on pienillä kentillä, mikä ilmenee myös väriluvun kasvuna (Eloranta 1999) ja puskurikyvyn (Kortelainen 1999) laskuna. Mitä ilmeisimmin vesi kulkee ylivirtaamakaussilla liian noromaisissa uomissa, jotta partikkelimainen fosfori pystyisi pidättymään kentille. Lisäksi vesinäytteiden ottopaikat kentän alapuolella saattavat aiheuttaa kokonaisfosforin pidätystehon aliarvioimista, koska vesinäytteet joudutaan ottamaan kentän alapuolella suurimmista noroista, joissa orgaanisen aineen pidättyminen on oletettavasti pienempää kuin veden levitessä laajemmalle ja virtauksen ollessa alhaisempi.

Liukoisien fosforin pidätyskyvyn osalta tulokset ovat parempia, kolme kenttää pidätti fosfaattia merkitsevästi. Fosfaatin pidättymiseen kentille vaikuttavat kentän kemialliset, fysikaaliset ja biologiset olosuhteet (Richardson 1985). Parhaiten fosfaattia pidättäville kentille on ajan kuluessa kehittynyt runsas korpikastikkakasvillisuus. Kasvit käyttävät liukoista fosfaattia ravinteinaan, mutta tutkimuksen aikana ei ole havaittu kasvien lahoamisesta johtuvaa fosfaatin lisäystä syksyisin. Ruohomaisen kasvillisuuden vaikutus pidätystehoon johtuneekin pääasiassa veden viipymän lisääntymisestä, jolloin kontaktiaika turpeen kanssa pitenee ja kemiallinen pidättyminen voi tapahtua (Heikkinen ym. 1994). Maaperän kyky sitoa fosfaattia on riippuvainen sen rauta- ja alumiinoksidien määrästä (Richardson 1985, Nieminen ja Jarva 1999).

Epäorgaanisen typen pitoisuudet alenivat aluksi huomattavasti, mutta myöhemmin pidätysteho aleni ilmeisesti kentille kehittyneiden oikovirtausten takia. Oikovirtauksia on havaittu erityisesti tutkimuksen suurimmilla pintavalutuskentillä. Typen vähenemistä pintavalunnassa selitetään yleensä denitrifikaatiolla. Denitrifikaatiota tapahtuu hapettomissa oloissa, jossa kriittisinä tekijöinä ovat mm. viipymä ja orgaanisen aineen määrä (Jacks ym. 1994, Jansson ym. 1994).

Valuma-alueilla, joilla ei oltu tehty metsätaloustoimia 30-40 vuoteen, mitattujen vesilaatumuuttujien vuosikuormat olivat luonnontilaisten valuma-alueiden tasolla (esim. Rekolainen 1989, Ahtiainen ja Huttunen 1995,



Kortelainen ym. 1999). Muilla valuma-alueilla jo tutkimuskauden alussa erityisesti ravinnekuormat olivat hyvin korkealla tasolla. Tästä poikkeuksena on kentän 64 valuma-alue, jossa ei ole tehty metsätaloustoimia 15 vuoteen ennen vuotta 1999. Vuonna 1999 mitä ilmeisemmin lannoitukset ja ojitukset nostivat ravinnekuormitusta huomattavasti. Yleisesti voidaan todeta, että voimakkaimmin ravinnekuormitusta lisäsivät kunnostusojitusten yhteydessä toteutetut turvemaiden lannoitukset. Kunnostusojituksilla on todennäköisesti itsessäänkin merkitystä kuormituksen lisääjänä, mutta aineistossamme ojitusten ja lannoitusten vaikutuksia ei voida erottaa toisistaan. Korkeimmat kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforikuormat (197,1 ja 185,7 kg/km<sup>2</sup>) mitattiin kentän 73 valuma-alueelta vuonna 2000. Metsätaloustoimet lisäsivät huomattavasti myös epäorgaanisen typen huuhtoutumista. Fosfaatin voimakas huuhtoutuminen näyttäisi olevan yhteydessä lannoitettujen turvemaiden rehevyystasoon. Selvää yhteyttä ei havaittu tässä tutkimuksessa esiintynyt vaan huuhtoutumiseen vaikuttaa pääasiassa näiden turvemaiden alhaiset alumiini- ja rautapitoisuudet (Richardson 1985, Nieminen ja Jarva 1999).

## **Päätelmät**

Pintavalutuskenttien huonoa toimivuutta selittää erityisesti niiden pieni koko verrattuna valuma-alueeseen. Ainoastaan yhdellä kentällä, jonka pinta-ala on miltei 0,5 prosenttia valuma-alueesta, oli vesiensuojelullista merkitystä. Mitatut ravinteiden ja kiintoaineen pidätysprosentit jäivät luultavasti todellisuutta alhaisemmiksi, koska vesinäytteiden pitoisuusvertailulla ei pystytty arvioimaan kentältä suotautuneen ja haihtuneen veden vaikutusta pidätysprosentteihin. Lisäksi kesäaikana tapahtunut pidättyminen, joka aikaisempien tutkimusten mukaan on ylivirtaamakausia suurempaa, jäi tässä tutkimuksessa kokonaan ottamatta huomioon. Pintavalutuskentillä voi olla merkitystä metsätalouden hajakuormituksen vähentämisessä edellyttäen, että niiden suunnitteluun erityisesti maastonmuotojen, maastotyyppien ja suhteellisen koon osalta kiinnitetään nykyistä enemmän huomiota.

Metsätalouden hajakuormituksen ehkäisemisessä on korostetusti tuotava esille myös erilaisten metsätaloustoimien aiheuttaman kuormituksen haitat verrattuna siitä saatavaan taloudelliseen hyötyyn. Karujen turvemaiden lannoittaminen aiheuttaa hyvin merkittävää fosforikuormitusta, jonka vaikutukset ojikon alapuoliseen vesistöön ovat pitkäaikaisia ja moninaisia.

Tuloksemme viittaavat siihen, että nykyisen kaltaisilla vesiensuojelumenetelmillä ei pystytä riittävästi vähentämään kunnostusojitusten ja lannoituksen yhdessä aiheuttamia vesistöhaittoja. Ratkaisuna on harkittava lannoituksen vähentämistä, entisestäänkin niukkaliukoisempien lannoitteiden kehittämistä ja karuimpien suometsien jättämistä lannoitusten ja kunnostusojitusten ulkopuolelle.

## Kirjallisuus

- Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja –Sarja A 45: 1-122.
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 33-50.
- Alatalo, M. 2000. Metsätaloustoimenpiteistä aiheutunut ravinne- ja kiintoainekuormitus. Suomen ympäristö 381: 1-59.
- Eloranta, P. 1999. Humus and water physics. Julkaisussa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) Limnology of humic waters: ss. 59-74.
- Heikkinen, K., Ihme, R. & Laakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. –Sarja A 193: 1-81.
- Ihme, R. 1994. Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. VTT julkaisuja 798: 1-140.
- Jacks, G., Joelsson, A. & Fleischer, S. 1994. Nitrogen retention in forest wetlands. *Ambio* 23: 358-362.
- Jansson, M., Leonardson, L. & Fejes, J. 1994. Denitrification and nitrogen retention in a farmland stream in southern Sweden. *Ambio* 23: 326-331.
- Kortelainen, P. 1999. Acidity and buffer capacity. Julkaisussa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) Limnology of humic waters: 95-115.
- Kortelainen, P., Ahtiainen, M., Finér, L., Mattsson, T., Sallantausta, T. & Saukkonen, S. 1999. Luonnonhuhutoutuma metsävaluma-alueilta. Julkaisussa: Ahti, E., Granlund, H. & Puranen, E. (toim. ). Metsätalouden ympäristökuormitus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745: 9-14.

- Lappalainen, E. & Hänninen, P. 1993. Suomen turvevarat. Geologian tutkimuskeskuksen tutkimusraportti n:o 117: 1-118.
- Lepistö, A., Andersson, L., Arheimer, B. & Sundblad, K. 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 84: 81-102.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/1999 36 s.
- Manninen, P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environment Research* 3: 23-32.
- Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen, T. 1992. Vesitutkimuksen näytteenottomenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja –sarja B 10: 1-86.
- Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus absorption by peat from drained mires in Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 321-326.
- Norris, V. 1993. The use of buffer zones to project water quality. *Water Resources Management* 7: 257-272.
- Prévost, M., Plamondon, A. P. & Belleau, P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of Hydrology* 214: 130-143.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 2: 59-107.
- Richardson, C. J. 1985. Mechanism controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424-1427.
- Tossavainen, T. 1997. Nurmeksen Kuohattijärven ympäristöhoitosuunnitelma. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen monisteita 14: 1-38.
- Uusi-Kämpä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. & Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29: 151-158.
- Vought, L. B. –M., Dahl, J., Pedersen, C. L. & Lacoursière, J. O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23: 342-348.
- Vuori K.-M., Joensuu I., Jutila E., Ahvonen A. & Latvala, J. 1998. Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecos.* 8:745-759.



# Uusia työvälineitä metsätalouden ympäristökuormituksen hallintaan – Femma

*Laurén Ari, Koivusalo Harri, Kokkonen Teemu, Penttinen Sari, Nenonen Keijo, Hänninen Pekka, Finér Leena ja Mannerkoski Hannu*

## Tausta

Pohjoisissa havumetsissä metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamat haitalliset vesistövaikutukset muodostuvat lähinnä ravinnepäästöistä pintavesiin ja pohjavesiin. Ravinnepäästöjä tiedetään aiheutuvan mm. hakkuista, maanmuokkauksista sekä ojituksista. Tähän mennessä näitä vaikutuksia on selvitetty lähinnä pitkäaikaisilla seurantatutkimuksilla, joissa valuma-alueita tai koealoja on seurattu ennen toimenpiteitä ja toimenpiteiden jälkeen. Suomessa ensimmäinen valuma-alue tutkimus, jossa verrattiin valuma-alueita pareittain, aloitettiin jo vuonna 1935 ja ensimmäinen metsäojituksen vaikutuksia selvittävä tutkimus aloitettiin vuonna 1961 (Seuna 1981). Avohakkuun ja ojituksen vesistökuormituksia on selvitetty vuonna 1978 alkaneessa Nurmes –tutkimuksessa (Ahtiainen ym. 1988, Seuna 1988) sekä 1990-luvun alkupuolelta asti Valu –tutkimuksessa (Finér ym. 1997). Toimenpiteistä aiheutuva kuormitus on eri tutkimuksissa vaihdellut hyvin paljon ja tuloksia onkin ollut vaikea yleistää. Lisäksi seurantatutkimukset ovat kalliita ja aikaa vieviä. Esimerkiksi ennen käsitellyä mitattavan kalibrointijakson pituus on näissä tutkimuksissa ollut 3-5 vuotta, vaikka vuosittaisen ilmastollisen vaihtelun kattamiseksi on esitetty tarvittavan 10 vuoden kalibrointijaksoa (Brechtel ym. 1992, Brechtel ja Führer 1994). Kalleuden vuoksi seurantatutkimuksilla voidaan kattaa vain muutamia metsän käsittelyketjuja ja kasvupaikkoja. Tutkittujen tapausten väliin jää vielä vastausta vaille monta käytännön metsätalouden ja vesiensuojelun kannalta tärkeää kysymystä. Mitä jos puulaji, hakkuumenetelmä, hakkuun koko ja sijoitus, maalaji, suojavyöhykkeen mitat tai ilmastotekijät poikkeavatkin tutkituista? Olisivatko tuloksetkin silloin erilaisia? Metsätalouden suunnittelun kannalta on kiinnostavaa, voitaisiinko edes joihinkin näistä kysymyksistä löytää vastausta hyödyntämällä laskentamenetelmiä, jotka pyrkivät kuvaamaan metsikössä ja maassa tapahtuvia prosesseja.

Geotieteellisten tutkimusmenetelmien, ympäristöteknisten ja ekologisten mallintamismenetelmien, sekä GIS-pohjaisten laskentamenetelmien

kehittyminen luo pohjaa monitieteiselle prosessimallinnukselle, jolla voitaisiin joustavasti simuloida metsätalouden aiheuttamia ympäristövaikutuksia.

## **Tavoite**

FEMMA-hankkeen tavoitteena on kehittää GIS-pohjaisen prosessimallinnuksen avulla valuma-alueen mittakaavassa toimiva työväline metsätalouden vesistökuormituksen simulointiin. Työväline rakennetaan yhdistämällä olemassa olevia malleja, jotka kuvaavat veden ja ravinteiden liikkeiden laskennan kannalta tärkeitä prosesseja (mm. hydrologiaa, puiden ravinteiden ottoa, orgaanisen aineen hajotusta ja maaperässä tapahtuvaa veden ja ravinteiden kulkeutumista). Tutkimuksessa testataan veden ja ravinteiden liikkeiden laskentaa kahdessa ja kolmessa ulottuvuudessa.

## **Tutkimusalueet ja aineistot**

Veden ja sen kuljettamien ravinteiden kulkeutuminen sateesta metsän ja maan kautta vesistöön kaikkine fysikaalisine ja kemiallisine prosesseineen on varsin monimutkainen tapahtumasarja, jossa jokaisen osaprosessin kuvaamiseen liittyy epävarmuutta. Tämän vuoksi laskentatyökalun kehittämisen on perustuttava laajamittaiseen ekologiseen seuranta-aineistoon, sillä ilman riittävää mallin kalibrointia ja validointia laskentatulokset eivät monista epävarmuustekijöistä johtuen ole luotettavia. FEMMA-projektissa yhdistyy Valu –tutkimuksen tuottama laaja kokeellinen aineisto yhteistyökumppaneiden asiantuntemukseen hydrologisesta ja metsäekologisesta mallintamisesta. Suomen oloissa ainutlaatuinen yhdistelmä hydrometeorologisia ja vedenlaatuhavaintoja, sekä maaperä- ja kasvustotietoja, on kantavana pohjana laskentamenetelmien kehitystyölle ja testaamiselle pienillä metsäisillä valuma-alueilla.

## **Syöttötietoaineisto**

FEMMA –mallintamisessa hyödynnetään syöttötietoina Valu-tutkimusalueilta mitattuja seuranta- ja kertamittausaineistoja (Finér ym. 1997). Syötteenä

käytettäviä seuranta-aineistoja ovat mm. säähavainnot (sadanta, ilman lämpötila, ilman kosteus, auringonsäteily, tuulen nopeus) ja laskeumamittaukset. Syötteenä käytettäviä koealueilta määritettyjä muita havaintoja ovat mm. metsikkötunnukset (puulaji, runkoluku, läpimitta, pituus, latvuspeittävyys) ja maaperätunnukset (mm. kerrosjärjestys, hydrauliset ominaisuudet). Laskennassa tarvitaan lisäksi tutkimusalueilta mitattuja karttaan sidottuja tunnuksia, kuten maapeitteen paksuutta, topografiaa ja valuma-alueiden rajoja.

## ***Vertailuaineisto***

Osa laskentatuloksista voidaan verrata suoraan mitattuun aineistoon ja näin saada käsitystä laskennan onnistumisesta. Tällaisia muuttujia ovat mm. valunnan määrä, vedenlaatu purossa, pohjavedenpinnan syvyys, lumen vesiarvo, maan lämpötila sekä vesi- ja ainevirrat maakerroksesta toiseen.

## **Mallien kehitystyö**

### ***Metsäekosysteemimalli***

FINNFOR- metsäekosysteemimalli kuvaa laskennallisesti metsikössä tapahtuvia fysikaalisia (mm. aine- ja energiavirrat) ja biologisia prosesseja (mm. puiden synty, kehitys ja kuolema sekä orgaanisen aineen hajoitus) (Kellomäki ym. 1993). Syöttötietoina tarvitaan mm. säähavaintosarjoja sekä metsikön ja maaprofiilin kuvausta. Vesistövaikutusten simuloinnin kannalta kiinnostavia hydrologisia prosesseja ovat mm. latvuspidäntä, haihdunnan eri komponentit, lumen kertyminen ja sulaminen, veden imeytyminen maahan, pintavalunta, veden liikkeet maassa ja maan lämpövirrat. Laskettavia biologisia prosesseja ovat mm. puiden kasvu, karikkeen tuotto, orgaanisen aineen hajotus sekä veden ja ravinteiden otto maasta.

FINNFOR on yksiulotteinen kuvaus metsikössä tapahtuvista prosesseista, joten sillä yksin ei voida mallintaa esim. veden vaakasuuntaista liikettä kohti uomaa. Valuma-alue jaetaan tyypillisiin luokkiin puusto- ja maaperätietojen perusteella, minkä jälkeen metsäekosysteemimallia sovelletaan kuhunkin luokkaan erikseen. FINNFOR-malli tuottaa tuloksena maan yläpuolisista ja maan pinnassa tapahtuvista prosesseista lähtötietoa tyyppi-

profiili- ja pohjavesimalleille joilla lasketaan veden ja typen vaakasuuntaista kulkeutumista lasku-uomaan.

## ***Tyypiprofiilimalli***

Laskentamenetelmien kehitys- ja testaustyön yhtenä painopisteenä on. tyypiprofiilimallin (Karvonen ym. 1999) soveltaminen vesi- ja typpitaseiden kuvaamiseen koealueilla. Tyypiprofiilimallintamista on tehty aikaisemmin Teknillisen korkeakoulun Vesitalouden ja vesirakennuksen laboratoriossa selvittäessä valunnan syntymekanismeja Siuntiossa sijaitsevalla koevaluma-alueella (Kokkonen ym. 2001, Koivusalo ja Kokkonen 2002).

Tyypiprofiiliajattelussa hydrologinen mallintaminen perustuu tyypillisten vedenkulkeutumisreittien ja valunnan syntymekanismien tunnistamiseen valuma-alueen sisällä. Tunnistaminen perustuu analyysiin alueen korkeussuhteista, maankäytöstä, maalajeista, maakerroksen paksuudesta ja uomien sijainnista. Valuma-alue luokitellaan hydrologisesti samankaltaisiin alueisiin, joiden suhteelliset osuudet alueen kokonaispinta-alasta määräytyvät analyysin yhteydessä.

Veden kulkeutuminen lasketaan erikseen kullakin hydrologisesti samankaltaisella alueella omassa tyypiprofiilimallissa. Tyypiprofiili on kaksidimensionaalinen pituusleikkaus kaltevalta rinteeltä, joka ulottuu vedenjakajalta lähimpään uomaan. Mallilla lasketaan maan kosteuden ja pohjavedenpinnan vaihtelu sekä valuntakomponentit, jotka muodostavat syötteen uomaverkoston vaikutusta kuvaavalle viivästysrutiinille. Laskettuja veden kulkeutumisreittejä hyväksikäyttäen voidaan laskea edelleen typen fraktioiden konsentraatioita maavedessä ja valuntakomponenteissa.

Tyypiprofiilien parametrisointiin tarvitaan tietoa maaperän fysikaalisista ominaisuuksista. Jokaiselle tyypiprofiilille määritellään profiilin vaakasuunnassa ja pystysuunnassa maakerroksittain maan vedenpidätysominaisuudet ja maan hydraulinen johtavuus. Lisäksi kaltevan rinteen suunnassa määritetään juuristokerroksen syvyys. Tyypiprofiilimalli huolehtii veden virtauksen laskennasta maanpinnan alapuolella kyllästymättömässä ja kyllästyneessä vyöhykkeessä, uomaa kohti kulkeutuvien valunta komponenttien (pinta- ja pohjavalunta) laskennasta ja uomaverkoston aiheuttaman viiveen laskennasta. Typen osalta lasketaan pidättyminen maahan ja huuhtoutuminen veden mukana.



## ***Pohjavesimalli***

Toisessakin lähestymistavassa pohjaveden pinnan yläpuoliset prosessit mallinnetaan FINNFOR-mallin avulla, joka tuottaa syöttötietoaineiston (pohjaveden muodostuminen ja typpimäärät ajan suhteen) pohjavesiprosesseja simuloivaan MODFLOW –malliin ja siihen liittyviin aineiden kulkeutumismalleihin (McDonald ja Harbaugh 1988, Zheng 1990, Zheng ja Wang 1998, Konikow ym. 1996). Pohjavesimallissa koko valuma-alue on jaettu 10 m x 10 m ruudukkoon, josta jokaiselta ruudulta tunnetaan maanpinnan ja kalliopinnan korkeusasema sekä maan hydrauliset ominaisuudet. MODFLOW kuljettaa pohjaveden uomaan. Se osa metsikkösadannasta tai lumen sulannasta, joka FINNFORin mukaan tuottaa pintavaluntaa, siirretään suoraan uomaan.

## ***Ongelmat ja mahdollisuudet***

Tulevaisuuden haasteena on laskentatyökalun soveltaminen tutkimusalueiden ulkopuolelle sekä sen käyttömahdollisuuksien selvittäminen metsätalouden ravinnekuormitusten arvioinnissa.

Laskentatyökalun käytännön sovellusta rajoittavat mallintamisen epävarmuudet, etenkin alueilla joilta ei ole saatavissa yhtä kattavaa lähtöaineistoa kuin varsinaisilta tutkimusalueilta. Toisaalta on olemassa valtakunnalliset maaperäkartat, valtakunnan kattavat päivittäiset säähavainnot ja metsäsuunitelmissa esitetyt puustotiedot, joiden yhdistäminen mallintamisen avulla voi tarjota uutta tietoa metsätalouden päätöksenteon tueksi. Lisäksi mallintaminen tarjoaa objektiivisen ja dokumentoitavan tavan arvioida ja verrata metsänkäsittelyjen vaikutusta vesistöön.

## **Kirjallisuus**

- Ahtiainen, M., Holopainen, A.-L. & Huttunen, P. 1988. General description of the Nurmes-sudy. Proceedings of the International Symposium of the Academy of Finland 4/1988: 107-121.
- Anderson, H. W., Hoover, M. D. & Reinhart, K. G. 1976. Forests and water: effects of forest management on floods, sedimentation and water supply. USDA Forest Service, General Technical Report PSW-18. 115 s.

- Brechtel , H. M., Führer, H.-W., Hüser, R. & Kreuzer, H. 1992. Wassereinzugsgebiets-Untersuchungen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 47 (12): 653-656.
- Brechtel , H. M. & Führer, H.-W. 1994. Importance of forest hydrological 'benchmark-catchments' in connection with the forest decline problem in Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 72: 81-91.
- Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchment and methods, and results from the pre-treatment calibration period. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 648. 38 s.
- Karvonen, T., Koivusalo, H., Jauhiainen, M., Palko, J. & Weppling, K. 1999. A hydrological model for predicting runoff from different land use areas. *Journal of Hydrology*. 217: 253-265.
- Kellomäki, S., Väisänen, H. & Strandman; H. 1993. Finnfor: A model for calculating the response of boreal forest ecosystem to climate change. University of Joensuu, Faculty of Forestry. Research Notes 6. 120 s.
- Koivusalo, H. & Kokkonen, T. 2002. Modelling runoff generation in a forested catchment in southern Finland. *Hydrological Processes*. (painossa)
- Kokkonen, T., Koivusalo, H. & Karvonen, T. 2001. A semi-distributed approach to rainfall-runoff modelling - a case study in a snow affected catchment. *Environmental Modelling & Software*. 16: 481-493.
- Konikow, L.F., Goode, D.J. & Homberger, G.Z. 1996. A three-dimensional method-of-characteristics solute-transport model. U.S. Geological Survey. *Water Resources Investigations report* 96-4267.
- McDonald, M.G. & Harbaugh, A.W. 1988. MODFLOW, A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model. U.S. Geological survey, Open-File Report: 83-875.
- Seuna, P. 1981. Long-term effects of forestry drainage on the hydrology of an open bog in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisu* 43: 3-14.
- Seuna, P. 1988. Hydrological effects of clear-cutting and drainage in the Nurmes-study. *Proceedings of the International Symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6-7 June, 1988. Publications of the Academy of Finland* 4/1988: 122-134.
- Zheng, C. 1990. MT3D, a modular three-dimensional transport model. S.S. Papadopoulos & Associates, Inc., Rockville, Maryland.

Zheng, C. & Wang, P.P. 1998. MT3DMS, A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Documentation and user's guide. Departments of Geology and Mathematics, University of Alabama.

—

# Valuma-aluekunnostusten vaikutukset lohikalojen kutualueisiin: mädin säilyvyys suhteessa kiintoainekuormitukseen

*Mäki-Petäys Aki, Kreivi Petri, Louhi Pauliina, Erkinaro Jaakko, Laine Anne ja Muotka Timo*

## Tausta

Jokien valuma-alueilta tuleva kiintoainekuormitus on merkittävä uhka virtavesien lohikalojen luontaiselle lisääntymiselle ja elinkierrolle. Lohikalat kutevat sorapohjille, joiden vedenläpäisykyvyllä ja siitä riippuvalla soran sisäisen veden happipitoisuudella on tärkeä merkitys mädin säilyvyydelle. Veden mukana kulkeutuva kiintoainekukka tukkii soravälejä, minkä seurauksena soran sisäisen veden happipitoisuus vähenee. Lisäksi soranvälien tukkeutuminen vaikeuttaa kuoriutuneiden poikasten ulospääsyä sorasta. Suometsien lisääntyneet puuntuotantovaatimukset edellyttävät ojien perkausta virtavesien valuma-alueilla, minkä tähden jo lähitulevaisuudessa lohikalojen elinmahdollisuudet voivat heikentyä merkittävästi monissa virtavesissä. Tästä syystä on nopeasti kartutettava vähäiseksi jäänyttä tietoutta valuma-aluekunnostusten vaikutuksista ja erilaisista toimintatavoista lohikalojen elinympäristöjen turvaamiseksi. Tässä tutkimuksessa seurataan metsä- ja suo-ojitusten perkausten sekä niiden uudelleen järjestelyjen vaikutuksia pienten purojen veden laatuun ja lohikalojen mädin säilyvyyteen. Tutkimus toteutetaan RKTL:n, Metsähallituksen, Suomen ympäristökeskuksen, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen, Oulun ja Jyväskylän yliopistojen välisenä yhteistyönä.

## Tutkimusalue ja seuranta-asetelma

Seurantaan valittiin Kainuusta, Puolangalta kuusi latvapuroa, joista viisi kuuluu Kiiminkijoen ja yksi Oulujoen vesistöalueeseen. Luotettavan ja asianmukaisen vaikutusten arvioinnin mahdollistamiseksi seurantakohteiksi valittiin pieniä puroja (leveys 0,5-2,0 m), joiden valuma-alueilla toteutettavista ojaperkauksista ja niihin liittyvistä tekniikoista voitiin sopia kaksi vuotta ennen perkausten toteuttamista.

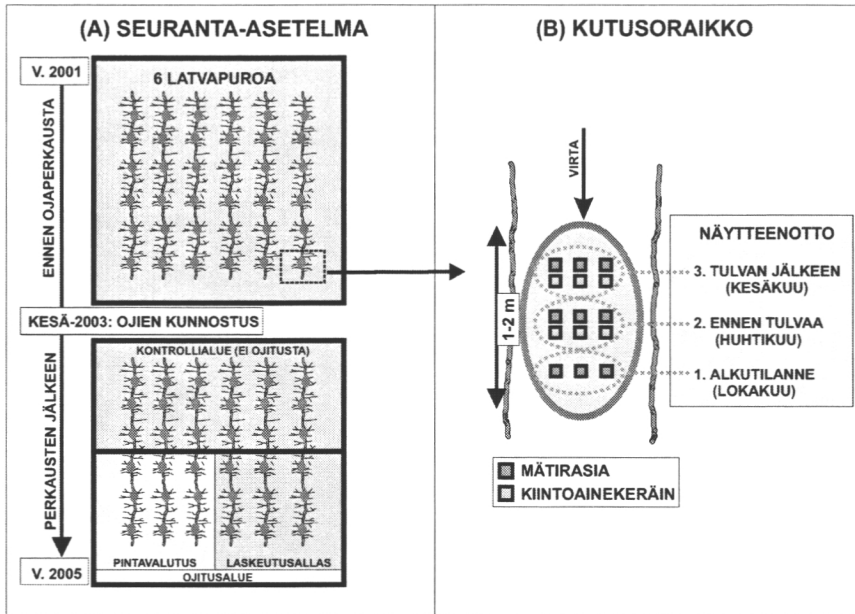
Seuranta toteutetaan BACI (Before-After-Control-Impact) asetelman mukaisesti tutkimuspuroihin valituilla ojaperkausten vaikutusalueilla sekä niiden yläpuolisilla kontrollialueilla kahtena vuotena ennen (2001-2003) ja jälkeen (2003-2005) perkauksien (Kuva 1A). Tutkimusta varten vaikutus- ja kontrollialueille rakennettiin syksyllä 2001 seulotusta sorasta (8-40 mm) kolme keinotekoista kutusoraikkaa (ala 1,5-2,5 m<sup>2</sup>). Kesällä 2003 toteutettavissa kunnostusojituksissa käytetään joko laskeutusallas- tai pintavalutus- tekniikkaa puroihin kohdistuvan kiintoainekuormituksen vähentämiseksi.

## Seurantakohteet ja menetelmät

Seuranta aloitettiin lokakuussa 2001, jolloin jokaiseen keinosoraikkoon kaivettiin soran alle noin 5 cm:n syvyyteen 3 kpl mätirasioita kolmelle poikkivirran suuntaiselle riville (Kuva 1B). Kahden ylimmän linjan mätirasioiden alapuolelle asennettiin kiintoainekeräimet niiden yläpinnan tasoa myöten soran sisään. Sekä mätirasioina että kiintoainekeräiminä käytettiin 0,5 litran muovirasioita, jotka täytettiin pestyllä ja seulotulla soralla (5-40 mm). Mätirasioihin asetettiin 30 kpl Iijoen meritaimenen mätimunua. Veden kulkeutumiseksi mätirasioihin niiden jokaiseen sivuun oli porattu läpimitaltaan 4 cm:n aukot, jotka oli peitetty 2 mm:n verkolla.

Seurannan alkuvaiheessa (syksy), ennen tulvaa (kevät) ja tulvan jälkeen (kesä) jokaisesta keinosoraikosta poistetaan kolme mätirasiaa (mätirasioita yht. 324 kpl), joista lasketaan elävien mätimunien tai kuoriutuneiden poikasten lukumäärä. Kiintoainekeräimistä (yht. 216 kpl) määritetään orgaanisen ja epäorgaanisen kiintoaineen määrä kahdessa kokoluokassa (1,0-0,075 mm ja <0,075 mm) ennen ja jälkeen kevättulvan. Näiden lisäksi syksyisin seurataan mahdollisia muutoksia purojen pohjaeläimistöissä ja kalastossa (lajisto ja yksilötiheydet) kvantitatiivisen näyteotannon perusteella.

**KUNNOSTUSOJITUKSEN VAIKUTUS LOHIKALOJEN MÄDIN SÄILYVYYTEEN  
- BACI (Before-After-Control-Impact) -seuranta-asetelma**



Kuva 1. Seuranta-asetelma (A) tutkimusajanjaksolle v. 2001-2005 ja kaavakuva kutusoraikon (B) mätirasioiden ja lietekeräimien sijainnista sekä näytteenotosta.

## Oletuksia ja odotuksia

Laajuutensa ja monipuolisuutensa vuoksi tässä esitelty seuranta-asetelma edustaa maassamme ainutlaatuista tutkimushanketta, jossa voidaan arvioida virtavesien valuma-alueilla tehtävien ojaperkausten ja kunnostusmenetelmien ekologisia vaikutuksia. Tutkimuksen odotetaan tuottavan uutta ja tärkeää tietoa toisaalta virtavesien hoidosta ja käytöstä päättävälle tahoille, mutta myös niiden valuma-alueiden maan ja vesien käyttäjille.





# Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset vesistöissä: kaksi esimerkkijärveä Pohjois-Karjalassa

*Niinioja Riitta, Sandman Olavi, Turkia Jaana, Huttunen Pertti ja Tossavainen Tarmo*

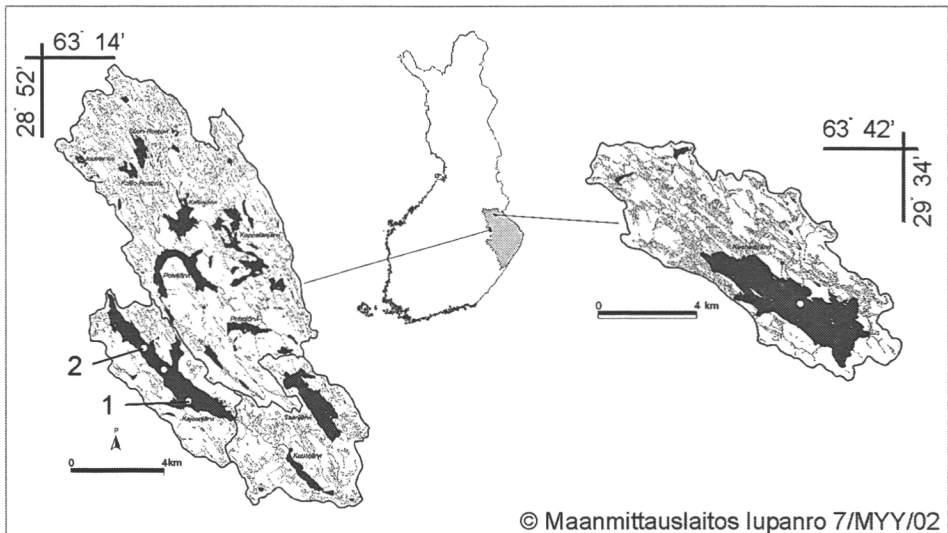
## Johdanto

Metsätalouden vaikutuksia vesistöihin ja niissä havaittuihin muutoksiin on selvitetty Suomessa laajimmin vuonna 1995 päättyneessä (METVE) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta -projektissa (Saukkonen ja Kenttämies 1995). Projektiin sisältyi myös paleolimnologisia tutkimuksia (Sandman ym. 1995). Osa tutkimuskohteista jäi tuolloin yksityiskohtaisempaa tutkimusta vaille voimavarojen vähyyden vuoksi. Tällaisia kohteita ovat Kajoonjärvi ja Kuohattijärvi, jotka sijaitsevat metsävaltaisilla alueilla Pohjois-Karjalassa. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli arvioida metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia Kajoonjärveen ja Kuohattijärveen käyttäen järvisedimenttien piilevästratigrafisia ja sedimenttikemiallisia tietoja, järvien vedenlaatuaineistoja ja valuma-alueiden kuormitusarvioita.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimusjärvet, Kajoonjärvi (pinta-ala 5,4 km<sup>2</sup>, keskisyvyys 11,8 m, suurin syvyys 49,9 m ja valuma-alueen pinta-ala 125 km<sup>2</sup>) ja Kuohattijärvi (pinta-ala 10,8 km<sup>2</sup>, keskisyvyys 5,8 m, suurin syvyys 18,0 m ja valuma-alueen pinta-ala 54,5 km<sup>2</sup>) sijaitsevat metsäisillä valuma-alueilla Pohjois-Karjalassa (Kuva 1). Noin 36 % kummankin järven valuma-alueesta on metsäojitettu ja noin 55 % lannoitettu vuosien 1950-1994 välisenä aikana alueilta koottujen metsätaloustoimenpidetietojen perusteella (Tossavainen 1997, Niinioja 2001). Metsätaloudesta ja muista kuormituslähteistä aiheutuva kokonaisfosforin ja kokonaistypen kuormitus arvioitiin jaksolle 1985 - 1994. Järvien vedenlaadusta on aineistoa vuodesta 1970 lähtien. Kajoonjärvestä otettiin sedimenttinäytteet huhtikuussa 1994 kahdesta havaintopaikasta (Kuva 1, 1 = 50 metrin syvänteeseen ja 2 = 40 m syvänteeseen) ja Kuohattijärvestä 18 metrin syvänteestä marraskuussa 1996. Näytteet viipaloitiin

1 cm osanäytteisiin kemiallisia määrittelyksiä varten. Samalla otettiin näytteet piileväanalyysejä varten sedimenttinäytteen pintaosasta 0,5 cm välein 5 cm syvyydelle saakka ja syvemmältä 1 cm välein. Sedimenttinäytteiden ajoitus tehtiin nokipartikkeleiden esiintymisen avulla (Renberg ja Wik 1984). Piilevälajistossa mahdollisesti tapahtuneita lajiston muutoksia ja niiden päävaihteluosuutta etsittiin DCA-analyyseillä (Detrended Correspondence Analysis, Hill 1979) käyttäen CANOCO-ohjelmaa (ter Braak 1987). Koska menetelmä on hyvin herkkä harvinaisille lajeille ja muodoille, ne levät, joiden osuus ei ylittänyt yhtä prosenttia yhdessäkään näytteessä jätettiin pois analyyseistä. Lajistosta arvioitiin lisäksi tutkimusjärvien vedenlaadun muutoksia käyttäen WACALIB 3.3 -ohjelman (Line ym. 1994) painotetun keskiarvon menetelmää. Kalibrointiaineistona oli Happamoitumisprojektissa 1980-luvulla kerätty tieto pintasedimenttien piilevien lajikoostumuksesta ja vedenlaadusta 89:ssä metsäjärvessä (Huttunen ja Turkia 1990, 1994).

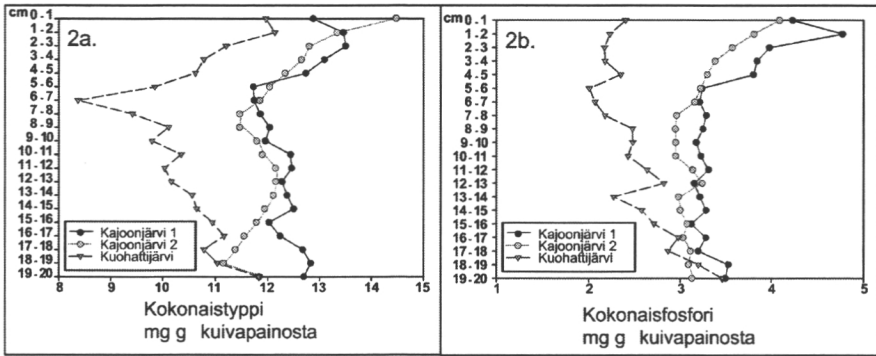


Kuva 1. Tutkimusjärvet valuma-alueineen, vasemmalla Kajojärvi, oikealla Kuohattijärvi. Ohut viiva = ojitus; 1 ja 2 = Kajojärven sedimenttinäytteiden havaintopaikat; piste = vesinäytteiden ja sedimenttinäytteiden havaintopaikka Kuohattijärvessä ja vesinäytteiden havaintopaikka Kajojärvässä.

# Tulokset ja niiden tarkastelu

## Sedimenttikemia

Orgaanisen aineksen lisääntyneen eroosion vuoksi typen osuus sedimentissä väheni. Typpipitoisuuden minimi havaittiin 5-6 cm syvyydessä sedimentissä, mikä heijasteli valuma-alueiden eroosiota 1970-luvun alussa (Kuva 2a). Järvien sedimenttien fosforipitoisuus aleni sedimentin pintaa kohden (Kuva 2b). Tämä voi ilmentää pohjanläheisen vesikerroksen hapen vajauksia. Hapen kulumista on havaittu molempien järvien syvänteissä (Tossavainen 1997, Niinioja 2001).

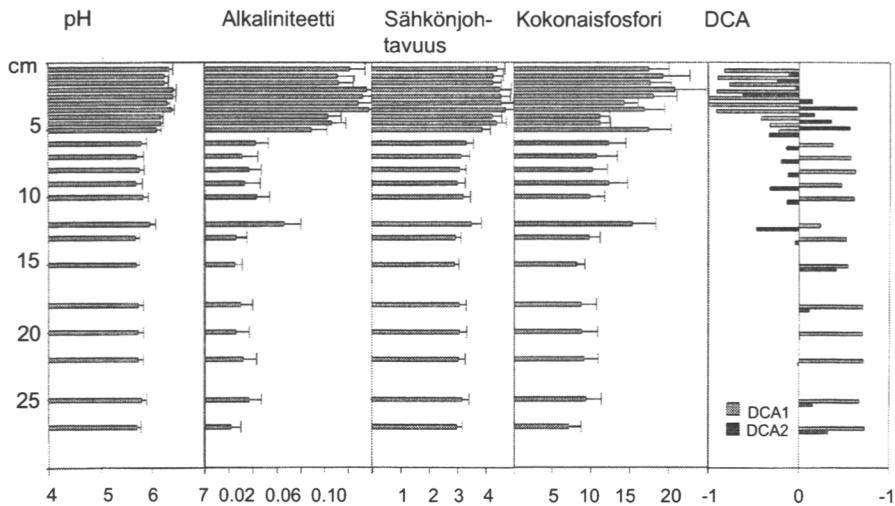


Kuva 2a. Kokonaistypen pitoisuus (kok. N mg g<sup>-1</sup> kuiva-ainetta) Kuohattijärven ja Kajoonjärven (1= syväne 50 m, 2= matalampi 40 m syväne) sedimenttinäytteissä.

Kuva 2b. Kokonaisfosforin pitoisuus (kok. P mg g<sup>-1</sup> kuiva-ainetta) Kuohattijärven ja Kajoonjärven (1= syväne 50 m, 2= matalampi 40 m syväne) sedimenttinäytteissä.

## Piikuoristen levien stratigrafia

Kajoonjärven sedimenttinäytteistä tunnistettiin 176 piilevälajia ja Kuohattijärven näytteistä 180 lajia. Piilevälaji *Asterionella formosan* ja eutrofiaa indikoivan *Aulacoseira ambiguan* (vrt. Rosenström ja Lepistö 1996) esiintyminen sedimenttien ylimmissä kerroksissa Kajoonjärvässä ja erityisesti Kuohattijärvässä oli hyvin selvää. Samanaikaisesti Kajoonjärvässä väheni *Cyclotella kuetzingiana* var. *radiosa* -piilevä, jonka yleisesti katsotaan indikoivan kirkkaita ja oligotrofisia vesiä.



Kuva 3. Piileväyhteisöjen perusteella rekonstruoidut vedenlaatuomuttajat Kuohattijärven eri sedimenttisyvyyksillä. pH = pH-luku, alkaliniteetti ( $\text{mmol l}^{-1}$ ), sähkönjohtavuus ( $\text{mS m}^{-1}$ ), kok. P = kokonaisfosforin pitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ), DCA = DCA-analyysillä lasketut ensimmäisen (DCA 1) ja toisen (DCA 2) akselin arvot osoittavat piileväyhteisöjen muutoksia sedimentin syvyyden suhteen.

## Veden kemiallinen laatu ja sen rekonstruointi

Kummankin tutkimusjärven vesi on mesohumoosista: päällysveden väri-luvut vaihtelevat välillä 60 - 80  $\text{mg Pt l}^{-1}$ . Kajoonjärven vesi on lievästi hapanta päällysveden pH-arvon vaihdelta välillä 6,4 - 6,8 talvisin. Kuohattijärven veden pH-arvo vuosina 1995-1999 oli välillä 5,8 - 6,5. Tutkimusjärven veden sähkönjohtavuus 1990-luvun lopulla oli noin 2 - 3  $\text{mS m}^{-1}$  (Niinioja ym. 2001a, 2001b). Kajoonjärven kokonaistypen pitoisuus on ollut 1990-luvulla noin 400  $\mu\text{g l}^{-1}$  Kuohattijärven typpipitoisuuden vaihdelta välillä 250-410  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Kajoonjärven päällysveden kokonaisfosforin pitoisuus oli vuonna 1995 noin 10  $\mu\text{g l}^{-1}$ , Kuohattijärven noin 15  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Piileväyhteisöihin perustuvat laskennalliset veden kokonaisfosforipitoisuudet olivat alle 10  $\mu\text{g l}^{-1}$  Kuohattijärven varhaisemmassa vaiheessa, mutta 1996 pintasedimentistä arvioitu veden viimeaikainen fosforipitoisuus nousi arvoon noin 17  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Kuva 3). Tämä oli varsin lähellä järven päällysvedessä vuosina 1995-1996 havaittuja kokonaisfosforin pitoisuuksia, 14-20  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Tulkinat Kuohattijärven aineistoista olivat selkeitä, koska metsätaloustoimenpiteet sen valuma-alueella oli toteutettu varsin lähellä järveä. Kajoonjärven osal-

ta ravinnepitoisuuksien rekonstruointi piilevyhteisöjen avulla oli vaikeampaa, sillä metsätaloustoimenpiteet oli toteutettu pääosin kaukana järvestä.

## **Päätelmät**

Intensiiviset metsänkäsittelyt etenkin 1970-luvulla aiheuttivat tutkimusjärvien, Kajoönjärven ja Kuohattijärven, limnologisessa tilassa muutoksen tuottavampaan suuntaan, joka kesti aina 1980- ja 1990-luvuille saakka (Niinioja ym. 2001a, 2001b). Tutkituilla valuma-alueilla metsätaloustoimenpiteet ja siten myös niistä johtuva vesistökuormitus laantui 1970-luvun jälkeen vuoteen 1995, mutta järviin varhemmin tullut kuormitus vaikuttaa järvien tilaan pitkään. Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttaman kuormituksen vähentämiskeinojen ja niiden toimivuuden selvittäminen on tärkeää. Kuohattijärven valuma-alueella tällaista tutkimusta on tehty viime vuosina (Lyytikäinen ym. 2002).

## **Kirjallisuus**

- ter Braak C.J.F. 1987. CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordinations by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Inst. Appl. Comp. Sci., Wageningen.
- Huttunen P. & Turkia J. 1990. Surface sediment diatom assemblages and lake acidity. Julkaisussa: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (toim.) Acidification in Finland. Berlin, Springer. ss. 995-1008.
- Huttunen, P. & Turkia J. 1994. Diatoms as indicators of alkalinity and TOC in lakes: Estimation of optima and tolerances by weighted averaging. Julkaisussa: Kociolek J.P. (toim.) Proc. 11th Int. Diatom Symp., San Francisco, U.S.A., Aug. 12-17, 1990. Memoirs of the California Academy of Sciences, No 17: 649-658.
- Line, J.M., ter Braak C.H.F. & Birks H.J.B. 1994. WACALIB version 3.3 - a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample-specific errors of prediction. Journal of Paleolimnology 10: 147-152.

- Lyytikäinen, V., Vuori, K.-M., Kotanen, J. & Tossavainen, T. 2002. Kunnostusojitusten suojavyöhykkeiden toimivuuteen vaikuttavat tekijät – Kuohattijärven pintavalutuskenttien tutkimukset vuosina 1998-2001. Alueelliset ympäristöjulkaisut. Käsikirjoitus.
- Niinioja, R. 2001. Kajoanjärven valuma-alueen järvet. Metsätaloustoimenpiteet ja kuormitus sekä veden laatu 1970-luvulta vuoteen 2000. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen monisteita 27. 48 s.
- Niinioja, R., Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. & Tossavainen, T. 2001a. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset Kajoanjärnessä ja Kuohattijärnessä. Alueelliset ympäristöjulkaisut 246. 50 s.
- Niinioja, R., Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. & Tossavainen, T. 2001b. The effects of forestry practises on two boreal lakes, North Karelia, Finland. Julkaisussa: Vuori, K.-M. & Kouki, J. (toim.). International Conference Ecosystem Management in Boreal Forest Landscapes, Koli National Park, May 27-30, 2001. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre 25: 81.
- Renberg, J. & Wik, M. 1984. Dating recent lake sediments by soot particle counting. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 22: 712-718.
- Rosenström, U. & Lepistö, L. 1996. Phytoplankton indicator species of different types of boreal lakes. *Algological studies* 82: 131-140.
- Sandman, O., Turkia, J. & Huttunen, P. 1995. Metsänkäsittelyn vaikutukset järvien paleolimnologisiin muutoksiin. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2: 213-227.
- Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) 1995. Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2. 419 s.
- Tossavainen, T. 1997. Nurmeksen Kuohattijärven ympäristönhoitosuunnitelma. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen monisteita 14. 38 s.

# Maaperän kosteuden ja sähkönjohtavuuden mittaukset Kangasvaaran ja Korsukorven valuma-alueella

*Penttinen Sari, Finér Leena, Hänninen Pekka, Mannerkoski Hannu, Kauppi Susanne, Koivusalo Harri, Kokkonen Teemu, Kujala Kauko, Laurén Ari ja Nenonen Keijo*

## Tausta

Maaperätekiöistä kasvupaikan hyvyteen vaikuttavat mm. maaperän kosteus ja ravinteisuus. Maaperän kosteutta ja huokosveden suolapitoisuutta on arvioitu jo runsaan sadan vuoden ajan sähköisillä menetelmillä (Rhoades ym. 1989). Maaperän kosteus ja koostumus (sähkönjohtavuuden) vaihtelut ovat metsämaan pintakerroksessa (0 – 0,3 m) merkittäviä puiden ravinneta-  
louden ja puuston tuotoksen kannalta, koska puiden juurista suurin osa sijaitsee tässä kerroksessa (Kalela 1950, Persson 1983, Majdi ja Persson 1993). Tutkimuksessa vertaillaan kosteuden ja sähkönjohtavuuden avulla Kangasvaaran ja Korsukorven valuma-alueita.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueiksi valittiin kaksi Valu –hankkeen valuma-alueita Sotkamon alueelta Itä-Suomesta (Finér ym. 1997). Tutkimusalueet ovat Kangasvaara (63°51'P, 28°58'T) ja Korsukorpi (63°51'P, 28°40'T) (Taulukko 1).

Päämaannos on kaikilla valuma-alueilla ohut, heikosti kehittynyt rautapodsoli. Maalaji tutkimusalueilla on hiekkamoreeni, jossa kivien määrä vaihtelee kivisestä hyvin kiviseen (Taulukko 2). Sekä saveksen että hieno-  
aineksen määrä pienenee syvemmälle pohjamoreeniin mentäessä (Taulukko 2). Korsukorvessa maa-aines on homogeenisempää, eikä se muutu syvyyden funktiona (Taulukko 2). Kallioperä valuma-alueilla on gneissistä graniittia ja granodioriittia.

Taulukko 1. Tutkimusalueet.

	Korsukorpi	Kangasvaara
Leveyspiiri	63°53'	63°51'
Pituuspiiri	28°40'	28°58'
padon korkeus, m mpy	198	187
korkeimman kohdan korkeus, m mpy	221	238
pinta-ala, ha	69	56
suota %	56	8
metsämaata, % <sup>x)</sup>	96	100
metsämaata, % <sup>xx)</sup>	46	97
kitumaata, % <sup>xx)</sup>	28	2
joutomaata, % <sup>xx)</sup>	26	1
vettä, %	4	

x) metsämaan jakaantuminen metsämaahan, kitumaahan ja joutomaahan (Aarne 1995)

xx) % metsämaasta

Taulukko 2. Hienoaineksen ( $d_{60}$ ) ja saveksen määrä Kangasvaaran ja Korsukorven valuma-alueella.

	0,4 m syvyys Saves (%)	$d_{60}$ (%)	1,0 m syvyys Saves (%)	$d_{60}$ (%)
Kangasvaara	4,09	31,9	1,61	11,34
Korsukorpi	2,02	22,3	1,54	17,6

## Dielektrisyys

Maaperän dielektrisyiden ja kosteuden välinen yhteys on jo pitkään tunnettu asia ja jota on kuvattu kolmannen asteen yhtälöllä (Topp ym. 1980, Sutinen 1992, Hänninen 1997, Penttinen 2000). Dielektrisyiden mittauksessa käytettiin CS615-antureita (Kuva 1) (Frequency Domain kosteusanturi (Campbell Scientific Ltd. UK)), jota ohjattiin KD10-ohjaimen (Campbell Scientific Ltd. UK) kautta. CS615-anturi mittaa kahden askelpulssin alkukohdan välistä aikaa. Tämä aika on riippuvainen maaperän dielektrisydestä. Anturille on laskettu kolmannen asteen polynomisovitus primaaritulosten muuntamiseksi dielektrisyudeksi. Dielektrisyys on sen jälkeen muunnettu edelleen volumetriseksi vesipitoisuudeksi käyttämällä Sutisen (1992) esittämää kaavaa.





Kuva 1. CS615 –anturi (Campbell Scientific Ltd. UK), KD10 –ohjain (Campbell Scientific Ltd. UK) ja ominaisvastustalikko (Geologian tutkimuskeskus, Suomi).

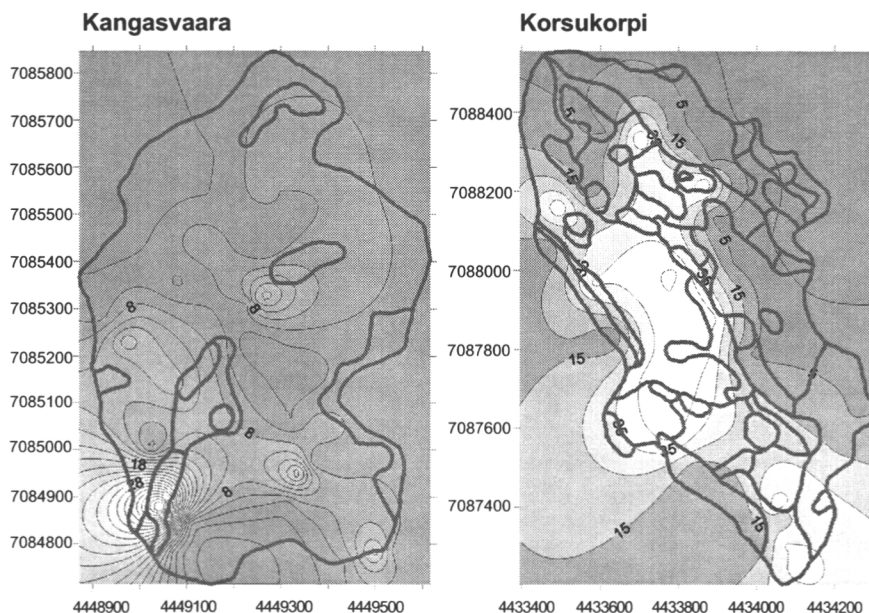
## Sähkönjohtavuus

Maaperän pintakerroksen sähkönjohtavuuskartoitus on tehty Geologian tutkimuskeskuksen kehittämällä ominaisvarustalikolla (Puranen ym. 1999) (Kuva 1). Talikossa anturin muodostaa kiinteä Wenner - elektrodijärjestelmä, jonka kokonaispituus on 48 cm. Talikon elektrodipiikit (halkaisija 8 mm, pituus 11 cm) ovat tehty haponkestävästä teräksestä. Talikon luotettavin mittausalue on 5 – 5000 Ohm.

## Tulokset ja niiden tarkastelu

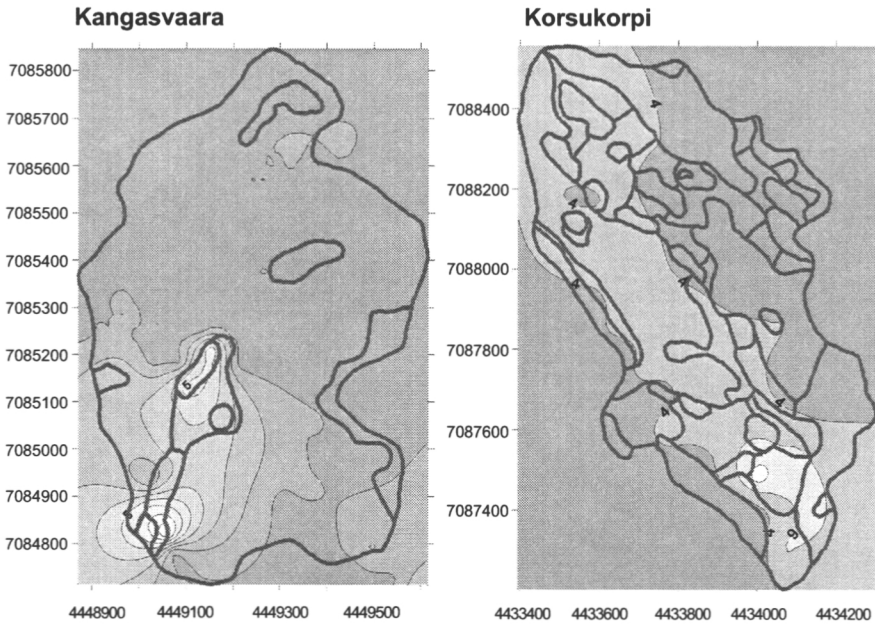
Verrattaessa Kangasvaaran ja Korsunkorven alueelta (Kuva 2) mitattuja dielektrisyysien keskiarvoja toisiinsa ( $\theta_{\text{Kangasvaara}} = 8,92$  ( $\theta = 12,7 \%$ ) ja  $\theta_{\text{Korsukorpi}} = 23,8$  ( $\theta = 34,2 \%$ )) havaitaan, että Korsukorven dielektrisyys (volumetrinen vesipitoisuus) on suurempi kuin Kangasvaarassa. Tulosta tarkastellessa on huomioitava, että Korsukorven valuma-alueesta on 56 % suota,

joka nostaa kaikista mittausarvoista laskettua keskiarvoa. Kun dielektrisyys arvot jaetaan kivennäismaan ( $\epsilon_{\text{Kangasvaara}} = 6,45$  ( $\theta = 8,0\%$ ) ja  $\epsilon_{\text{Korsukorpi}} = 6,87$  ( $\theta = 8,8\%$ ) ja suon mittausarvoihin ( $\epsilon_{\text{Kangasvaara}} = 47,27$  ( $\theta = 56,5\%$ ) ja  $\epsilon_{\text{Korsukorpi}} = 48,59$  ( $\theta = 57,7\%$ )), niin havaitaan molempien valuma-alueiden olevan dielektrisyitensä (volumetrinen vesipitoisuus) suhteen samankaltaisia.



Kuva 2. Dielektrisyiden vaihtelut Kangasvaaran ja Korsukorven valuma-alueella. Kuvissa vaaleammat sävyt edustavat korkeampia dielektrisyksiä.

Kun verrataan Kangasvaaran ja Korsukorven kaikkien sähkönjohtavuuksien (Kuva 3) keskiarvoja toisiinsa ( $\sigma_{\text{Kangasvaara}} = 1,01$  mS/m ja  $\sigma_{\text{Korsukorpi}} = 3,91$  mS/m), niin havaitaan, että Korsukorven sähkönjohtavuus on suurempi kuin Kangasvaarassa. Kun mittausarvoista lasketaan keskiarvot sekä kivennäismaalle että suolle, niin suon sähkönjohtavuus ( $\sigma_{\text{Kangasvaara}} = 5,43$  mS/m ja  $\sigma_{\text{Korsukorpi}} = 6,75$  mS/m) on huomattavasti korkeampi kuin kivennäismaan ( $\sigma_{\text{Kangasvaara}} = 0,79$  mS/m ja  $\sigma_{\text{Korsukorpi}} = 1,13$  mS/m). Myöskin Korsukorven kivennäismaan sähkönjohtavuus on suurempi kuin Kangasvaaran.



Kuva 3. Sähkönjohtavuuden vaihtelut Kangasvaaran ja Korsukorven valuma-alueella. Kuvissa vaaleammat sävyt edustavat korkeampia sähkönjohtavuuksia.

## Johtopäätös

Molempien valuma-alueiden vesipitoisuudet (dielektrisyydet) ovat tutkimuksessa samanlaisia, mutta sähkönjohtavuus on Korsukorven valuma-alueella suurempi. Voidaankin päätellä, että huokosvedessä elektrolyyttien määrä on suurempi Korsukorven valuma-alueen kivennäismaassa kuin Kangasvaarassa. Huokosveden sähkönjohtavuudesta ei kuitenkaan voi päätellä, mistä elektrolyyteistä se koostuu. Sähkönjohtavuus ja dielektrisyys mittaustuloksia käsitellessä on aina muistettava, että suo ja mineraalimaa poikkeavat huomattavasti toisistaan. Laskennallinen huokosveden sähkönjohtavuus on mahdollista saada mineraalimalle.

## Kirjallisuus

- Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. and Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 648. 38 s.
- Hänninen, P. 1997. Dielectric coefficient surveying for overburden classification. Geological Survey of Finland, Bulletin 396. 72 s.
- Kalela, E.K. 1950. On the horizontal roots in pine and spruce stands. *Acta Forestalia Fennica* 57: 1-79.
- Majdi, H. & Persson, H. 1993. Spatial distribution of fine roots, rhizosphere and bulk-soil chemistry in an acidified *Picea abies* stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 147-155.
- Penttinen, S. 2000. Electrical and hydraulic classification of forest till soils in Central Lapland, Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 398. 88 s.
- Puranen, R., Sulkanen, K., Nissinen, R. & Simelius, P. 1999. Ominaisvastusluotain ja vastustalikot. Geologian tutkimuskeskus, Q15/27.4/99/2: 8 s.
- Rhodas, J.D., Nahid, A.M., Shouse, P.J. & Alves, W.J. 1989. Determining soil salinity from soil and soil-paste electrical conductivities: Sensitivity analysis of models. *Soil Science Society of America Journal* 53: 1368-1374.
- Sutinen, R. 1992. Glacial deposits, their electrical properties and surveying by image interpretation and ground penetrating radar. Geological Survey of Finland, Bulletin 359. 123 s.
- Persson, H. Å. 1983. The distribution and productivity of fine roots in boreal forest. *Plant and Soil* 71: 87-101.
- Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, 16(3): 574-582.

# Alueellisen integroidun typpimallin (INCA) sovellus Simojoen vesistö-alueelle

*Rankinen Katri, Lepistö Ahti ja Granlund Kirsti*

## Johdanto

INCA (Integrated Nitrogen in Catchments) on EU:n viidennen puiteohjelman projektissa <http://www.rdg.ac.uk/INCA/> kehitetty alueellinen, dynaaminen typpimalli. Mallilla simuloidaan eri kuormituslähteistä peräisin olevaa typpeä ja typen muutuntaprosesseja vesistöalueen maaperässä sekä vesiuomissa. Maankäyttöluokkien perusteella lasketaan typen ainevirrat eri osavaluma-alueilta jokeen ja jokea myöten mereen. Mallia testataan EU-projektissa erityyppisillä – maatalous- ja metsävaltaisilla sekä voimakkaasti pistekuormitetuilla – valuma-alueilla ja vesistöalueilla kahdeksassa Euroopan valtiossa. Tässä esitetään mallin kalibrointitulokset jaksolle 1994-1996 ja validointitulokset vuosille 1993 ja 1997 Simojoen vesistöalueella. Mallin avulla on tarkasteltu laskeumaskenaarion ja kahden metsätalous skenaarion vaikutusta valuma-alueelta huuhtoutuvan epäorgaanisen typen kokonaismäärään.

## Aineisto ja menetelmä

INCA on alueellinen, dynaaminen typpimalli (Wade ym. 2002), joka perustuu Readingin yliopistossa aiemmin kehitettyyn malliin (Whitehead ym., 1998). Mallilla simuloidaan eri kuormituslähteistä (metsätalous, maatalous, laskeuma, pistekuormitus) peräisin olevaa typpeä ja typen muutuntaprosesseja vesistöalueen maaperässä sekä vesiuomissa.

Mallissa on kuusi maankäyttöluokkaa, joiden sisällä lasketaan laskeumasta, lannoitteiden lisäämisestä ja typen maaperässä tapahtuvista prosesseista johtuvat typen ainevirrat eri osavaluma-alueille. Tässä sovelluksessa maankäyttöluokkina erotetaan luonnontilaiset kivennäismaat, hakkuualueet kivennäismailla, luonnontilaiset turvemaat, hakkuualueet turve- mailla, pellot ja haja-asutusalueet. Maankäyttöluokat perustuvat maankäyttö- ja puustotulkintaan (Vuorela 1997), sekä METLA:ssa tuotettuun satelliittikuviin perustuvaan tarkempaan tulkintaan hakkuualueista jaksolla 1987-

1994. Muut mallin vaatimat syöttötiedot ovat typpilaskeuma sekä sadan-  
nan, maankosteuden vajauksen ja lämpötilan vuorokausiarvot alueella.  
Typpilaskeuma saadaan Suomen ympäristökeskuksessa käytössä olevista  
laskeumamallista (Syri ym. 1998) ja sadanta, maakosteuden vajuus ja  
lämpötilatiedot hydrologisesta valuma-aluehallinnasta (Vehviläinen 1994).  
INCA-mallin testaukseen tarvittavat virtaamatiedot ja typen konsentraatiot  
Simojoessa saadaan Suomen ympäristökeskuksen hydrologisesta rekistere-  
ristä ja vedenlaaturekisteristä. Lisäksi mallin kalibroinnissa käytettiin apu-  
na kirjallisuudesta löytyneitä mitattuja typen prosessikohtaisia aineistoja  
ravinteiden otolle, mineralisaatiolle, nitrifikaatiolle ja denitrifikaatiolle .

Suomen osaprojektissa tutkimusalueeksi valittiin lähes luonnontilai-  
nen Simojoen vesistöalue Lapin läänin eteläosassa (Kuva 1). Simojoen  
vesistöalue on kooltaan 3 160 km<sup>2</sup> ja se jakaantuu yhdeksään osavaluma-  
alueeseen. Vesistöä kuormittaa eniten metsätalous eri toimintoinen. Vuo-  
sittain 0,5 % alueen pinta-alasta hakataan. Simojoen vesistöalueesta kol-  
mannes on suota, ja alueella on myös turvetuotantoa. Taajama-alueeksi kat-  
sottavaa aluetta on Simojoen vesistöalueesta vain 0,06% ja peltoa 2,7%  
(Perkkiö ym. 1995). Vuosisadanta alueella oli 650-750 mm vuosijaksolla  
1961-1975 ja vuosivalunta 350-450 mm. Talven pituus on 170-180 päivää  
ja vuoden keskilämpötila +0,5 - +1,5 OC. Virtaamaa mitataan Simojoen  
suulla ja Hosionkoskessa. Vedenlaatua on mitattu useassa pisteessä sekä  
Simojoessa että osavaluma-alueilla.

## Tulokset ja tarkastelu

Malli kalibroidiin jaksolla 1994-1996 mitattuihin jokiveden epäorgaanisen  
typen konsentraatioihin ja virtaamaan nähden (Kuva 2) ja validoitiin vuo-  
sille 1993 ja 1997 (Rankinen ym. 2002). Hydrologinen osamalli kalibroidiin  
(Rankinen ym. 2002) ennen typpimallin kalibrointia. Sekä virtaaman että  
epäorgaanisen typen konsentraatioiden vuosivaihtelun simulointi onnistui  
hyvin.

Mallin avulla on tarkasteltu laskeumaskenaarion ja kahden metsän-  
hakuuskenaarion vaikutusta valuma-alueelta huuhtoutuvan epäorgaanisen  
typen kokonaismäärään (Rankinen ym. 2002). Mallilla lasketut muutokset  
eri skenaaroiden välillä ovat suhteellisen pieniä. Metsänhakkuiden lisään-  
tyminen 20 % ei muuttaisi vuosittaista epäorgaanisen typen huuhtoumaa  
käytännössä lainkaan nykyisestä määrästä 130 tn a<sup>-1</sup>. Metsätaloustoi-

menpiteiden lopettaminen vähentäisi huuhtoumaa vain 2,5%. Luonnontilaskenaariossa oletetaan, että metsätaloustoimenpiteitä ei tehdä, turvetuotanto lopetetaan ja ilmasta tuleva typpilaskeuma vähenee sille tasolle, kuin teknisillä keinoilla päästöjä on mahdollista vähentää Suomessa ja Euroopassa. Tällöin laskeuma vähenisi nykyisestä 2,3 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> tasolle 1,4 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Tämän skenaarion mukaisesti Simojoen vesistöalueelta huuhtoutuvan nitraattitypen määrä vähenisi 6 % ja ammoniumtypen määrä 3 %.

## Johtopäätökset

Mallilla lasketut muutokset eri skenaarioiden välillä ovat suhteellisen pieniä. Simojoen vesistöalue on lähes luonnontilassa, ja metsätaloustoimenpiteet vaikuttavat kerrallaan vain pieneen osaan alueen pinta-alasta. INCA mallilla ei ole voitu arvioida metsätaloustoimenpiteiden välittömiä vaikutuksia, koska hakkuualueet vaihtelevat vuosittain, vaan on oletettu, että hakkuualueilla on aluskasvillisuus jo lähtenyt kasvamaan. Lisäksi ilmasta tulevan typen määrä on alhainen, ja kasvillisuus käyttää typen tehokkaasti hyväkseen. On mahdollista, että ilmastolla on suurempi vaikutus, joten seuraavaksi on tarkoitus mallintaa ilmastomuutoksen vaikutuksia epäorgaanisen typen ainevirtoihin. Tässä on tarkasteltu metsänhakkuiden vaikutusta epäorgaanisen typen huuhtoutumiseen, mutta lisäksi on muistettava vaikutukset orgaanisen typen, kiintoaineen ja fosforin huuhtoutumiseen. Esimerkiksi luonnontilaskenaariossa tulisi myös orgaanisen typen huuhtoutuminen vähentymään.

## Kirjallisuus

- Perkkiö, S., Huttula, E. & Nenonen, M. 1995. Simojoen vesistön vesien-  
suojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja –Sarja A  
200.
- Rankinen, K., Lepistö, A. & Granlund, K. 2002. Hydrological application  
of the INCA model with varying spatial resolution and nitrogen  
dynamics in a northern river basin. *Hydrology and Earth System  
Sciences* ss. 339-350.
- , Lepistö, A. & Granlund, K. 2002. Integrated nitrogen and flow modelling  
(INCA) in a northern boreal forestry dominated river basin: scenarios

- of environmental change. Lähetetty arvioitavaksi Water, Air and Soil Pollution.
- Syri, S., Johansson, M. & Kangas L. 1998. Application of nitrogen transfer matrices for integrated assessment. *Atmospheric Environment* 32: 409-413.
- Vehviläinen, B. 1994. The watershed simulation and forecasting system in the National Board of Water and the Environment. *Publ. of the Water and Environment Research Institute No 17*: 3-16.
- Vuorela, A. 1997. Satellite image based land cover and forest classification of Finland. *Reports of the Finnish Geodetic Institute 97*: 42-52.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessels, W., Raat, K., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen K. & Lepistö, A. 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equation. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 559-582.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J. & Butterfield D. 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* 210/211: 547-558.





ISBN 951-40-1873-7

ISSN 0358-4283