

Metsätalouden vaikutukset purojen ja jokien biologiseen tilaan – MEBI -hankkeen tulokset

Jaana Rääpysjärvi, Satu Maaria Karjalainen, Krister Karttunen,
Minna Kuoppala ja Jukka Aroviita



Metsätalouden vaikutukset purojen ja jokien biologiseen tilaan — MEBI -hankkeen tulokset

**Jaana Rääpysjärvi, Satu Maaria Karjalainen, Krister Karttunen, Minna
Kuoppala ja Jukka Aroviita**

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 20 | 2016

Suomen ympäristökeskus

Vesikeskus

Taitto: Tiina Nokela

Kannen kuva: Jaana Rääpysjärvi. Luken metsätalousverkon Kohisevanpuro 11.8.2015.

Julkaisu on saatavana vain internetistä: www.syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke

ISBN 978-952-11-4570-4 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkojulk.)

Kirjoittajat: Jaana Rääpysjärvi, Satu Maaria Karjalainen, Krister Karttunen, Minna Kuoppala,
Jukka Aroviita

Rahoittaja/toimeksiantaja: Maa- ja metsätalousministeriö

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)

PL 140, 00251 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Julkaisuvuosi: 2016



TIIVISTELMÄ

Suomen pinta-alasta valtaosa on metsätalousmaata. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia virtavesien biologiseen tilaan on kuitenkin selvitetty vain vähän. Tämän hankkeen tavoitteena oli tuottaa lisää tietoa metsätalouden vaikutuksista purojen ja jokien ekologiseen tilaan sekä kehittää biologista vaikutusseurantaan pienissä virtavesissä. Hankkeessa tarkasteltiin vedenlaatua ja biologisia laatumuuttujia (päälyllylevät, vesisammalet ja pohjaeläimistö) suhteessa metsätalouden intensiteettiin 12 purokohteen (pääasiassa Luken metsätalouden kuormituksen seurantaverkko) ja 40 jokikohteen (pääasiassa MaaMet-seurannan metsätalouskohteet) aineiston avulla. Paikkavalinnoissa pyrittiin minimoimaan maatalouden vaikutus pois. Purokohteiden biologisen tilan kartoittamiseksi tehtiin maastotöitä elo-syyskuussa 2015. Hanke toteutettiin Suomen ympäristökeskuksen toimesta ja sen rahoitti maa- ja metsätalousministeriö.

Tulosten perusteella metsätalousalueilla sekä puroissa että jokivesissä etenkin typpipitoisuudet olivat selkeästi taustapitoisuuksia suuremmat. Pitoisuuksia selitti valuma-alueen metsäojitusten määrä, mutta myös luontaiset tekijät ja yhteisvaikutukset. Purokohteilla luonnollinen vaihtelu oli hyvin suurta, mikä ilmeni erityisesti biologisissa mittareissa. Hankkeessa tutkituilla Luken seurantaverkon kuudella metsätalouskohteella päälyllylevien, vesisammalten ja pohjaeläinten tila ei ollut merkittävästi heikentynyt. Jokikohteissa vedenlaatu (typpipitoisuus, veden väri) sekä päälyllylevien ja vesikasvillisuuden tila heikkenivät metsätalouden määrän (ojitusten) lisääntyessä.

Purokohteilla testattiin päälyllylevien määrän mittaamisessa optista, a-klorofylliä mittaavaa Benthos-Torch-fluorometriä, joka on biologisen tilan arviointiin kehitetty uusi laite. Fluorometri soveltuu käytettäväksi kivipintojen päälyllylevien kokonaismäärän ajalliseen seurantaan esimerkiksi erilaisten metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä. Fluorimetrin käyttöön liittyviä menetelmiä tulee kuitenkin vielä kehittää luotettavan seurantatiedon varmistamiseksi.

Erityisesti intensiivisen metsätalouden ja tiheään ojitettujen valuma-alueiden alapuolisissa jokivesissä ekologinen tila oli heikentynyt. Niin kuin muukin ympäristön tilan seuranta, metsätalouden vaikutusten luotettava seuranta edellyttää edustavaa seurantakohteiden ja elinympäristöjen valintaa. Metsätalouden vesienpuhdistuslaitteiden vaikuttavuudesta virtavesien ekologiseen tilaan tarvittaisiin lisää tietoa vesienhoidon suunnittelun tueksi.

Asiasanat: metsätalous, ekologinen tila, vesien tilan arviointi, vesistön kuormitus, vesistöt, Vesipuiterektiivi, pintavesi, vedenlaatu, ravinteet, purot, joet, hajakuormitus

SAMMANFATTNING

Merparten av Finlands areal består av skogsbruksmark. Skogsbruksåtgärdernas verkningar på den ekologiska statusen i vattendrag har dock undersökts endast i liten mån. Målet för denna undersökning var att öka kunskapen om skogsbrukets inverkan på bäckars och åars ekologiska status samt att utveckla uppföljningen av de biologiska verkningarna i små vattendrag. I projektet undersöktes vattenkvaliteten och de biologiska kvalitetsfaktorerna (epifytiska alger, vattenmossor, bottenfauna) i förhållande till skogsbrukets intensitet i ett material från 12 bäckar (huvudsakligen objekt i Naturresursinstitutets (Luke) nätverk för uppföljning av belastningen från skogsbruket) och 40 åar (huvudsakligen skogsbruksobjekt i MaaMet-uppföljningen). Vid valet av objekten strävde man efter att utse områden där jordbrukets inverkan var så liten som möjligt. Fältarbetet för att kartlägga den biologiska statusen i bäckarna i fråga gjordes i augusti-september 2015. Finlands miljöcentral genomförde detta projekt, som finansierades av jord- och skogsbruksministeriet.

Resultaten visar att speciellt kvävehalten i både bäckar och åar i skogsbruksområdena var tydligt högre än bakgrundshalterna. Halterna var beroende av mängden skogsdikningar i avrinningsområdet men förklaras också av naturliga orsaker och samverkan. I åarna var den naturliga variationen mycket stor, vilket avspeglade sig speciellt i de biologiska parametrarna. I sex av de skogsbruksobjekt som ingick i Naturresursinstitutets nätverk hade de epifytiska algernas, vattenmossornas och bottenfaunans tillstånd inte försämrats i betydande grad. I åarna försämrades vattenkvaliteten (kvävehalten, vattnets färg) samt de epifytiska algernas och vattenväxtlighetens tillstånd då mängden skogsdikningar ökade.

Vid bäckarna testade man att mäta mängden epifytiska alger med en optisk BenthosTorch-fluorimeter, som är en ny apparat som har tagits fram för att underlätta bedömningen av den ekologiska statusen och som mäter mängden a-klorofyll. Fluorimetern kan användas för uppföljning av mängden epifytiska alger på stenunderlag, exempelvis i anslutning till olika skogsbruksåtgärder. Metoderna för användning av fluorimetern bör dock utvecklas vidare för att man ska kunna säkerställa uppföljningsuppgifternas tillförlitlighet.

Den ekologiska statusen hade försämrats speciellt i åar nedanför avrinningsområden som var föremål för intensivt skogsbruk och som var tätt dikade. Liksom inom övrig uppföljning av miljön krävs för tillförlitlig uppföljning av skogsbrukets verkningar att man väljer representativa uppföljningsområden och livsmiljöer. För planeringen av vattenvården behövs mera information om effekterna av vattenskyddsåtgärder inom skogsbruket på vattendragens ekologiska status.

Nyckelord: skogsbruk, ekologiskt tillstånd, klassificering, bedömning av inverkan på vattendrag, ytvatten, bäckar, åar, uppföljning, Ramdirektivet för vatten, diffus belastning

ABSTRACT

Majority of Finland's land area is used for forestry. However, the effects of forestry on biological status of stream ecosystems have only little been investigated. The purpose of this project was to study the effects of forestry on the ecological status of streams, and to develop biological monitoring of headwater streams. Data on periphyton, macrophytes and macroinvertebrates from 12 headwater streams and 40 larger streams were used in the study. The project was funded by Finnish Ministry of Agriculture and Forestry and carried out by Finnish Environment Institute in 2015.

The results indicated that in forestry impacted streams (headwater and larger streams) nitrogen concentrations were elevated. The increased concentrations in impacted streams were partly related to higher drainage intensity and partly to natural factors, such as cover of peatlands. The natural variation among headwater streams was large, particularly in the biological quality elements, and the biological quality of monitored headwater streams was not considerably impaired by forestry. By contrast, the biological quality of the larger streams decreased with increasing catchment forestry activities.

In the headwater streams, an optical BenthosTorch field fluorometer was tested for measurement of periphyton. The results suggest that the fluorometer could be applicable to monitor the effects of different forestry activities on periphyton biomass on stone surfaces. However, the fluorometer method requires further development to produce reliable information. In general, this study indicated that representative selection of monitoring sites is a prerequisite for reliable assessment and monitoring of forestry impacts. There is a clear need for further information on the effectiveness of forestry water protection measures on ecological status of streams. The information would support planning of river basin management.

Keywords: forestry, ecological status, aquatic impact assessment, Water Framework Directive, surface waters, nutrients, forestry, stream, rivers, diffuse loading

ALKUSANAT

Suomen pinta-alasta valtaosa on metsätalousmaata. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia virtavesien biologiseen tilaan on kuitenkin selvitetty vain vähän. Tämän hankkeen tavoitteena oli tuottaa lisää tietoa metsätalouden vaikutuksista purojen ja jokien ekologiseen tilaan sekä kehittää biologista vaikutusseurantaan pienissä virtavesissä. Hankkeessa tarkasteltiin vedenlaatua ja biologisia laatumuuttujia (päälyllevät, vesisammalet ja pohjaeläimistö) suhteessa metsätalouden intensiteettiin 12 purokohteen ja 40 jokikohteen aineiston avulla. Purokohteet kuuluvat pääasiassa Luonnonvarakeskuksen (Luke) metsätalouden kuormituksen seurantaverkkoon, kun taas jokikohteet ovat MaaMet -seurannan metsätalousohjeita. Kohteiden valinnoissa pyrittiin minimoimaan maatalouden vaikutus pois. Purokohteiden biologisen tilan kartoittamiseksi tehtiin maastotöitä elo-syyskuussa 2015. Hanke toteutettiin Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) toimesta ja sen rahoitti maa- ja metsätalousministeriö.

Tulosten perusteella metsätalousohjeilla, sekä puroissa että jokivesissä, etenkin typpipitoisuudet olivat selkeästi taustapitoisuuksia suuremmat. Pitoisuuksia selitti valuma-alueen metsäojitusten määrä, mutta myös luontaiset tekijät ja yhteisvaikutukset. Purokohteilla luonnollinen vaihtelu oli hyvin suurta, mikä ilmeni erityisesti biologisissa mittareissa. Hankkeessa tutkituilla Luken seurantaverkon kuudella metsätalousohjeella päälyllevien, vesisammalten ja pohjaeläinten tila ei ollut merkittävästi heikentynyt. Jokikohteissa vedenlaatu (typpipitoisuus, veden väri) sekä päälyllevien ja vesikasvillisuuden tila heikkenivät metsätalouden toimenpiteiden (ojitusten) lisääntyessä.

Purokohteilla testattiin päälyllevien määrän mittaamisessa optista, a-klorofylliä mittaavaa BenthosTorch-fluorometriä, joka on biologisen tilan arviointiin kehitetty uusi laite. Fluorometri soveltuu käytettäväksi kivi- ja hiekkapintojen päälyllevien kokonaisuuden ajalliseen seurantaan, esimerkiksi erilaisten metsätalousohjeiden yhteydessä. Fluorimetrin käyttöön liittyviä menetelmiä tulee kuitenkin vielä kehittää luotettavan seurantatiedon varmistamiseksi.

Erityisesti intensiivisen metsätalouden vaikutusalueilla, tiheään ojitettujen valuma-alueiden alapuolisissa jokivesissä ekologinen tila oli heikentynyt. Niin kuin muukin ympäristön tilan seuranta, metsätalouden vaikutusten luotettava seuranta edellyttää edustavaa seurantakohteiden ja elinympäristöjen valintaa. Metsätalouden vesiensuojelutoimien vaikuttavuudesta virtavesien ekologiseen tilaan tarvittaisiin lisää tietoa vesienhoidon suunnittelun tueksi.

Kirjoittajat

SISÄLLYS

Tiivistelmä	3
Sammanfattning	4
Abstract	5
Alkusanat	6
1 Johdanto	9
2 Aineisto ja menetelmät	11
2.1 Puroaineisto.....	11
2.2 Jokiaineisto.....	14
2.3 Vedenlaatuaineisto.....	14
2.4 Purojen päällyslevät.....	15
2.5 Purojen vesisammalet.....	16
2.6 Purojen pohjaeläimet.....	16
2.7 Jokikohteiden ekologisen tilan mittarit.....	16
2.8 Aineiston analysointi.....	16
3 Tulokset ja niiden tarkastelu	18
3.1 Valuma-aluekijät ja vedenlaatu.....	18
3.2 Päällyslevien Benthos-mittaukset purokohteilla.....	21
3.4 Pohjaeläimet purokohteilla.....	26
3.5 Ekologisen tilan suhde vedenlaatuun jokikohteilla.....	26
4 Yhteenveto ja johtopäätökset	29
Kirjallisuus	31
Liitteet	33

1 Johdanto

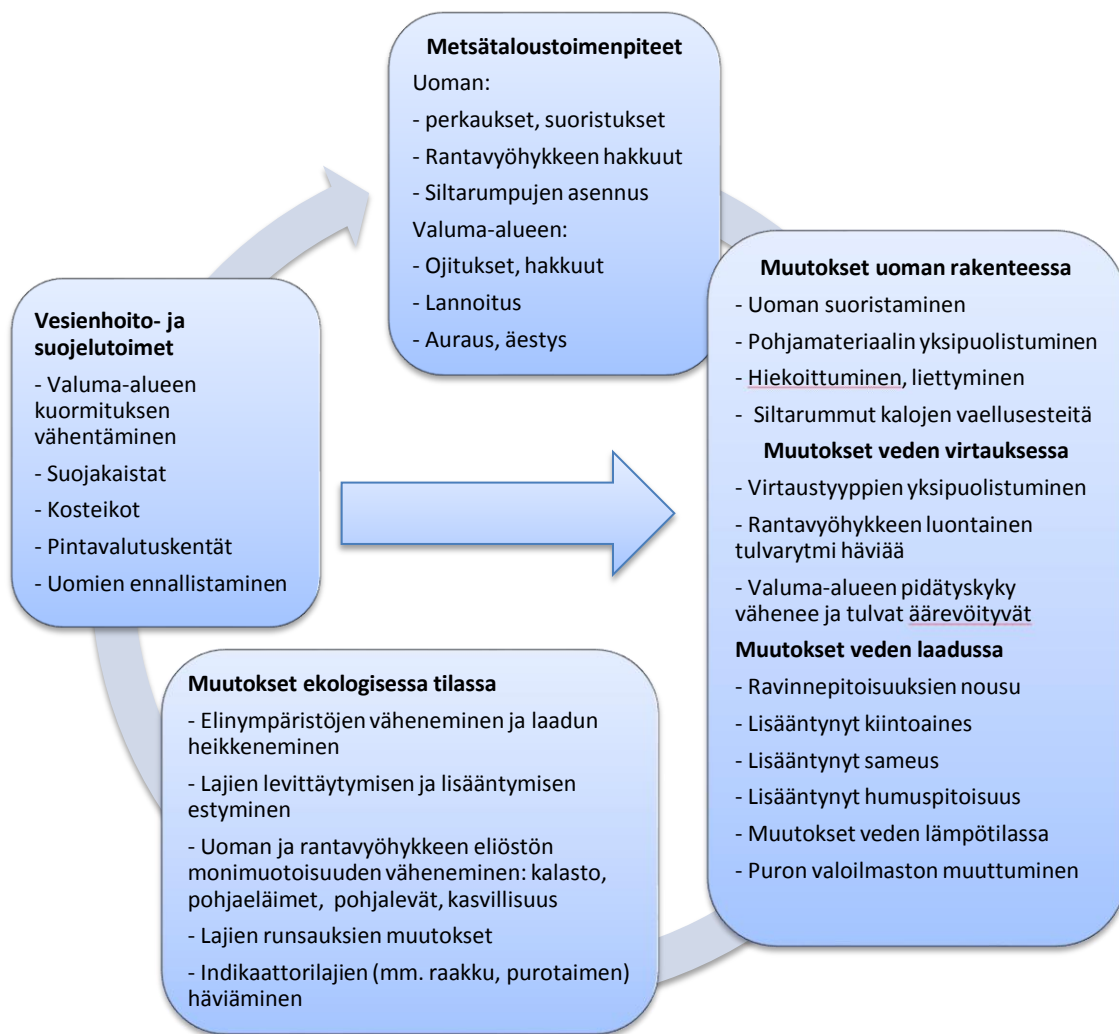
Suomen pinta-alasta valtaosa on metsätalouuskäytössä, minkä vuoksi täysin luonnontilaiset purot ovat harvinaisia etenkin Keski- ja Etelä-Suomessa. Viimeisimmän uhanalaisuusarvion perusteella havumetsävyöhykkeen luonnontilaisten purojen määrä onkin vähentynyt Etelä-Suomessa yli 90 % ja Pohjois-Suomessa yli 50 % (Leka ym. 2008).

Metsätalouden toimenpiteet ovat lisänneet kiintoaineksen, ravinteiden ja metallien vesistökuormitusta, ja näiden aiheuttamiin haitallisiin vesistövaikutuksiin on pyritty puuttumaan (ks. Finer 2008). Monipuolisten vesiensuojelumenetelmien käyttö, paremmin saatavilla oleva tieto suojelumenetelmistä ja niiden toteutuksesta sekä pienentyneet hakkuualat ovat tehokkaita esimerkkejä ympäristönäkökohtien huomiointamisesta metsätaloustoimenpiteitä suunniteltaessa ja tehtäessä. Tietämys nykymetsätalouden ekologisista vesistövaikutuksista on kuitenkin puutteellista, erityisesti pienvesissä (Aroviita ym. 2016). Metsätalouden vesistövaikutusten arvioinnissa on Suomessa keskitytty kuormituksen määrän arviointiin, jota tehdään Luonnonvarakeskuksen (Luke) koordinoiman Metsätalouden vesistökuormituksen seurantaverkon avulla (Finer ym. 2014, <http://www.metla.fi/hanke/7467/>). Verkko koostuu 33 pienestä latvavesien valuma-alueesta. Ekologisia vaikutuksia seurataan latvavesiä suuremmissa joki- ja järvi- vesimuodostumissa SYKEN koordinoimissa MaaMet-seurannassa (Aroviita ym. 2014, www.syke.fi/hankkeet/MaaMet).

Metsätalouden toimet ovat muuttaneet vesistöjen luonnontilaa monilla tavoilla pitkän ajan kuluessa (Kuva 1). Tukinuiton tarpeisiin latvavesiä perattiin ja suoristettiin. Valuma-alueiden uudisojitusten määrä oli suurimmillaan 1970-luvulla, ja sen jälkeen 1990-luvun alussa ojitusten painopiste siirtyi uudistusojituksista kunnostusojituksiin (Ylitalo 2012, Palviainen ja Finer 2013). Perkaukset, uomien suoristukset ja valuma-alueiden ojitukset ovat voimakkaasti yksipuolistaneet puroumien rakennetta ja muuttaneet niiden hydrologiaa nopeuttaen veden virtausta valuma-alueelta (Prévost ym. 1999, Ahola ja Havumäki 2008). Kasvanut valunta on lisännyt muun muassa uomaeroosiota, ravinteiden, humuksen, kiintoaineksen, metallien sekä haitallisten aineiden kulkeutumista vesistöihin (Vuori ym. 1998, Ahtiainen ja Huttunen 1999, Karjalainen ym. 2015, ks. Kuva 1). Virtavesien ekologiseen tilaan ovat vaikuttaneet myös metsätalouden toimien aiheuttamat muutokset rantavyöhykkeen metsissä (Suurkuukka ym. 2014).

Metsätalouden osuus Suomen vesistöjen kokonaisravinnekuormituksesta on pieni, vuonna 2014 se oli 7 % fosforin ja 5 % typen kuormituksesta (http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesistojen_ravinnekuormitus_ja_luonnon_huuhoutuma). Alueellisesti metsätalouden aiheuttaman kuormituksen osuus vaihtelee kuitenkin paljon, ja erityisesti Pohjois- ja Itä-Suomessa se on huomattavasti Suomen keskitasoa suurempi (Kenttämies ja Mattsson 2006).

Tässä raportissa esitetään maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman ja vuonna 2015 Suomen ympäristökeskuksessa toteutetun MEBI-hankkeen (Metsätalouden vesistökuormituksen seurantaohjelma pienvesissä — pilottihanke biologisen tilan arvioinnin kehittämiseksi) tulokset. Hankkeen keskeisenä tavoitteena oli 1) tuottaa ajantasaista tietoa nykymetsätalouden vaikutuksista pienempien purojen ja suurempien jokimuodostumien ekologiseen tilaan sekä 2) kehittää seurantamenetelmiä, jotka soveltuisivat metsätalouden biologisten vaikutusten arviointiin pienvesissä.



Kuva 1. Metsätalouden toimenpiteet voivat muuttaa uoman rakennetta, veden virtausta ja veden laatua. Näillä muutoksilla on haitallisia vaikutuksia purojen ekologiseen tilaan. Purovesien hoidon ja suojelutoimien avulla voidaan vähentää metsätalouden haitallisia vesistövaikutuksia. Kuva julkaisusta Aroviita ym. 2016.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Puroaineisto

Metsätalouden vaikutuksia purojen ekologiseen tilaan selvitettiin 12 purokohteen aineiston avulla. Tutkimuskohteiksi valittiin kuusi metsätalouskohdetta ja kuusi mahdollisimman luonnontilaista puroa tai pienehköä jokea, joiden tilaa arvioitiin päällysvien, vesisammalten ja pohjaeläinten perusteella. Maastotyöt kohteilla tehtiin elo-syyskuun 2015 aikana. Osa aineistosta koottiin kohteiden aiemmista seurannoista (ks. alla).

Kohteet kuuluvat pääosin Luken koordinoiman Metsätalouden vesistökuormituksen seurantaverkkoon (Finér ym. 2014, <http://www.metla.fi/hanke/7467/>), Taulukko 1) ja sijaitsevat Keski-Suomen, Pohjois-Karjalan ja Kainuun alueella (Kuva 2). Metsätalouskohteet edustavat normaalissa metsätalouskäytössä olevia metsäisiä valuma-alueita (Finér ym. 2014). Näillä alueilla oli vuonna 2014 tehty ilmoitusten mukaan vain pienialaisia metsätaloustoimenpiteitä. Vertailukohteet edustavat puolestaan mahdollisimman luonnontilaisia valuma-alueita. Koska metsätaloutta harjoitetaan valtaosassa Suomen metsiä, on täysin luonnontilaisten purojen löytäminen kuitenkin vaikeaa. Tämän takia vertailupurojen valuma-alueella saattoi olla jonkin verran metsätaloutta. Vertailukohdejoukkoa täydentämään valitsimme muista tutkimusaineistoista neljä kohdetta; Pajupuro, Kangaspuro, Koirajoki ja Karanganjoki (Taulukko 1, Kuva 2). Metsätalouden intensiteettiä mitattiin valuma-alueen ojitusten osuudella (%).

Taulukko 1. Tutkimuspurojen valuma-alueen ominaisuuksia sekä kunkin kohteen biologinen näytteenotto. Luken metsätalouden vesistökuormituksen seurantaverkkoon kuulumattomat vertailupaikat on merkitty tähdellä (*).

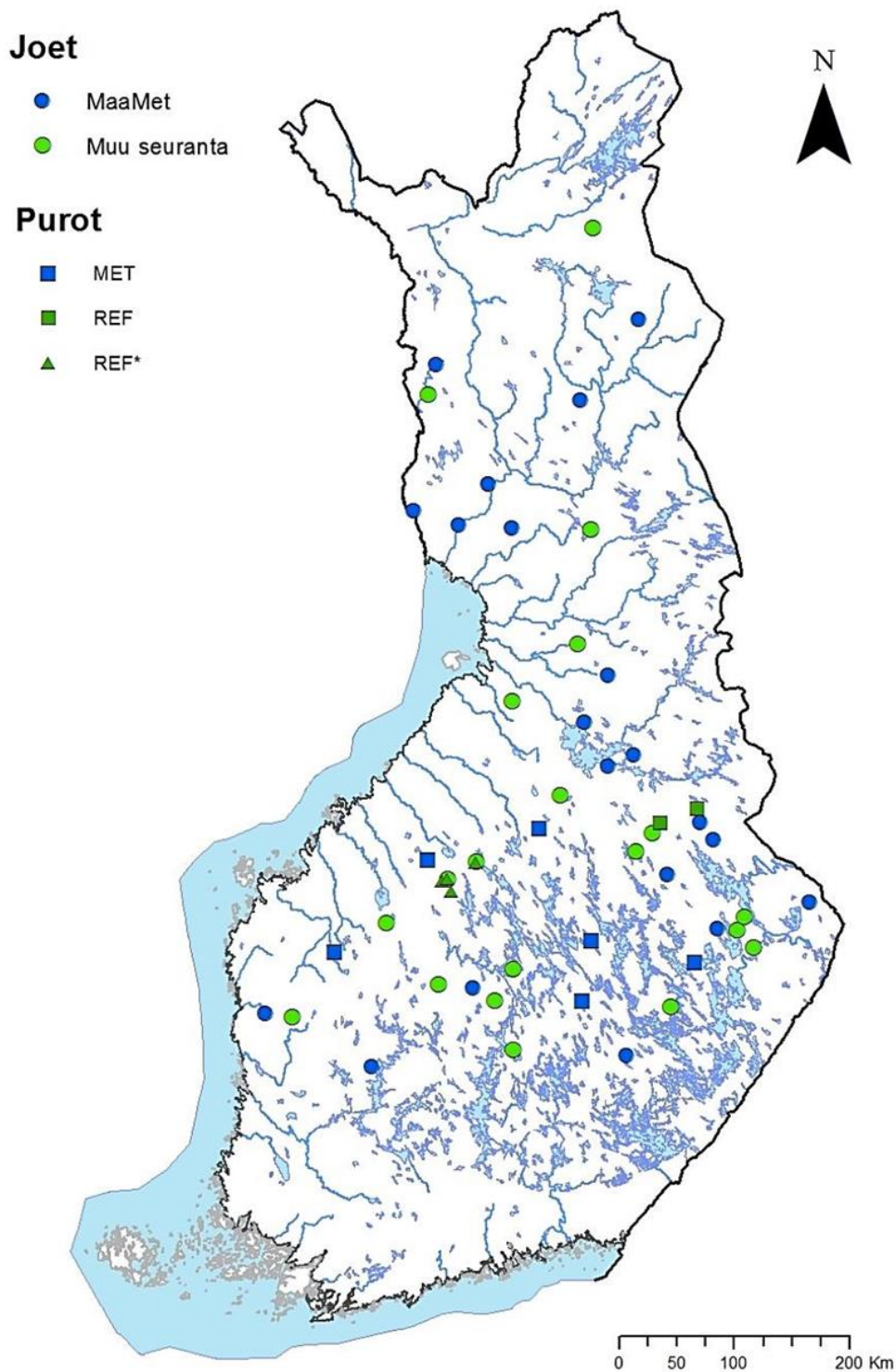
Kohde	Sta- tus	Joki- tyyp- pi	Korkeus (m mpy)	Pinta- ala (km ²)	Turve- maat (%)	Ojitukset (%)	Pellot (%)	TOTP (µg/L)	TOTN (µg/L)	Sam- malet	Pohja- eläimet	BT koski	BT kori
Porkka- vaara	REF	HPk	185	0,7	18	9,1	0	5,3	225			x	x
Liuhapuro	REF	HPt	177	1,7	57	38,7	0	19,1	555	x	x	x	x
Pajupuro	REF*	HPt	175	5,5	57	1,8	0	13,0	540	x			x
Kangas- puro	REF*	Pt	170	11,3	44	11,1	0,5	23,0	590	x	x	x	x
Koirajoki	REF*	Pt	160	54,4	48	13,2	0	17,6 ²	525 ²	x	x	x	x
Karangan- joki	REF*	Pt	132	65,8	31	31,7	0	18,0 ³	510 ³	x	x	x	x
Pakopirtti	MET	HPt	81	8,0	67	37,7	1,3	58,8	1223	x			
Kohisevan- puro	MET	Pt	12	10,7	27	38,1	0,5	16,2	666	x	x	x	x
Kesselin- puro	MET	Pt	94	20,2	36	53,0	1,1	33,6	792	x	x	x	x
Pahkaoja	MET	Pt	145	23,4	47	34,5	2,2	21,6	581	x	x	x	x
Surnuinjoki	MET ¹	Pt	120	38,5	48	57,4	1,8	35,0	856				x
Korpijoki	MET	Kt	105	121,5	36	54,2	8,6	84,9	1160	x	x	x	x

Lyhenteiden selitykset: REF = mahdollisimman luonnontilainen vertailupaikka, MET = metsätalouskohde, HPk = hyvin pieni kangasmaiden joki, HPt = hyvin pieni turvemaiden joki, Pt = pieni turvemaiden joki, Kt = keskiuuri turvemaiden joki. TOTP = vuoden 2015 kasvukauden kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo, TOTN = vuoden 2015 kasvukauden kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo, BT = BenthosTorch-fluorometrillä tehty levämäärän mittaus.

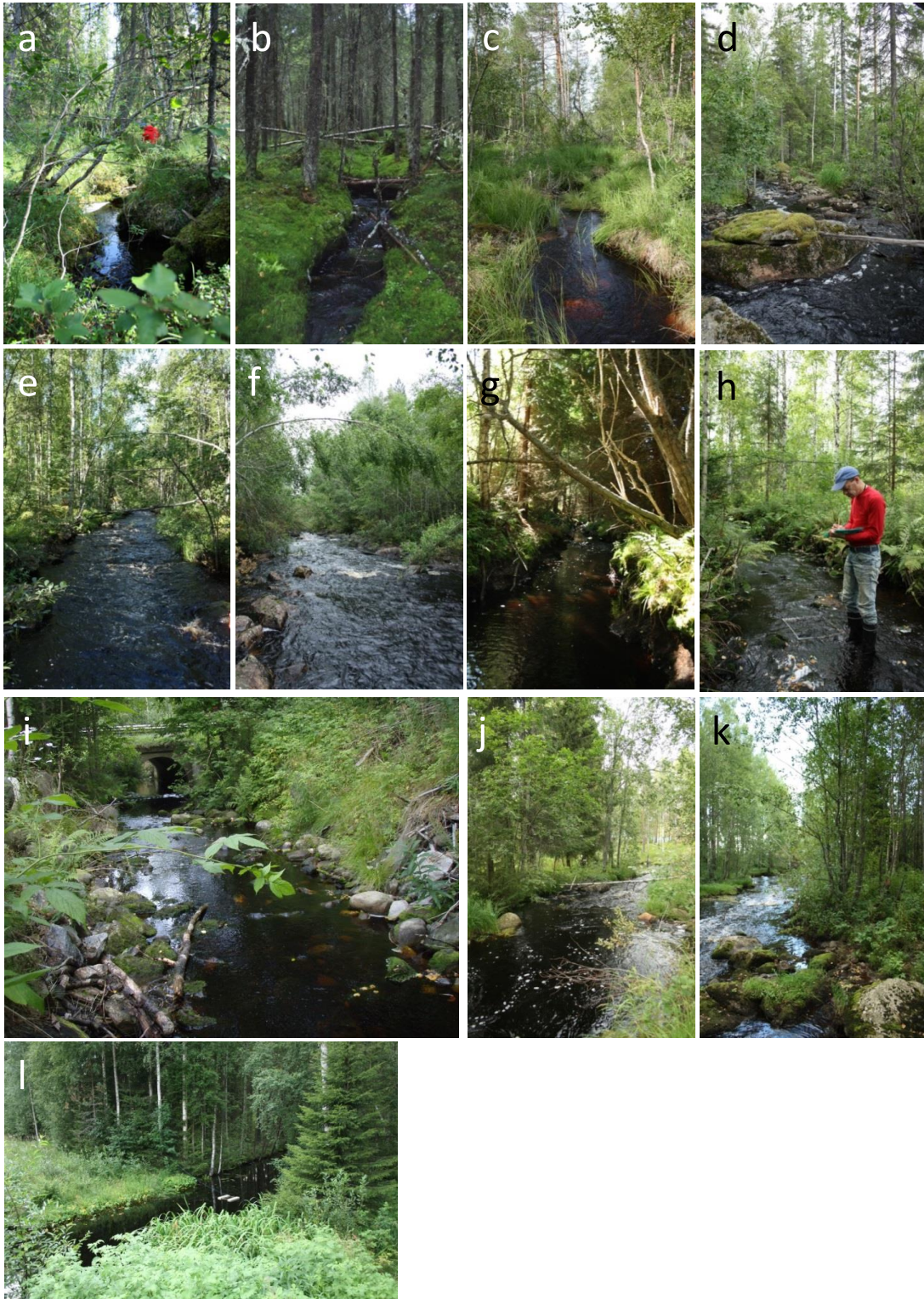
¹⁾ LUKE:n paikka on Surnuinpuro Surnuinojen yläjuoksulla.

²⁾ Vuoden 2013 kasvukauden yksittäinen mittaus.

³⁾ Vuoden 2014 kasvukauden yksittäinen mittaus.



Kuva 2. Hankkeessa tarkasteltujen puro- ja jokikohteiden sijainti. MaaMet = MaaMet-seurannan metsätalouskohde, Muu seuranta = muun seurannan tai tutkimuksen kohde, MET = Luken metsätalouden seurantaverkon metsätalouskohde, REF = Luken seurantaverkon vertailupaikka, REF* = vertailupaikka muista aineistoista.



Kuva 3. Tutkimuspurot: Porkkavaara (a), Liuhapuro (b), Pajupuro (c), Kangaspuro (d), Koirajoki (e), Karanganjoki (f), Pakopirtti (g), Kohisevanpuro (h), Kesselinpuro (i), Pahkaoja (j), Korpijoki (k), Surnuinjoki (l). Purot a–f ovat vertailukohteita ja g–l metsätalouskohteita. Kuvat: Jaana Rääpysjärvi.

2.2 Jokiaineisto

Metsätalouden vaikutuksia jokivesiin selvitettiin 40 jokikohteen aineiston avulla. Tähän tarkasteluun koottiin yhteensä 20 ns. MaaMet-seurannan (Aroviita ym. 2014, www.syke.fi/hankkeet/MaaMet) ja 20 ympäristöhallinnon muun seurannan tai tutkimushankkeiden jokikohteen aineisto, joissa metsätalouden intensiteetti vaihteli, mutta muun ihmistoiminnan osuus oli vähäinen (Taulukko 2, Liite 6). MaaMet-seurantaohjelmassa metsätalouden vaikutuksia vesien tilaan on seurattu vuodesta 2007 alkaen ja tähän tarkasteluun valitut kohteet edustivat metsätalouskohteita. Muut seurantapaikat edustivat pääsääntöisesti vertailukohteita. Kohteet ovat pieniä (valuma-alueen koko 10–100 km²) ja keskisuuria (100–1000 km²) kangasmaiden ja turvemaiden jokia. Maatalouden vaikutus pyrittiin erityisesti minimoimaan aineistossa (peltojen osuus keskimäärin 0,9 %, vaihteluväli 0–3 %). Kuten puroaineistossa, myös jokiaineistossa karkeana metsätalospaineen mittana käytettiin metsäojitusten osuutta valuma-alueella (%).

Taulukko 2. MaaMet-seurannan ja muiden jokikohteen luontaisia ominaisuuksia ja ihmistoimintaa kuvaavien tekijöiden keskiarvo (ka) ja vaihteluväli jokivesimuodostumatyypeittäin.

	Pienet turvemaiden joet (N= 19)			Keskisuuret turvemaiden joet (N = 12)			Pienet ja keskisuuret kangasmaiden joet (N = 9)		
	ka	Min	Maks	ka	Min	Maks	ka	Min	Maks
Korkeus (m mpy)	133	45	205	112	30	160	148	95	265
Valuma-alueen koko (km ²)	45,3	12,8	79,6	232,8	126,8	365,0	58,6	13,1	178,1
Turvemaat (%)	37,2	16,8	58,7	47,3	32,4	66,3	14,7	4,1	23,8
Pellot (%)	0,8	0	3,1	0,8	0	2,5	1,1	0	3,3
Ojitukset (%)	38,0	4,1	61,6	37,8	21,3	53,2	21,4	4,0	43,9
Muu ihmistoiminta (%)	0,8	0,1	2,8	0,7	0,1	1,7	2,5	0	5,0
Kokonaisfosfori (µg/l)	29,4	11	81	29,0	13	60	13,7	4	37
Kokonaistyyppi (µg/l)	552	260	959	515	338	777	361	100	655
Väriluku (mg Pt/l)	195,1	68	325	178	128	232	82,6	12	2335

2.3 Vedenlaatuaineisto

Purokohteiden vedenlaatatiedot koottiin pääosin kesän 2015 vedenlaadun seurannan tuloksista kasvukauden keskiarvoina. Tarkastellut vedenlaatuominaisuudet olivat ammonium tyypinä (µg/l), nitriitti-nitraatti tyypinä (µg/l), kokonaistyyppi (µg/l), kokonaisfosfori (µg/l), kemiallinen hapen kulutus (CODMn), pH ja sameus (FNU). Kohteiden valuma-alueet rajattiin ja niille määritettiin maankäyttötiedot (Corine Landscape Cover 2000). Jokikohteiden vedenlaadusta tarkasteltiin kokonaistyyppien, kokonaisfosforin, ammoniumtyypin ja nitriitti-nitraattityypin pitoisuutta sekä veden värilukua. MaaMet-kohteiden vedenlaadun seuranta on kuvattu julkaisussa Aroviita ym. (2014).

2.4 Purojen päällysväät

Päällysväät ovat erilaisilla pinnoilla kuten kivien, kasvien ja puunrunkojen pinnoilla kasvavia leviä. Päällysväestön a-klorofyllin määrää mittaamalla arvioitiin päällysväestön määrää 11 purokohteella (ks. Taulukko 1). Mittaukset tehtiin BenthosTorch-fluorometrin avulla (Kuva 4a) syyskuussa 2015. Fluorometri on BbeMoldaenken valmistama laite, jolla voidaan maastossa arvioida erilaisilla pinnoilla kasvavan päällysväen määrää. Laite mittaa päällysväistä kolmen leväryhmän (sinilevien, piilevien ja vihreiden levien) määrää a-klorofyllin fluoresenssina (Aberle ym. 2006). Näiden leväryhmien a-klorofyllin summana saadaan arvio levien kokonaismäärästä. BenthosTorch-fluorometrin mittausalun koko on valmistajan mukaan 1 cm² ja fluorometri ilmoittaa levien määrän mikrogrammoina sekä solumäärinä pinta-alayksikköä kohden. Laitteiden soveltuvuudesta kuormituksen vaikutuksen arviointiin on tähän mennessä vain vähän tietoa.

Päällysväen määrää mitattiin sekä tutkimuskohteiden koskikiviltä että kohteille tuotujen BioTarkhankkeessa kehitettyjen kelluvien kivikorien (Karjalainen ym. 2015) avulla. Kohteiden pohjakivien pintojen levämäärä kuvaa pidemmän aikavälin kasvua. Sen sijaan kelluvan kivikorin avulla pystytään arvioimaan levätuotantoa tietyssä altistusaikana vakioidussa syvyydessä. Kivikoria voidaan käyttää myös latvavesistöjen loivilla purokohteilla, joista koskikivikot luonnostaan puuttuvat.

Kullekin tutkimuskohteelle vietiin yksi kori kivineen avoimeen ja valoisaan paikkaan uomassa ja kiinnitettiin se muoviköysien avulla rantapuustoon molemmin puolin uomaa (Kuva 4b). Koriin asetettiin levien kasvualustaksi viisi halkaisijaltaan 10–15 cm tasakokoista ja -laatuista puhdasta kiveä. Korit ja kivet vietiin kohteille muiden maastotöiden yhteydessä elokuun 2015 alkupuolella ja ne haettiin pois syyskuun puolenvälin jälkeen, joten korit olivat uomassa n. 6 viikkoa ennen leväpitoisuuden mittausta. Kullakin kohteella mitattiin BenthosTorch-laitteella leväpitoisuudet sekä viideltä uoman koskikiveltä että viideltä korin kiveltä. Mikäli koskihäbitaattia ei ollut, mittaukset tehtiin vain korin kiviltä.



Kuva 4. BenthosTorch-fluorometri maastokäytössä. Mittaukset voidaan tehdä joko suoraan mitattavalta kiveltä vedessä tai nostaa kivi uomasta mittausta varten (a). Päällysväen kasvualustana käytetty kivikori (b). Kuvat: Tiina Nokela (a) ja Jaana Rääpysjärvi (b).

2.5 Purojen vesisammalet

Uomien sammalet kartoitettiin kymmenellä purokohteella elokuussa 2015 (Taulukko 1). Sammallajisto ja kunkin lajin prosentuaalinen peittävyys arvioitiin 15 uomaan satunnaisesti sijoitetulta 0,25 m² ruudulta. Ruutuja sijoitettiin sekä uoman reunaan että keskelle Muotkan ja Virtasen (1995) maastomenetelmää mukaillen. Lisäksi sammalten kokonaispeittävyys arvioitiin 15 erilliseltä satunnaisesti sijoitetulta ruudulta, joista myös uoman pohjan materiaali arvioitiin. Pohjan materiaali arvioitiin raekoon mukaan asteikolla: 0,25–2; 2–6; 6–16; 16–32; 32–64; 64–128; 128–256; 256–400 ja > 400 mm. Pajupurolla ja Pakopirtillä kartoitettiin 10 lajiruutua ja 10 kokonaispeittävyysruutua lyhyen koskijakson vuoksi.

2.6 Purojen pohjaeläimet

Purokohteiden pohjaeläinnäytteet kerättiin varsihaavilla ympäristöhallinnon ohjeen (Meissner ym. 2013) mukaisesti. Näytteitä ei voitu ottaa kaikilta seurantaverkoston kohteilta pienialaisen koskipaikan vuoksi (Taulukko 1). Vuonna 2015 näytteet otettiin Lihapurolta, Kesselinpurolta ja Kangaspurolta, kun taas muiden kohteiden aineisto perustuu aiempien vuosien seurantoihin (POHJE-rekisteri). Pohjaeläimille laskettiin jokien ekologisen tilaluokittelun mukaiset biologisten muuttujien arvot vesienhoidon toisen kierroksen kriteerien mukaisesti (Aroviita ym. 2012). Tila-arviointi perustuu kolmeen yhteiskoostumusta kuvaavan muuttujaan: jokityypille ominaisten taksonien esiintyminen (Aroviita ym. 2008), jokityypille ominaisten EPT-heimojen esiintyminen (päivänkorennot, vesiperhoset ja koskikorennot) ja PMA-indeksi (Novak & Bode 1992). Näiden muuttujien yhteismitallistetuista ekologisista laatusuhteista (ELS) laskettiin keskiarvo.

2.7 Jokikohteiden ekologisen tilan mittarit

Jokikohteiden ekologista tilaa mitattiin päällysväestön, pohjaeläimistön ja vesikasvillisuuden tila-arvioiden perusteella. Päällysväestöä edustavat piilevänäytteet sekä pohjaeläinnäytteet otettiin 20–50 m koskijaksolta ympäristöhallinnon seurantaohjeistuksen mukaan (Meissner ym. 2013). Käytetty tila-arviointi perustui vesienhoidon toisen kierroksen kriteereihin (Aroviita ym. 2012). Molempien ryhmien tila-arviointi perustuu jokityypille ominaisten taksonien esiintymiseen ja PMA-indeksiin, pohjaeläimillä lisäksi tyyppiominaisten EPT-heimojen esiintymiseen. Päällysväestön ja pohjaeläimistön tilaa arvioitiin yllämainittujen tilamuuttujien yhteismitallistettujen (ELS) keskiarvona.

Uoman vesikasvillisuuden (ml. sammalet) kartoitus on toteutettu kullakin kohteella 100 m:n koskijaksolta ja 100 m:n suvantojaksolta (Riihimäki 2010, Aroviita ym. 2014, Rääpysjärvi ym. 2016). Tässä tarkastelussa käytettiin vain virtapaikkojen aineistoa. Vesikasvien tilaa arvioitiin alustavan runsausindeksin avulla, joka laskettiin kunkin paikan havaitun vesikasviyhteisön ns. Bray-Curtis etäisyytenä paikalle mallinnetusta laskennallisesta vertailuyhteisöstä (Rääpysjärvi ym. 2016). Laskennassa käytettiin lajien runsauksia. Vertailuyhteisö on arvioitu luontaisten ympäristömuuttujiin (sijainti, valuma-alueen järvisyys, valuma-alueen koko) perustuvalla mallilla.

2.8 Aineiston analysointi

Molemmissa aineistoissa vedenlaadusta, päällysväestöstä, sammalista ja vesikasvillisuudesta sekä pohjaeläimistöä laskettujen vastemuuttujien vaihtelua tarkasteltiin silmämääräisesti viiksilaatikkokuvaajien tai sirontakuvien avulla. Metsätalouspaikkojen ja vertailupaikkojen eroa testattiin sijalukuihin perustuvalla Mann Whitney U-testillä. Testi soveltuu pienille aineistoille, koska se ei edellytä muuttujien nor-

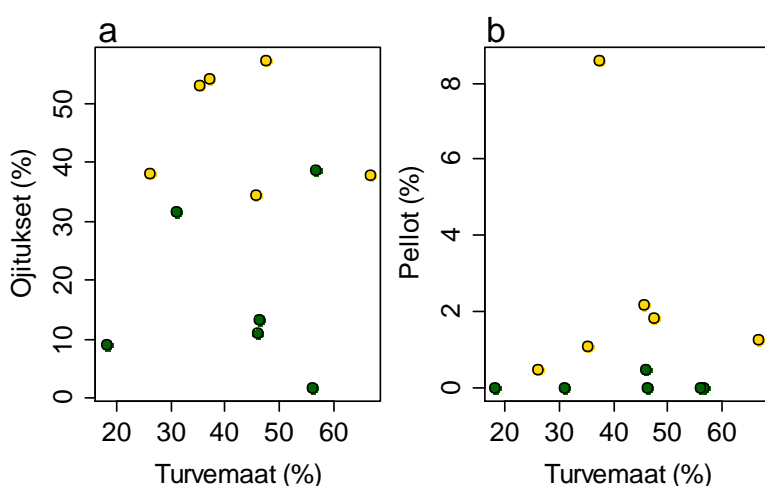
maalijakautuneisuutta. Vastemuuttujien yhteyksiä maankäyttömuotoihin ja vedenlaatuun tarkasteltiin hajontakuvioiden ja Spearmanin korrelaatiokertoimen avulla.

Koska maankäytön lisäksi vedenlaatuun vaikuttaa luontaisesti myös valuma-alueen geologia, tarkasteltiin jokikohteilla varianssin osituksen (ks. Legendre ym. 2005) avulla mitkä valuma-alueen ominaisuudet selittivät vedenlaatumuuttujien vaihtelua. Erityisesti tarkasteltiin mikä osuus valuma-alueen turvemaiden, metsäojitusten, maatalouden osuudella on typpipitoisuuksien ja veden väriarvon vaihteluun. Varianssin osituksessa selittävien muuttujien ja niiden yhdysvaikutusten osuus tutkittavan muuttujan vaihteluun arvioidaan korjatun selityksasteen (R^2) avulla (Oksanen ym. 2013).

3 Tulokset ja niiden tarkastelu

3.1 Valuma-alueetkijät ja vedenlaatu

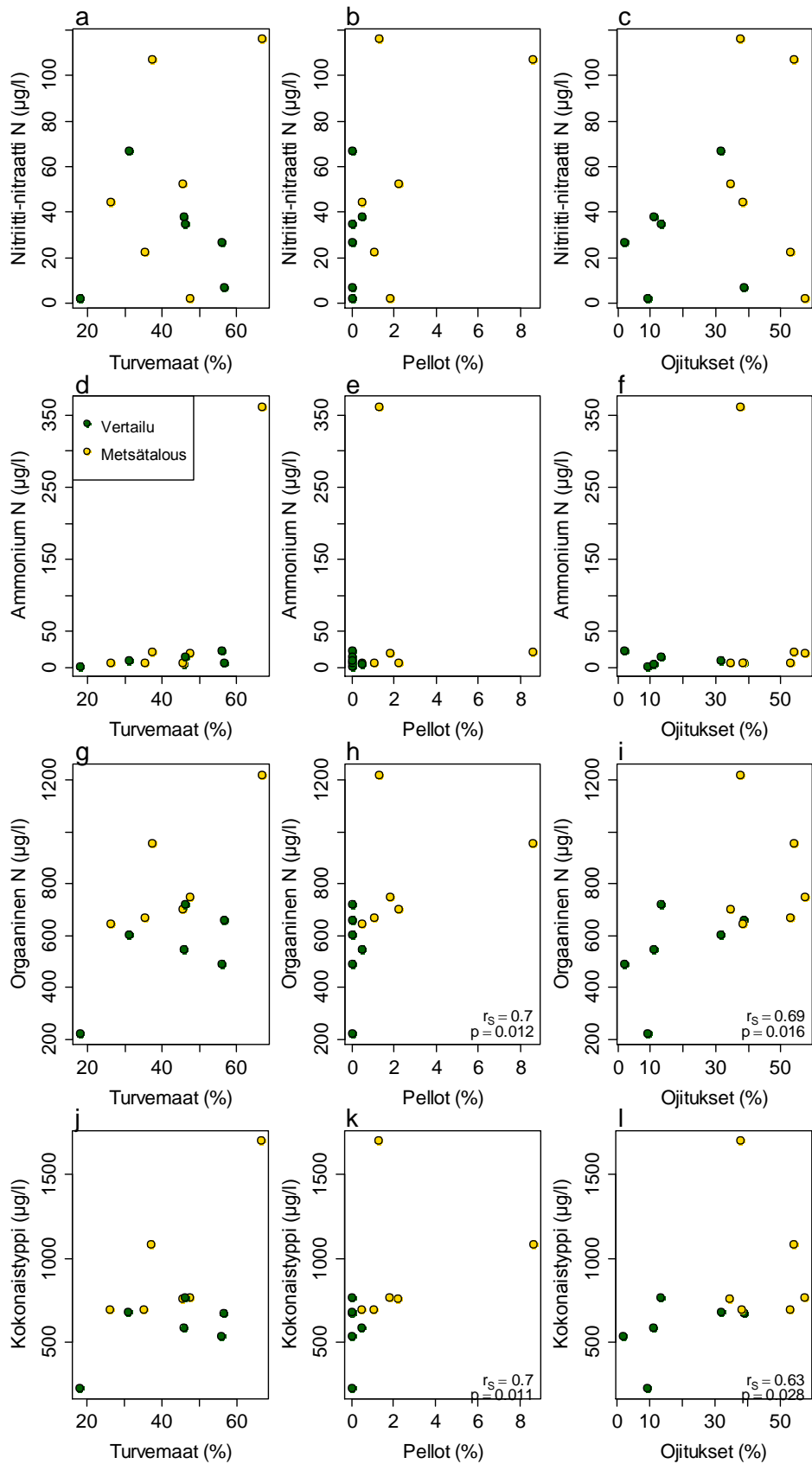
Puroaineistossa ojitusprosentti vaihteli vertailukohteilla 2 % ja 39 % välillä (ollon keskimäärin 18 %) ja metsätalouskohteilla 25 %:n ja 57 %:n välillä (keskiarvo 46 %; Taulukko 2, Kuva 5). Metsäojien osuus ei korreloinut turvemaiden osuuden kanssa (Kuva 5) Peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta oli vertailukohteilla aina alle 1 % ja metsätalouskohteilla Korpijokea (8,6 %) lukuun ottamatta alle 2 % (Kuva 5).



Kuva 5. Ojitetujen alueiden (a) ja peltojen (b) osuuden suhde turvemaiden osuuteen purokohteiden valuma-alueilla. Vihreät symbolit edustavat vertailukohteita ja keltaiset metsätalouskohteita.

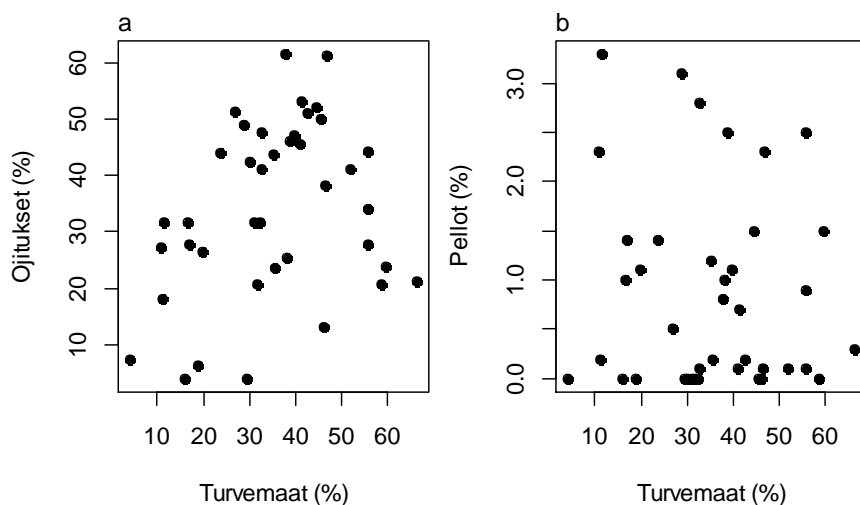
Purokohteiden kokonaistyyppipitoisuudet olivat vertailupaikoilla keskimäärin alhaisempia kuin metsätalouskohteilla (Mann Whitney U-testi, $W = 32,5$; $p = 0,02$). Myös epäorgaanisen typen (nitriitti-nitraatti ja/tai ammonium) pitoisuudet olivat osassa metsäojitetuissa kohteissa korkeammat kuin vertailukohteissa (Kuva 6 a–f). Näissä metsätalouskohteissa oli ojituksia aina yli 30 %. Epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat suurimmat kahdella kohteella (Pakopirtti, Korpijoki) missä myös orgaanisen typen pitoisuudet olivat suurimmat. Typpipitoisuudet eivät kuitenkaan olleet selkeästi korkeita kaikilla voimakkaasti ojitetuilla valuma-alueilla, mikä lienee seurausta ojitusten ajoittumisesta eri vuosille. Kuormitus on suurinta heti metsäojitusta seuraavina vuosina. Palautuminen ojitusta edeltäneelle tasolle on havaittu tapahtuvan noin kymmenessä vuodessa uudisojitusten jälkeen (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

Kokonaistypen pitoisuus kasvoi peltojen ja metsäojitusten lisääntyessä valuma-alueella. Typpipitoisuudet eivät kuitenkaan korreloineet turvemaiden osuuden kanssa (Kuva 6 j–l). Myös Marttila ja Karjalainen (2015) havaitsivat valuma-alueen turvemaan ojituksen määrän selittävän alapuolisen virtaveden typpipitoisuutta. Joensuu ym. (2002) havaitsivat, että liuenneen kokonaistypen pitoisuudessa ei ollut suuria muutoksia kunnostusojituksen jälkeen. Tällöin orgaanisen typen pitoisuus väheni, mutta ammoniumtypen pitoisuus kasvoi merkittävästi. Puroaineistossa orgaaninen typpi muodosti suurimman osan kokonaistypestä (71–97 %), mikä on tyypillistä turvemaiden jokivesissä (Kortelainen ym. 2006), joten myös orgaanisen typen pitoisuutta vedessä selitti metsäojituksen osuus valuma-alueella (Kuva 6i). Myös peltoprosentti selitti veden orgaanisen ja kokonaistypen pitoisuutta (Kuva 6h). Tähän vaikutti yksittäisen tutkimuskohde (Korpijoki), jossa peltoprosentti oli 8,6 %.



Kuva 6. Nitriitti-nitraattitypen, ammoniumtypen, orgaanisen typen ja kokonaistyyppien vuoden 2015 keskipitoisuuksien suhde turvemaiden, peltojen ja ojitusten osuuteen purokohteiden valuma-alueella. Vihreät symbolit edustavat vertailukohteita ja keltaiset metsätalouskohteita. Merkitsevät Spearmanin korrelaatiokerroimet (r_s) ja selitysasteineen on ilmoitettu.

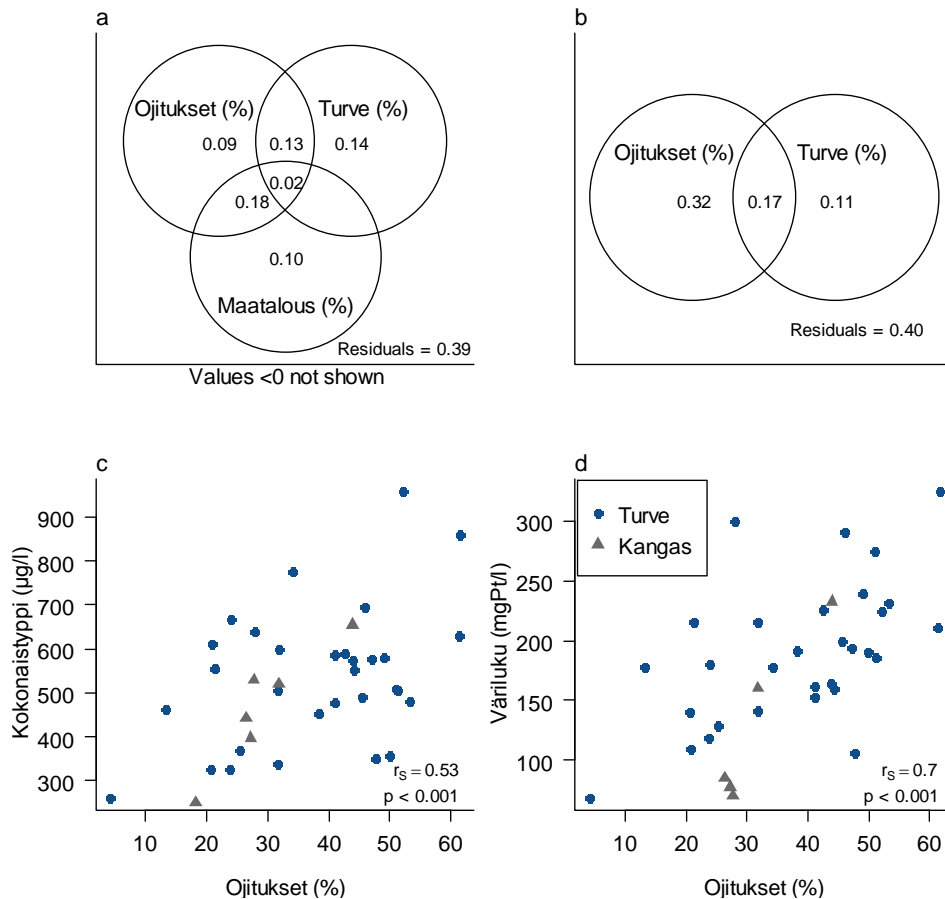
Jokiaineistossa ojitusprosentti vaihteli 4 % ja 62 % välillä (Taulukko 2). Myöskään jokikohteilla metsäojien osuus ei korreloinut turvemaiden osuuden ja peltojen kanssa (Kuva 7). Vähiten ojitettuja valuma-alueita olivat kuitenkin kivennäismaiden alueet, missä turve-% on pieni.



Kuva 7. Ojitettujen alueiden (a) ja peltojen (b) osuuden suhde turvemaiden osuuteen jokikohteiden valuma-alueilla.

Veden värilukua ja kokonaistypen pitoisuutta selittivät jokiaineistossa metsäojitusten osuus, mutta vedenlaadussa esiintyi myös luonnollista vaihtelua (Kuva 8). Väriluvun vaihtelusta pystyttiin selittämään kaikkiaan 60 % metsäojien ja turvemaiden valuma-alueosuuden perusteella. Metsäojitus selitti väriluvun vaihtelua eniten, noin kolmasosan (32 prosenttiyksikköä, Kuva 8b), turvemaiden osuus 11 ja turvemaiden ja ojituksen yhteisvaikutus 17 prosenttiyksikköä. Kokonaistypen pitoisuusvaihtelua pystyttiin selittämään turvemaiden, ojituksen ja maatalouden avulla kaikkiaan 66 % (Kuva 8a). Vaihtelua selittivät sekä valuma-alueen metsätalouden ojitusten osuus (9 %), turvemaiden osuus (14 %), peltojen ja laidunten osuudet (10 %) sekä näiden muuttujien yhteisvaikutukset (yhteensä 33 %). Kokonaistypen vaihtelussa yhteisvaikutuksilla oli suuri osuus, mikä aiheutuu siitä että metsäojitukset keskittyvät turvemaille. Turvemaat puolestaan pidättävät ravinteita huonosti ja niillä harjoitetaan liha- tai maitokarjatuotantoa, jossa typpipitoinen lanta levitetään pelloille.

Kokonaistypen pitoisuusvaihtelusta suuri osa oli orgaanisen typen pitoisuuden vaihtelua. Orgaanisen typen pitoisuuden vaihtelusta pystyttiin selittämään yhteensä 65 % turvemaiden osuudella, metsäojituksella ja maatalouden osuudella. Tästä turvemaiden osuus selitti 18 prosenttiyksikköä, metsäojitus 13 prosenttiyksikköä ja näiden yhteisvaikutus 17 prosenttiyksikköä. Maatalous selitti 5 % ja maatalous yhdessä metsäojituksen kanssa 16 %. Ammoniumtypen pitoisuusvaihtelua selittivät nämä muuttujat 25 %, josta maatalouden osuus oli 8 prosenttiyksikköä ja turvemaiden 8 prosenttiyksikköä, loppu vaihtelu selittyi eri yhteisvaikutuksilla. Nitriitti-nitraattitypen pitoisuusvaihtelua pystyttiin selittämään vain 15 %, josta maatalouden osuus oli 10 prosenttiyksikköä ja metsäojien 5 prosenttiyksikköä.



Kuva 8. Varianssin ositus kokonaistypelle (a) ja veden väriarvolle (b) sekä kokonaistypen (c) ja veden väriarvon (d) suhde ojitettujen alueiden osuuteen valuma-alueella. r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin ja sen merkittisyys (p), N = 40.

3.2 Päälyslievien Benthosmittaukset purokohteilla

Benthosmittauksilla mitatut eri leväryhmien biomassat a-klorofyllin perusteella olivat pienempiä 6 viikkoa puroissa altistetuilla korikivillä (Kuva 9) kuin puron pohjan luontaisilla koskikivillä (Kuva 10). Korikiviltä ja koskikiviltä mitatut levämäärät eivät korreloineet keskenään (Liite 1). Koskikivien ja korikivien biomassojen ero todennäköisesti aiheutui korikivien lyhyestä altistusajasta, kun taas koskikivillä leväkerros on ehtinyt kasvaa kesän ajan. Paikkakohtainen vaihtelu levämäärissä oli pienempää korien kivillä kuin koskikivillä. Tulos viittaa siihen, että korien kiviltä tehdyissä mittauksissa on vähemmän paikallisten ympäristötekijöiden (mm. syvyys, valon määrä, virtaus) aiheuttamaa vaihtelua. Valo-olosuhteiden tiedetään vaikuttavan paljon levien määrään (esim. Kiffney ym. 2003). Maastossa kelluva kori pyrittiin sijoittamaan mahdollisimman valoisaan paikkaan, kun taas koskipaikat olivat pääasiassa kapeampia ja jonkun verran varjoisempia. Lisäksi korin kaikki kivet olivat noin 10 cm syvyydessä pinnan alapuolella, mutta koskikivet ovat luonnollisesti hieman eri syvyyksillä.

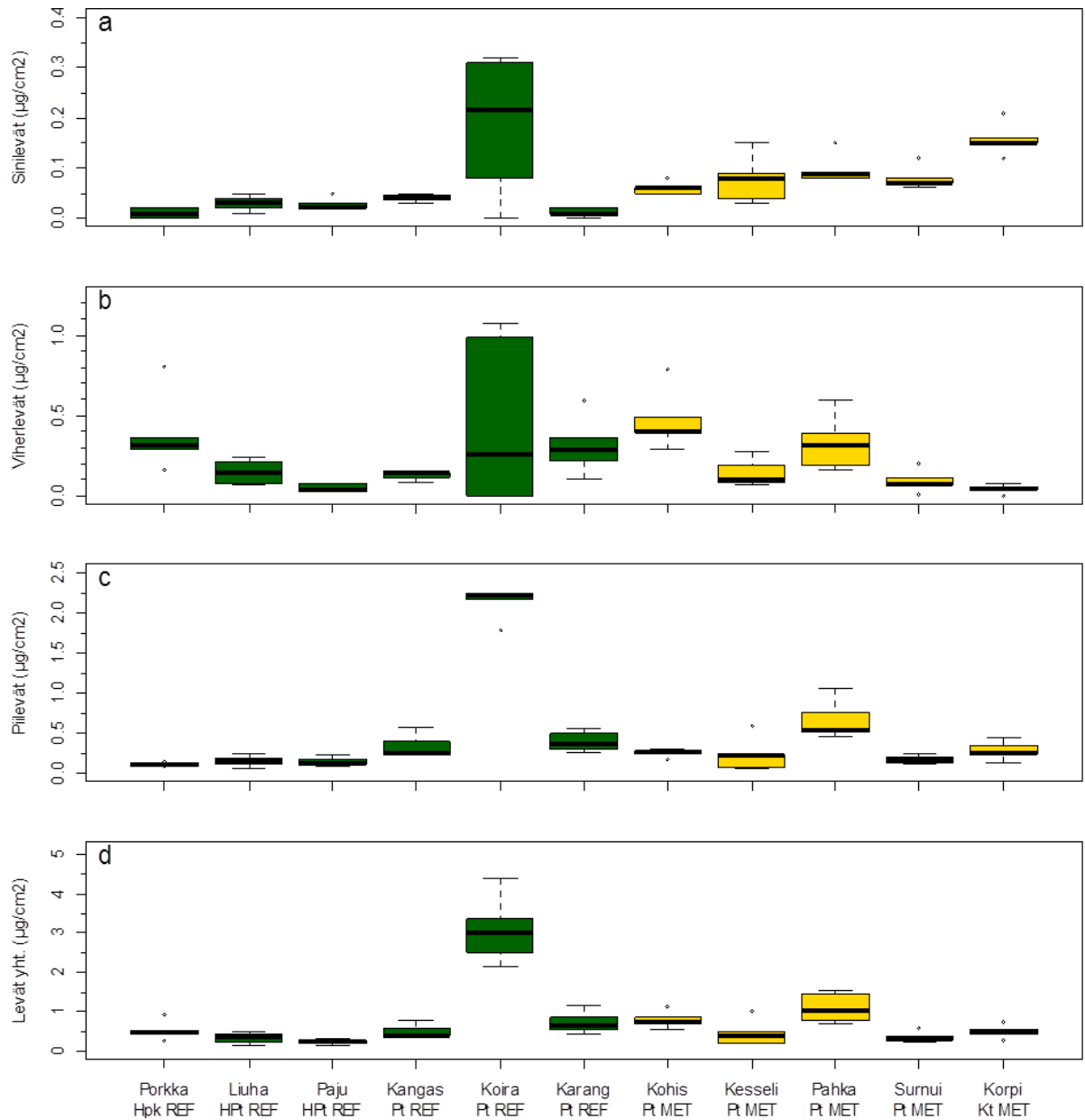
Eri leväryhmien biomassassa ei eronnut, sinileviä lukuun ottamatta, metsätalous- ja vertailukohteiden välillä korien tai koskien kivillä. Levien kokonaisbiomassoilla ei myöskään ollut selkeää yhteyttä veden laatua kuvaaviin muuttujiin (Liite 2 ja 3). Heikko yhteys voi osin selittyä suurella luontaisella vaihtelulla ja aineiston pienuudella. Sinileviä oli kuitenkin korien kivillä enemmän metsätalouskohteilla kuin vertailukohteilla (Mann Whitney U-testi, $W = 0$; $p = 0,008$; Kuva 9). Koirajoella leväpitoisuudet olivat verrattain korkeita sekä kori- (Kuva 9) että koskikivillä (Kuva 10). Koska Koirajoki erosi kaikkien muiden kohteiden tasosta, jätettiin se pois edellä mainitusta Mann Whitneyn testistä. Vertailukohteiden ja

metsätalouskohteiden sinilevypitoisuuksien ero ei liene kuitenkaan ekologisesti merkittävä vähäisen levämäärän vuoksi (0,01–0,19 µg cm⁻²).

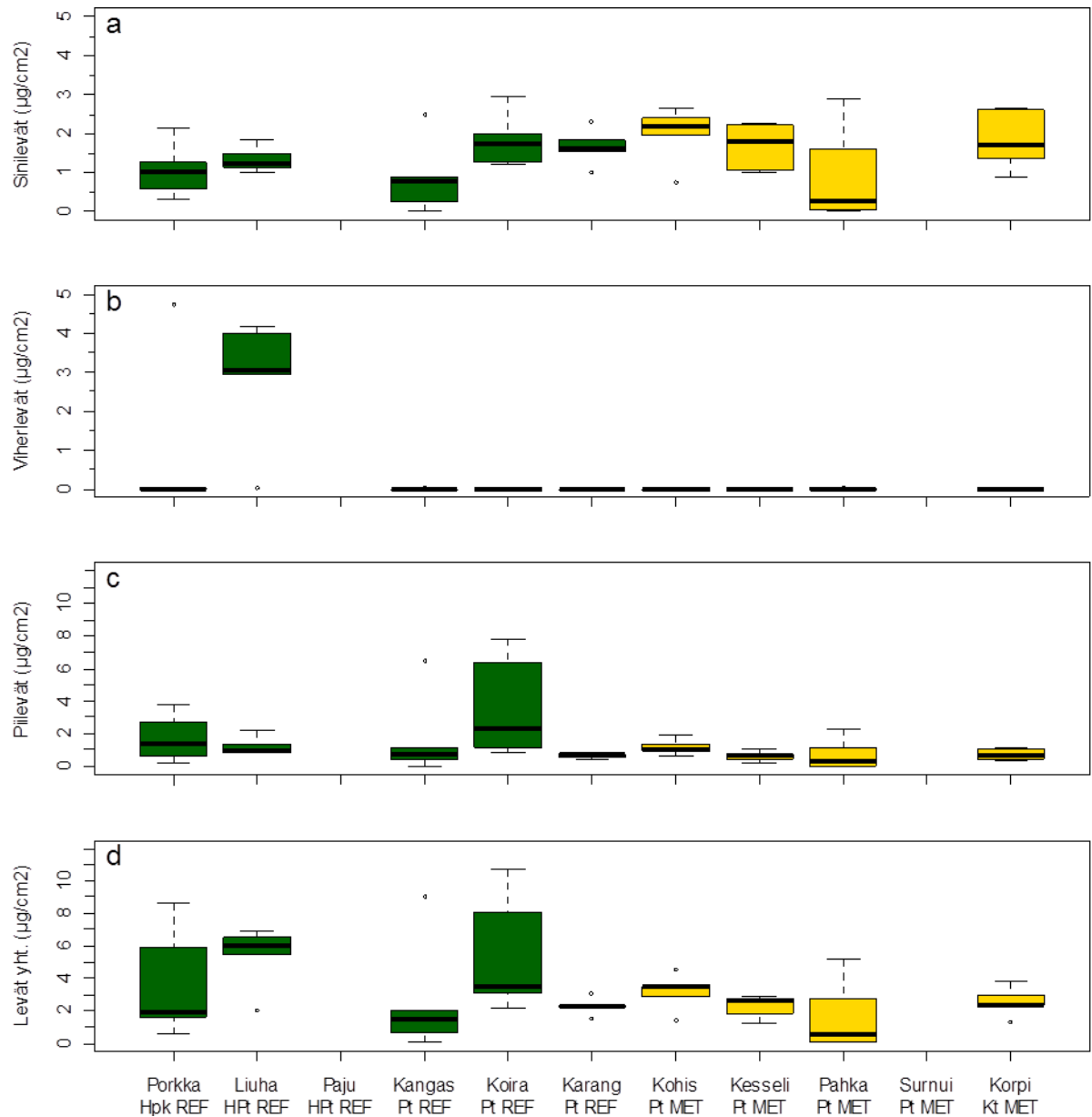
Kanadassa on havaittu, että metsähakkuut ja suojavyyöhykkeen leveys vaikuttavat leväbiomassaan pääasiassa valon määrän kautta (Kiffney ym. 2003). Päälyyslevästäön biomassa kasvoi, kun suojavyyöhyke kapeni ja kun fotosynteettisesti aktiivisen valon määrä lisääntyi. Valon määrä oli tärkein biomassan määrää selittävä tekijä, mutta myös mm. veden fosforipitoisuus selitti vaihtelua. Metsähakkuun aiheuttaman purojen valo- ja lämpöympäristön on havaittu vaikuttavan pohjalevästäön biomassaan ja leväyhteisön koostumukseen myös Suomessa (Holopainen ja Huttunen 1998). Valuma-alueella, jolle suojavyyöhykkeet jätettiin, ei hakkuiden aiheuttamia muutoksia pohjalevissä havaittu. Tässä tutkittujen sekä vertailu- että metsätalouspurojen rannat olivat pääosin puustoisia (ks. Kuva 3), mikä voi olla yksi syy siihen, miksi eroja pohjalevästäön a-klorofyllimäärissä ei havaittu.

BenthoTorch-fluorometrillä mitatut eri leväryhmien a-klorofyllin määrät leväbiomassan kuvaajina eivät ole välttämättä vertailukelpoisia perinteisten mikroskopointimenetelmien kanssa (Kahlert ja McKie 2014). Lisäksi laboratoriossa sinileviä ei aina ole havaittu, vaikka fluorometrin mittaustuloksissa niitä oli ollut läsnä (Harris ja Graham, 2015). Sitä vastoin BenthoTorch-fluorometrillä arvioitu levien kokonaisbiomassa lienee vertailukelpoinen perinteisillä menetelmillä arvioituun kokonaisbiomassaan (Kahlert ja McKie 2014, Harris ja Graham 2015). BenthoTorch-fluorometrillä saadut mittaustulokset on todettu epäluotettaviksi, jos mittaustulostalla on paljon rihmamaista levää (Harris ja Graham, 2015). Lisäksi mitattavan alustan ominaisuudet kuten väri ja pinnan karheus vaikuttavat tuloksiin. Laitteen mittaustuloksiin voi vaikuttaa myös levien kasvualustasta tuleva heijastus, mikä voi johtaa päälyyslevästäön biomassan yliarvioimiseen (Carpentier ym. 2013). Tämän virheen karsimiseksi laite ilmoittaa heijastusprosentin.

BenthoTorch-laitteen käyttöä voisi parantaa yhtenäistämällä korin kasvualustojen ominaisuuksia esimerkiksi käyttämällä tasaisia tummia klinkkerilaattoja. Lisäksi pohjalevästäön a-klorofyllimäärän mittauksissa tulisi pyrkiä vakioimaan koriin saapuva valon määrä, jolloin se tulisi varmistaa mittauksella, tai sijoittamalla kori mahdollisimman avoimeen kohtaan virtavedessä. Mikäli kuitenkin halutaan seurata metsätaloudesta aiheutuvan valoympäristön muutoksen vaikutuksia levästäön, tulisi vertailukohteilla pyrkiä sijoittamaan kivikorit uomassa paikkaan, jossa varjostus on luontainen. Harrisin ja Grahamin (2015) mukaan BenthoTorch-fluorometri saattaisi parhaiten soveltua leväbiomassan ajallisten muutosten seurantaan ja kun halutaan saada käsitys paikkojen välisistä suhteellisista eroista levien kokonaismäärissä.



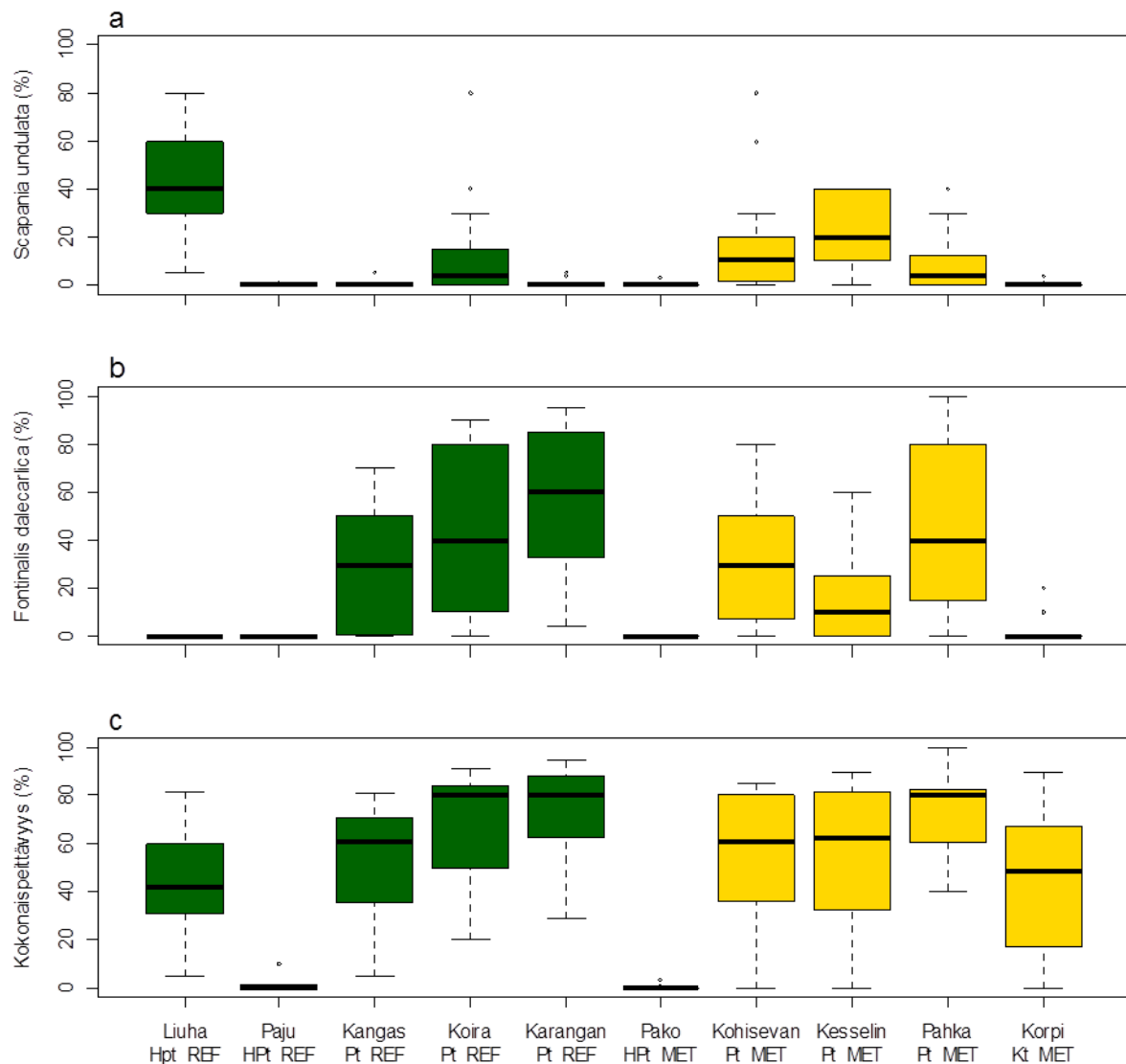
Kuva 9. Sini- (a), viher- (b) ja piilevien (c) biomassa sekä leväryhmien kokonaisbiomassa (d) tutkimuspuroille vietyjen korien kivillä. (HPk = hyvin pieni kangasmaiden joki, HPt = hyvin pieni turvemaiden joki, Pt = pieni turvemaiden joki, Kt = keskiuuri turvemaiden joki, REF = vertailupuro, MET = metsätalouspuro). Koirajoen arvo 4,1 ei näkyvillä kuvassa c. Akselien skaala vaihtelee.



Kuva 10. Sini- (a), viher- (b) ja piilevien (c) biomassa sekä kaikkien leväryhmien kokonaisbiomassa (d) tutkimuspu- rojen koskikivillä. Pajupuroilta ja Surnuijoelta ei tehty mittauksia. Akselien skaala vaihtelee.

3.3 Purokohteiden vesisammalet

Sammalten kokonaispeittävyys oli keskimäärin pienempi metsätalouskohteiden kuin vertailukohteiden puroissa, tosin ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (Mann-Whitney U -testi $p = 0,49$). Alhaisimmat sammalpeittävydet tavattiin purokohteissa joiden valuma-alueella oli eniten metsäojituksia ($< 50\%$ peittävyys kun oja $> 35\%$; ks Liite 4). Metsätalouskohteista Pakopirtin sammalten runsaus oli hyvin alhainen (Kuva 11). Sammalten lajimäärissä ei ollut eroa metsätalous- ja vertailupaikkojen välillä. Pajupuro jätettiin pois tilastollisista tarkasteluista, sillä tämän suovaltaisen valuma-alueen purossa ei ollut alhaisen virrannopeuden vuoksi sammalille sopivaa kivipohjaa. Pajupuro ei näin ollen edustanut samaa luontaista purotyyppiä metsätalouskohteiden kanssa.



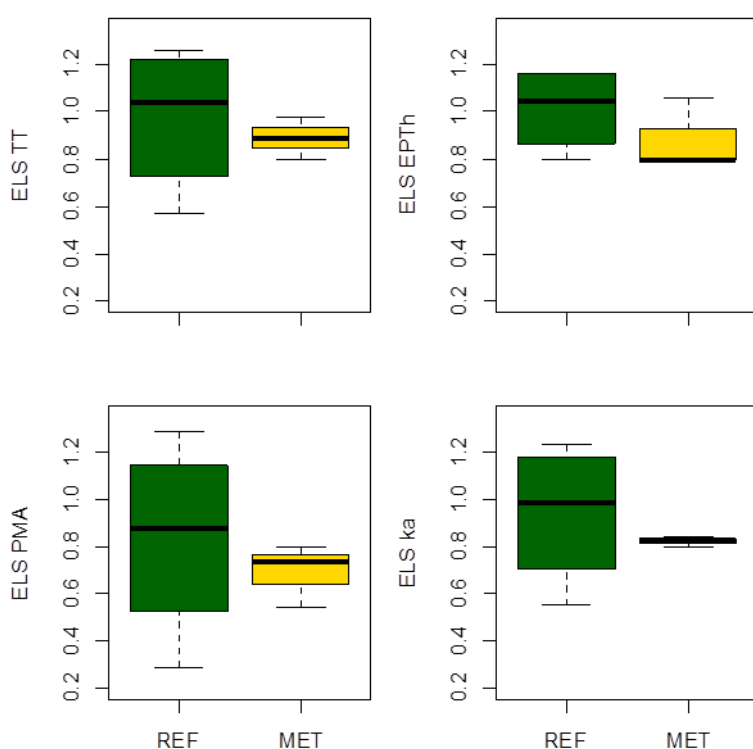
Kuva 11. Purokinnassammalen (*Scapania undulata*, a), virtänäkinsammalen (*Fontinalis dalecarlica*, b) ja kaikkien sammalten kokonaispeittävyden (c) vaihtelu purokohteilla.

Uoman pohjan rakenteellinen monimuotoisuus lisää ja pohjan epävakaas vähentää sammalten lajikirjoa ja niiden runsautta (Muotka ja Virtanen 1995, Suren, 1996, Vuori 1999, Suren ja Ormerod, 1998). Sammalten kokonaispeittävyys on karkea mittari purojen tilasta, sillä muutokset tapahtuvat lajistossa ja lajien runsaussuhteissa. Tässä tutkituilla purokohteilla (Pakopirttiä lukuun ottamatta) metsätalouden toimet eivät selkeästi heikentäneet sammalyhteisöjen tilaa, vaikkakin kokonaispeittävydet olivat alhaisimmat puroissa joiden valuma-alueilla oli eniten ojituksia. Vertailupuroissa sammalten runsaudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin Venäjän Karjalan luonnontilaisissa virtavesissä (kokonaispeittävyys keskimäärin 60 %, vaihteluväli 10–90 %, Vuori ym. 1999). Sammalten runsauksien osalta vertailupuroja voidaan siis pitää riittävän luonnontilaisina ja siten myös metsätalous- ja vertailupurojen sammalten runsausvertailujen tuloksia luotettavina. Aiemmissa selvityksissä on havaittu muutoksia sammallajistossa metsätalouden vaikuttamien alueiden puroissa. Venäjän Karjalan luonnontilaisissa puroissa on havaittu lajeja kuten *Marsupella boeckii* ja *Hygrohypnum norvegicum*, jotka Suomessa esiintyvät vain Lapissa (Vuori ym. 1999). Näitä uhanalaisia lajeja ei tavattu tässä tarkastelluilla purokohteilla. On todennäköistä, että laaja-alainen metsätalous ja muu ihmistoiminta on rajoittanut nykyisin harvinaisten sammallajien esiintymistä Suomessa (Vuori ym. 1999). Metsätalouden toimenpiteillä voi olla erilaisia vaikutuksia riippuen paikallisista valuma-alueen ominaisuuksista. Esimerkiksi Koillismaalla metsäojista

puroihin valunut hiekka on peittänyt purouomien sammalkasvustoja laajalti ja heikentänyt alueen purojen tilaa (Moilanen ym. 2015, Turunen ym. 2016a). Koillismaahan alueella metsätalospuroista puuttuvat usein myös luonnontilaisimmille puroille ominaiset uhanalaiset lajit (Suurkuukka ym. 2014).

3.4 Pohjaeläimet purokohteilla

Pohjaeläimistön tila-arviot eivät eronneet merkitsevästi vertailu- ja metsätalospurojen välillä (kaksisuuntainen Mann-Whitney U, $p > 0,3$, Kuva 12). Tulos kertoo siitä, että tutkimuspaikoilla oli jäljellä riittävän laadukasta elinympäristöä (koskikivet) pohjaeläimille ja toisaalta siitä, että esimerkiksi paikkojen typpikuormitus ei haittaa pohjaeläimistöä. Myöskään Liljaniemen ym. (2002) tutkimuksessa purojen suoristuksesta ja perkauksesta huolimatta pohjaeläinyhteisöissä ei havaittu selkeitä muutoksia suhteessa luonnontilaan.

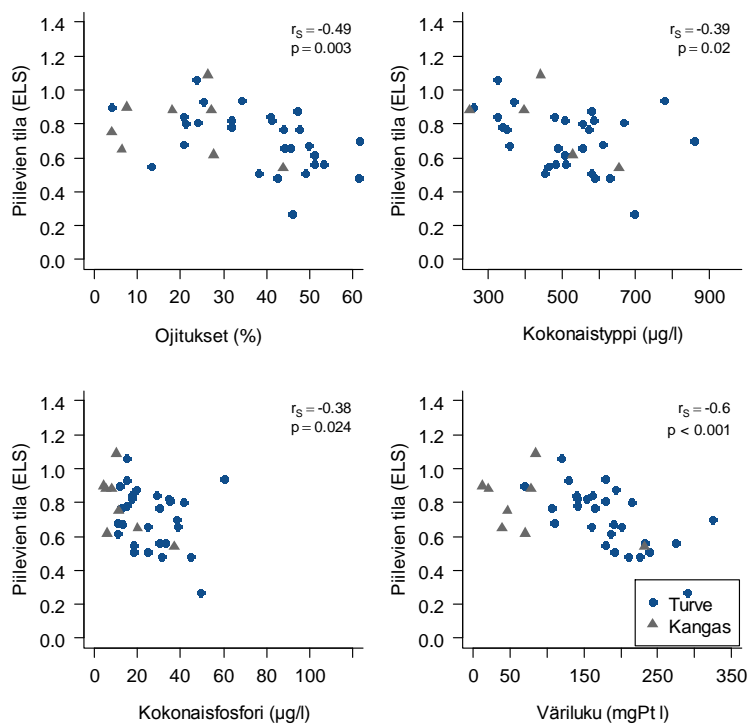


Kuva 12. Pohjaeläimistön tilamuuttujien ekologisten laatusuhteiden (TT = typpiominaisten taksonien esiintyminen, EPTth = tyypille ominaisten päiväkkorentojen, vesiperhosten ja koskikkorentojen esiintyminen, PMA = prosenttinen mallinkaltaisuus) sekä niiden keskiarvon (ELS ka) vaihtelu vertailu- (REF) ja metsätalospaikoilla (MET).

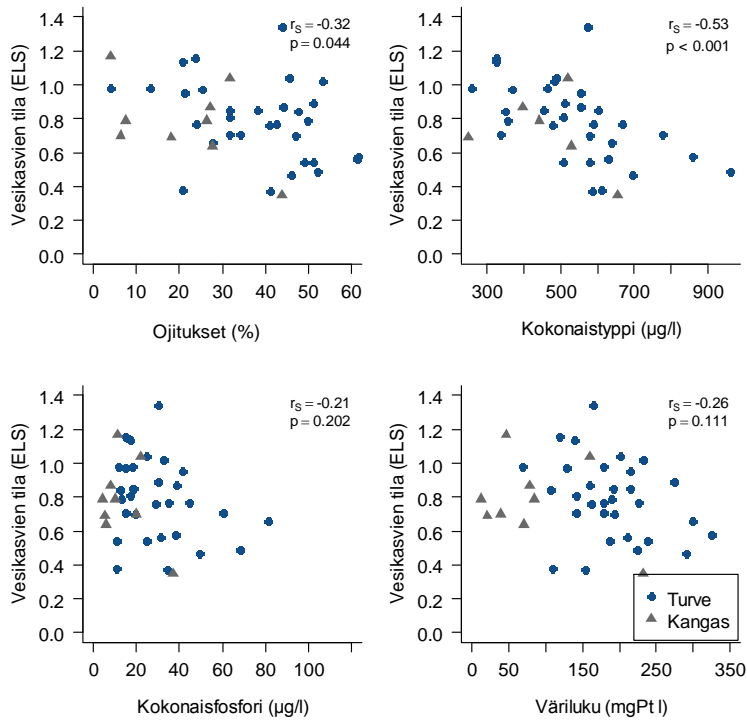
3.5 Ekologisen tilan suhde vedenlaatuun jokikohteilla

Jokikohteilla sekä päällyslievien että vesikasvien tila (ELS) heikkeni metsäojitusten osuuden suurentuessa ja kokonaistypen pitoisuuden kasvaessa (Kuvat 13 ja 14). Vesikasvien ja piilevien tila-arviot korreloivat keskenään ($r_p = 0,36$; $p = 0,03$) eli ekologisen tilan muutos tapahtui molemmilla samaan suuntaan. Piilevien tila heikkeni myös kokonaisfosforin pitoisuuden ja veden väriluvun kasvaessa (Kuva 13). Pohjaeläinten tilan ja metsätalouden voimakkuutta kuvaavien muuttujien välillä ei ollut vastaavaa tilastollisesti merkitsevää yhteyttä (Kuva 15).

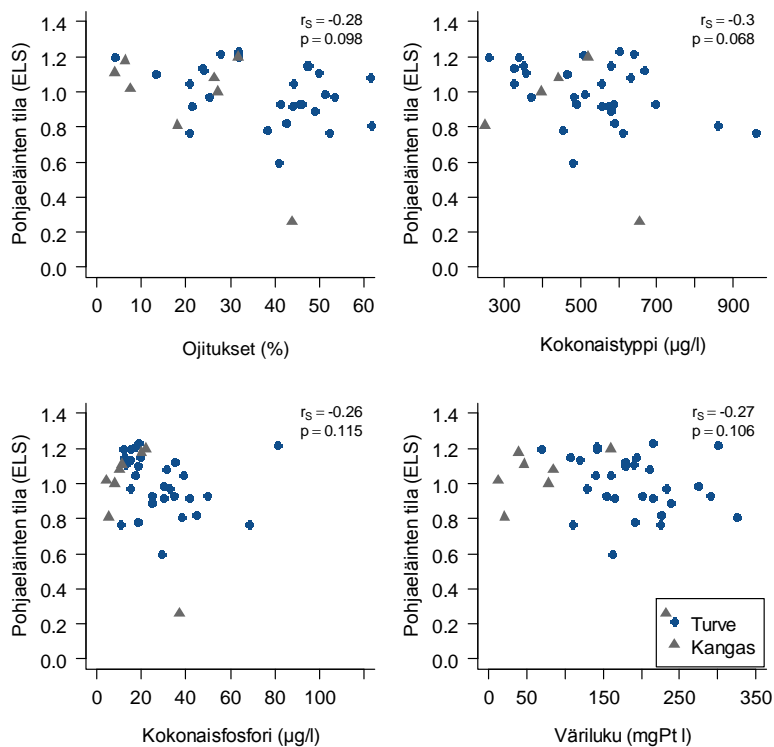
Vesikasvit ja piilevät indikoivat hyvää huonompaa ekologista tilaa (ts. ELS < 0,6) niiden purojen valuma-alueilla, missä oli paljon metsätaloutta valuma-alueella (ojitusten osuus n. > 30 %, Kuvat 13 ja 14) ja missä kokonaistyyppipitoisuudet olivat suuret (noin > 450 µg l⁻¹). Pohjaeläimet eivät puolestaan olleet yhtä herkkiä valuma-alueen kuormituksesta aiheutuvasta veden laadun heikkenemisestä kuin päällyslievät ja sammaleet. Tähän vaikuttaa se, että perustuottajat (levät ja kasvit) ovat suuremmin riippuvaisia vedessä olevista liukoisista ravinteista ja valon määrästä, koska tarvitsevat niitä kasvuunsa (esim. Turunen ym. 2016b). Päällyslieviin ja vesikasvillisuuteen vaikuttavat hajakuormituksen mukana tuleva humus, kiintoaine ja ravinteet sekä valon määrä ja elinympäristöjen laatu (Kiffney ym. 2003, Bilotta ja Braziera 2008, Rääpysjärvi ym. 2016). Esimerkiksi kiintoaine voi heikentää vesikasvillisuuteen ja levi-en kasvua estämällä valon pääsyä veden läpi (Bilotta ja Braziera 2008) ja siten fotosynteesiä. Kiintoainekuorman lisääntymistä pidetäänkin kunnostusojitusten haitallisimpana vesistövaikutuksena (Palviainen ja Finér 2013). Muutokset tapahtuvat vesikasvien ja päällyslievien tilassa suhteellisen suoraviivaisesti suhteessa painetta kuvaaviin muuttujiin. Se auttaa määrittämään kestävä ja riskittömän metsätalouspaineen ja tunnistamaan ne valuma-alueet, joilla vesiensuojelutoimia tulisi tehostaa. Biologiin yhteisöihin vaikuttavaa suoraa mekanismia ei kuitenkaan voida tämän aineiston perusteella tunnistaa. Tutkimuskohteiden valuma-alueella oli myös peltoja, joten maatalouden vaikutuksia ei siksi voida kokonaan sulkea pois. Yleisesti voidaan todeta, että tilaa heikentää metsätalouden sekä maatalouden aiheuttamat muutokset veden ja elinympäristöjen laadussa.



Kuva 13. Piilevien ekologisten laatusuhteen (ELS) suhde ojitusten osuuteen valuma-alueella, kokonaistyyppiin, kokonaisfosforiin sekä veden väri-lukuun. r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin ja sen merkitsevyys (p) $N = 36$



Kuva 14. Vesikasvien alustavan tilan runsausmuuttujan ELS:n suhde ojitusten osuuteen valuma-alueella, kokonaistyypeen, kokonaisfosforiin sekä veden väriilukuun (N = 40). r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin ja sen merkisyys (p).



Kuva 15. Pohjaeläinten ekologisen laatusuhteen (ELS) suhde yhteys ojitusten osuuteen valuma-alueella, kokonaistyypeen, kokonaisfosforiin sekä veden väriilukuun (N = 37). r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin ja sen merkisyys (p).

4 Yhteenveto ja johtopäätökset

Metsätalouden vesistövaikutusten arvioinnin suurimmat haasteet ovat toiminnan laaja-alaisuus ja, toisin kuin maataloudessa, toimenpidealueiden vuosittainen alueellinen vaihtelu. Vaikutusten havaitsemista vaikeuttaa käytännössä myös seurannan vähäisyys pienvesistä joiden tila-arviointia EUn vesipuitedirektiivi ei edellytä. Tässä hankkeessa tarkastelimme kertaluontoisesti noin kolmasosaa Luken metsätalouden seurantaverkoston purojoukosta sekä hieman suurempaa jokikohteiden joukkoa. Purojen metsätalousoikeuksien valuma-alueet edustavat normaalissa metsätalouskäytössä olevia alueita.

Tulosten perusteella sekä puroissa että jokivesissä vedenlaatu heikkeni kun valuma-alueen metsätalouden määrä (ojitukset) valuma-alueella lisääntyi. Jokivesissä metsätalouden ja luontaisten tekijöiden suhteellista merkitystä arvioitiin vedenlaatumuuttujien hajonnan osittamisen avulla. Analyysi osoitti, että osa vedenlaadun vaihtelusta selittyi valuma-alueen turvemaiden osuudella tai turvemaiden ja metsätalouden yhdysvaikutuksilla. Metsätalouden oma vaikutus vedenlaatuun heikentävänä tekijänä oli kuitenkin selkeä. Vaikutus näkyi etenkin veden tummumisenä ja orgaanisen typen pitoisuuden kasvuna.

Ekologisten vaikutusten tunnistamisessa erityinen haaste on luonnollinen vaihtelu, joka on erityisen suurta pienissä, ympäristöolosuhteiltaan vaihtelevissa puroissa. Puroaineistossa ei havaittu selkeää metsätalouden vaikutusta biologisissa muuttujissa (päälyyslevästä, sammalet, pohjaeläimet), kun taas jokivesissä päälyyslevästä ja vesikasvillisuuden tila heikentyi metsätalouden ojitusmäärien kasvaessa. Puroaineistossa oli suurta vaihtelua purojen välillä ja lisäksi aineisto on liian pieni tilastollisesti edustavaksi otokseksi metsätalouden ekologisista vaikutuksista. Tulosten perusteella vaikuttaa kuitenkin siltä, että jos purouoman hydro-morfologiset olosuhteet ovat suhteellisen luonnontilaiset eikä ojituksia ole tehty aivan viime vuosina, ei selkeää biologisen tilan heikkenemistä välttämättä havaita, tai sen todentaminen on suuren vaihtelun takia vaikeaa.

Suuremmissa vesimuodostumissa kuten jokivesien alajuoksuilla sijaitsevilla seuranta-alueilla metsätalouden vaikutuksia voi olla vaikea erottaa muusta ihmistoiminnasta kun eri kuormituslähteet, hydro-morfologiset muutokset ja muut ihmistoiminta heikentävät samanaikaisesti ekologian tilaa. Vaikutusten tunnistamiseen on keinoja, mutta tilan heikentymisen syy-seuraussuhteiden tunnistaminen vaatii yleensä aina aineiston tarkempaa analyysiä. Tässä tarkastelussa jokikohteet valittiin niin, että metsätalouden intensiteetti vaihteli kohteiden joukossa mahdollisimman paljon, mutta muu maankäyttö oli vähäistä. Tarkan aineistovalinnan ansiosta pystyttiin suhteellisen luotettavasti arvioimaan metsätalouden vesistövaikutuksia. Jokikohteilla päälyyslevien ja vesikasvillisuuden tila johdonmukaisesti heikkeni metsäojitusten osuuden, kokonaistyyppipitoisuuden ja veden värin lisääntyessä. Erityisesti intensiivisen metsätalouden ja tiheään ojitettujen valuma-alueiden alapuolisten jokien päälyyslevien ja vesikasvien tila oli heikentynyt. Näillä kohteilla tulisi entistä enemmän kiinnittää huomiota vesiensuojelutoimenpiteisiin ja -menetelmiin.

Jokivesimuodostumissa piilevien, vesikasvien, pohjaeläinten ja kalaston seuranta tehdään tällä hetkellä vain koskipaikoilta (Meissner ym 2013). Jäljellä olevat koskielinympäristöt ovat kuitenkin vähentyneet metsätaloustoimien myötä, eikä yksittäisen perkaamattomana säilyneen koskipaikan tila välttämättä kuvaa koko vesimuodostuman tilaa, mikäli hydro-morfologiset muutokset ja kuormitus ovat merkittäviä valtaosassa jokimuodostumaa (Vuori ym. 2009). Seurannan edustavuus arvioidaan vesimuodostuman yleisarviossa (Vuori ym. 2009), mutta laskennallisesta luokittelusta vaikutukset eivät välttämättä tule ilmi. Jatkossa arvioinnissa tulisi ottaa paremmin huomioon hävitettyjen elinympäristöjen vaikutus ekologiseen tilaan. Jokien tilan arviointia olisi hyvä perustaa myös muille jokialueille kuin koskiosuuksille. Jälkimmäiseen varten otettavia vaihtoehtoja ovat suvannoissa päälyyslevien seuranta keinoalustoilta esimerkiksi kivikoreja ja Benthosensor-fluorometriä apuna käyttäen, pehmeiden pohjien eläimistön seuranta toukkanahkamenetelmän avulla (Raunio & Nieminen 2014), sekä suvantojen kasvillisuuden seuranta. Purovesissä testattu Benthosensor-fluorometri soveltuu parhaiten käytettäväksi levien kokonaismäärän ajalliseen seurantaan esim. erilaisten metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä. Fluorometri ei ole kuitenkaan vielä täysin luotettava eri leväryhmien a-klorofyllin mittaamisessa ja sen käyttöön eri leväryhmien biomassojen vertailemiseksi tulisi suhtautua varauksella.

Metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteiden yksi keskeinen tarkoitus on säilyttää purojen biologinen monimuotoisuus. Toimien vaikuttavuudesta on kuitenkin yllättävän vähän tutkittua tietoa. Vesiensuojelu- ja kunnostustoimien vaikuttavuuden kehittämiseksi tarvittaisiin tarkempaa tietoa erityisesti erimetsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutuksista. Lisäksi tarvitaan kokeellista tutkimusta syyseuraussuhteista sekä tarkempaa tietoa herkimmistä ekologisen tilan mittareista.

Metsätalouden vaikutusten luotettava seuranta edellyttää huolellista seurantapaikkojen ja kartoitettavien elinympäristöjen valintaa ja tarkkoja valuma-alue tietoja. Haasteena työlle on myös pienvesien suuri määrä sekä suuri luontainen vaihtelu, minkä vuoksi valtakunnallisen vaikutusarvion tulisi perustua edustavaan tilastolliseen otantaan pienvesistä. Lisäksi vaikutusten arvioimiseksi tulisi kehittää valtakunnallinen pienvesien ekologisen tilan arviointimenetelmä, jossa pienvesien suuri luonnollinen vaihtelu otettaisiin huomioon modernein yhteisöekologian menetelmin. Yhdistämällä näytteenottoon perustuvia biologisia lajiaineistoja valuma-aluepohjaisiin kartta- ja satelliittiaineistoihin on mahdollista kehittää paikkakohtaisia ennustavia malleja, joiden avulla voitaisiin asettaa luonnostaan erilaisille pienvesille niiden ekologinen tavoitetila sekä mahdollisesti myös tuottaa laaja-alaisesti ekologisen tilan arvioita taustatietojen perusteella. Tässä voitaisiin hyödyntää tietoja metsätalouden toimista ja kuormituksesta, sekä ilmastotietoja kuten lämpötilaa ja sadantaa. Pienvesien ekologisen tilan arviointia ja kunnostusten seuranta kehitetään vuonna 2016 käynnistyvässä laajassa valtakunnallisessa EU LIFE -rahoitteisessa FRESHABIT -hankkeessa (2016–2022).

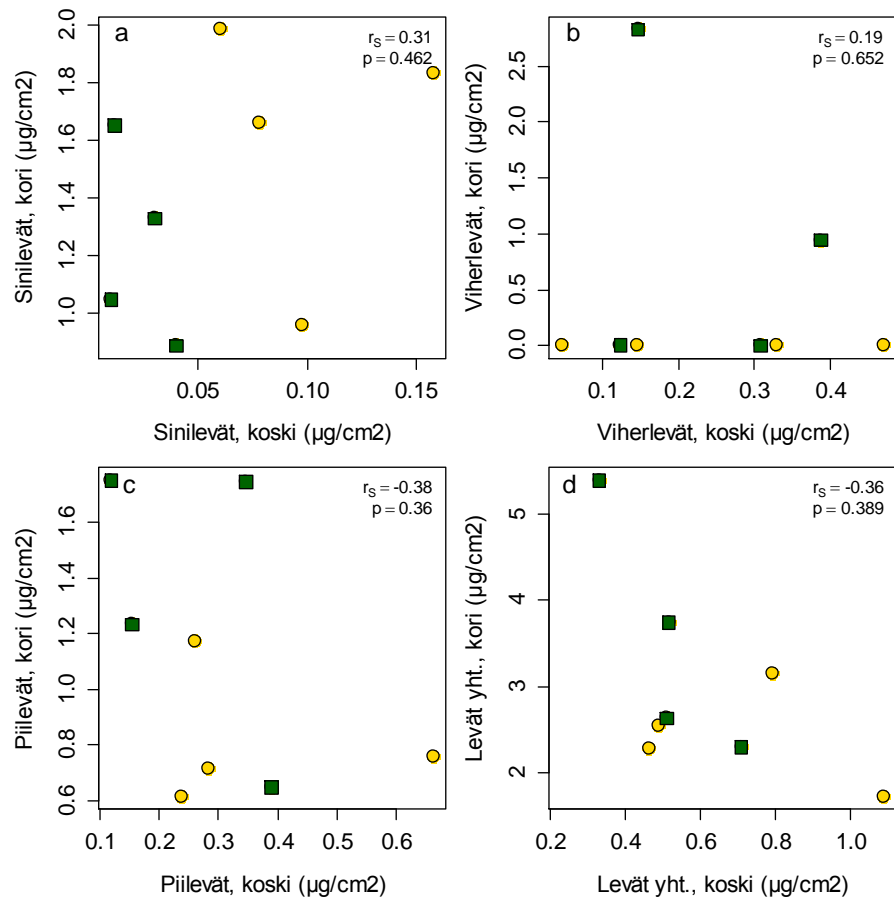
KIRJALLISUUS

- Aberle, N., Beutler, M., Moldaenke, C., Wiltshire, K.H., 2006. 'Spectral fingerprinting' for specific algal groups on sediments in situ: a new sensor. *Archiv für Hydrobiologie* 167: 575–592.
- Ahola, M., Havumäki, M. (toim.). 2008. Purokunnostusopas – Käsi­kirja metsäpurojen kunnostajille. Ympäristöopas. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38835>
- Ahtiainen, M., Huttunen, P., 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4: 101–114.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen T. & Vuori K-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. 144 s. http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu
- Aroviita, J., Karjalainen, S. M., Turunen, J., Muotka, T. & Rääpysjärvi, J. 2016. Metsätalouden ekologiset vesistövaikutukset ja purojen tilan arvioinnin kehitystarpeet. *Vesitalous* 1/2016: 16–20.
- Aroviita, J., Koskenniemi, E., Kotanen, J. & Hämäläinen, H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42: 894–906.
- Aroviita, J., Vuori, K-M., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Korpinen, S., Kuoppala, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Olin, M., Rask, M., Riihimäki, J., Rääke, A., Rääpysjärvi, J., Sutela, T., Vehanen, T., & Vuorio, K. 2014. Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014.
- Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849–2861.
- Carpentier, C., Dahlhaus, A., van de Giesen, N., Marsalek, B., 2013. The influence of hard substratum reflection and calibration profiles on in situ fluorescence measurements of benthic microalgal biomass. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15: 783–793.
- Finér, L. 2008. Pitkäjärteistä työtä metsätalouden vesiensuojelun hyväksi. *Vesitalous* 6/2008.
- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Tattari, S., Penttinen, J., Ilvesniemi, H., Hiltunen, T., Makkonen, T. & Seppälä, M. 2014. Metsätalouden vesistökuormituksen seuranta- ja raportointiohjelma. www.metla.fi/hanke/7467/Seurantaohjelma-210414.pdf.
- Harris, T.D., Graham, J.L., 2015. Preliminary evaluation of an in vivo fluorometer to quantify algal periphyton biomass and community composition. *Lake and Reservoir Management* 31: 127–133.
- 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: 63–73.
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland Forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 238–247.
- Kahlert, M., McKie, B.G., 2014. Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16: 2627–2634.
- Karjalainen, S. M., Marttila, H. & Hellsten S (toim.). 2015. Uusia menetelmiä turvemaiden käytön vesistövaikutusten arviointiin latvavesistöissä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11 / 2015, 144 s.
- Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). 2006. Metsätalouden vesistökuormitus - MESUVE- projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 160 s.
- Kiffney, P.M., Richardson, J.S., Bull, J.P., 2003. Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology* 40: 1060–1076.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. & Sallantausta, T. 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences* 68: 453–468.
- Legendre, P., Borcard, D., Peres-Neto, P.R., 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435–450.
- Leka, J., Ilmonen, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, A., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K-M. & Vuoristo, H. 2008. Sisävedet ja rannat. Julkaisussa Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristö 8/2008.
- Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Ilyashuk, B. & Luotonen, H. 2002. Habitat characteristics and macroinvertebrate assemblages in boreal forest streams: relations to catchment silvicultural activities. *Hydrobiologia* 474: 239–251.

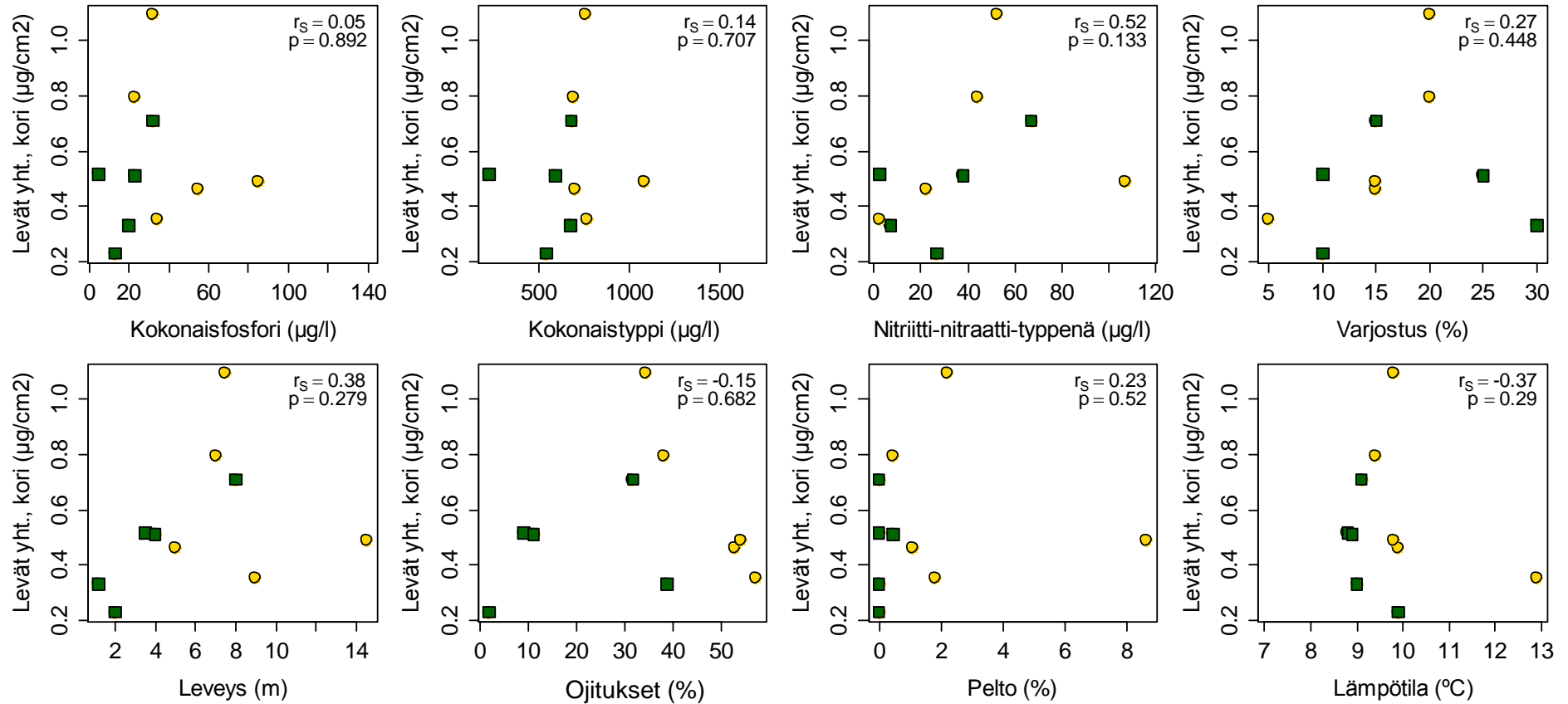
- Marttila, H., Karjalainen, S. M. 2015. BioTar-projektin tulokset: Vedenlaatu tutkimuskohteilla. Julkaisussa Karjalainen, S. M., Marttila, H., Hellsten, S. (toim.) Uusia menetelmiä turvemaiden käytön vesistövaikutusten arviointiin latvavesistöissä: BioTar -projektin loppuraportti. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11/2015: 32–35. <http://hdl.handle.net/10138/156236>
- Meissner, K., Aroviita, J., Hellsten, S., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Mykrä, H. & Vuori, K-M. 2013. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Suomen ympäristökeskus. 41 s. http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet
- Moilanen, E., Luhta, P.-L. & Suanto, M. 2015. Pohjoisten pienvesien tilan parantaminen 2012–2014. Loppuraportti. Metsähallitus. 33 s.
- Muotka, T. & Virtanen, R. 1995. The stream as a habitat templet for bryophytes: Species' distributions along gradients in disturbance and substratum heterogeneity. *Freshwater biology* 33: 141–160.
- Novak, M.A. & Bode, R.W. 1992. Percent model affinity: A new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80–85.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens M.H.H. & Wagner H. 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Palviainen, M., Finer L. 2013. Kunnostusojituksen vaikutus vesistöjen humuskuormitukseen. TASO-hankkeen julkaisuja. Kopijyvä Oy, Jyväskylä. 47 s.
- Raunio, J. & Nieminen, M. 2015. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (CPET). Julkaisussa Karjalainen, S.M., Marttila, H. & Hellsten, S. (toim.) Uusia menetelmiä turvemaiden käytön vesistövaikutusten arviointiin latvavesistöissä: BioTar -projektin loppuraportti. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11/2015: 88–97.
- 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.
- Riihimäki, J. 2010. Maastomenetelmä virtaavien vesien kasvillisuuden tutkimiseen. Koulutusmateriaali. Suomen ympäristökeskus. 20 s.
- Rääpysjärvi, J., Hämäläinen, H. & Aroviita, J. 2016. Macrophytes in boreal streams: Characterizing and predicting native occurrence and abundance to assess human impact. *Ecological Indicators* 64: 309–318.
- Suren, A., Ormerod, S., 1998. Aquatic bryophytes in Himalayan streams: testing a distribution model in a highly heterogeneous environment. *Freshwater Biology* 40: 697–716.
- Suren, A.M., 1996. Bryophyte distribution patterns in relation to macro-, meso-, and micro-scale variables in South Island, New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 30, 501-523.
- Suurkuukka, H., Virtanen, R., Suorsa, V., Soininen, J., Paasivirta, L., Muotka, T., 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation* 170: 10–19.
- Turunen, J. ym. 2016a. Restoration of forested streams: effects of sedimentation from drainage ditches and restoration measures on ecosystem structure and function. Käsikirjoitus.
- Turunen, J., Muotka, T., Vuori, K.-M., Karjalainen, S.M., Rääpysjärvi, J., Sutela, T., Aroviita, J., 2016b. Disentangling the responses of boreal stream assemblages to low stressor levels of diffuse pollution and altered channel morphology. *Science of The Total Environment* 544: 954–962. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.031>
- Vuori, K.-M., Mitikka, S. & Vuoristo, H. (toim.) 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. –Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. 120 s.
- Vuori, K.-M., Luotonen, H., Liljaniemi, P., 1999. Benthic macroinvertebrates and aquatic mosses in pristine streams of the Tolvajärvi region, Russian Karelia. *Boreal environment research* 4: 187–200.
- Vuori, K.M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E., Ahvonen, A., 1998. Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems* 8: 745–759.
- Ylitalo, E. 2012. Metsätalastollinen vuosikirja 2012. Metsäntutkimuslaitos. Vammalan Kirjapaino Oy. 452 s.

LIITTEET

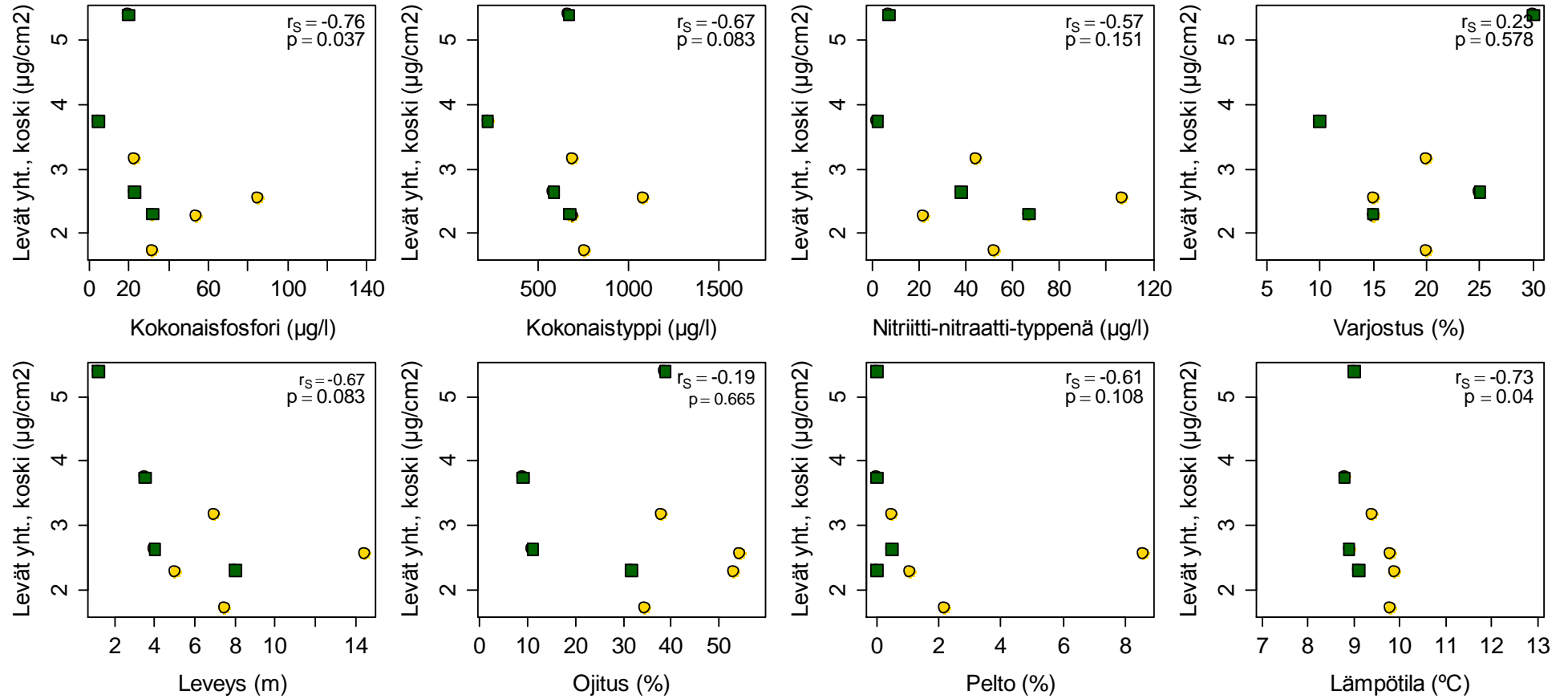
Liite 1. Purokohteiden sinilevien, piilevien ja vihreiden levien, sekä kaikkien leväryhmien a-klorofyllimäärien suhde korikivien ja koskien kivien välillä. Vihreät neliöt edustavat vertailukohteita ja keltaiset ympyrät metsätalouskohteita. Kuvissa on ilmoitettu Spearmanin korrelaatiokerroimen arvo (r_s) ja sen tilastollinen merkitsevyys.



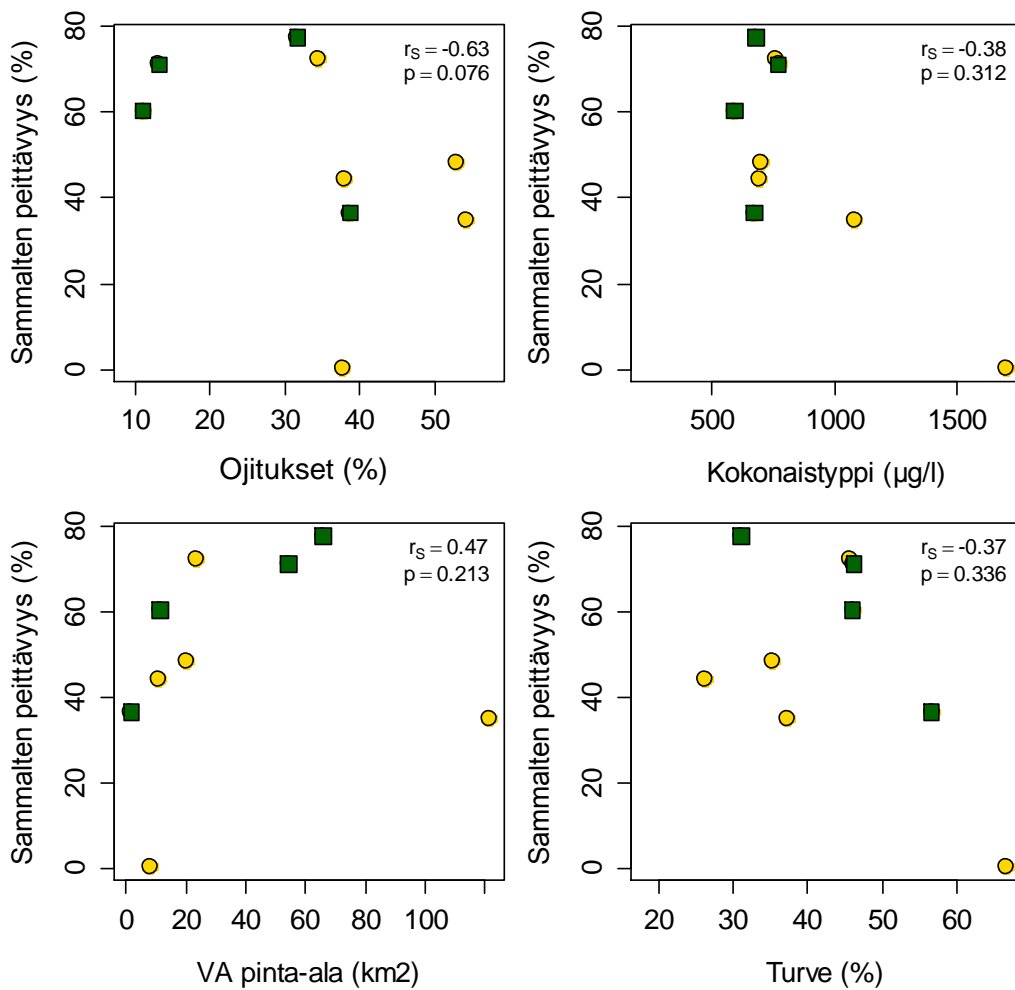
Liite 2. Purokohteiden korikivien levien kokonaismäärän suhde veden laatua ja tutkimuspaikan muita ominaisuuksia kuvaavien ympäristömuuttujiin. Vihreät neliöt edustavat vertailukohteita ja keltaiset ympyrät metsätalouskohteita. Kuvissa on ilmoitettu Spearmanin korrelaatiokertoimen arvo (r_s) ja sen tilastollinen merkitsevyys.



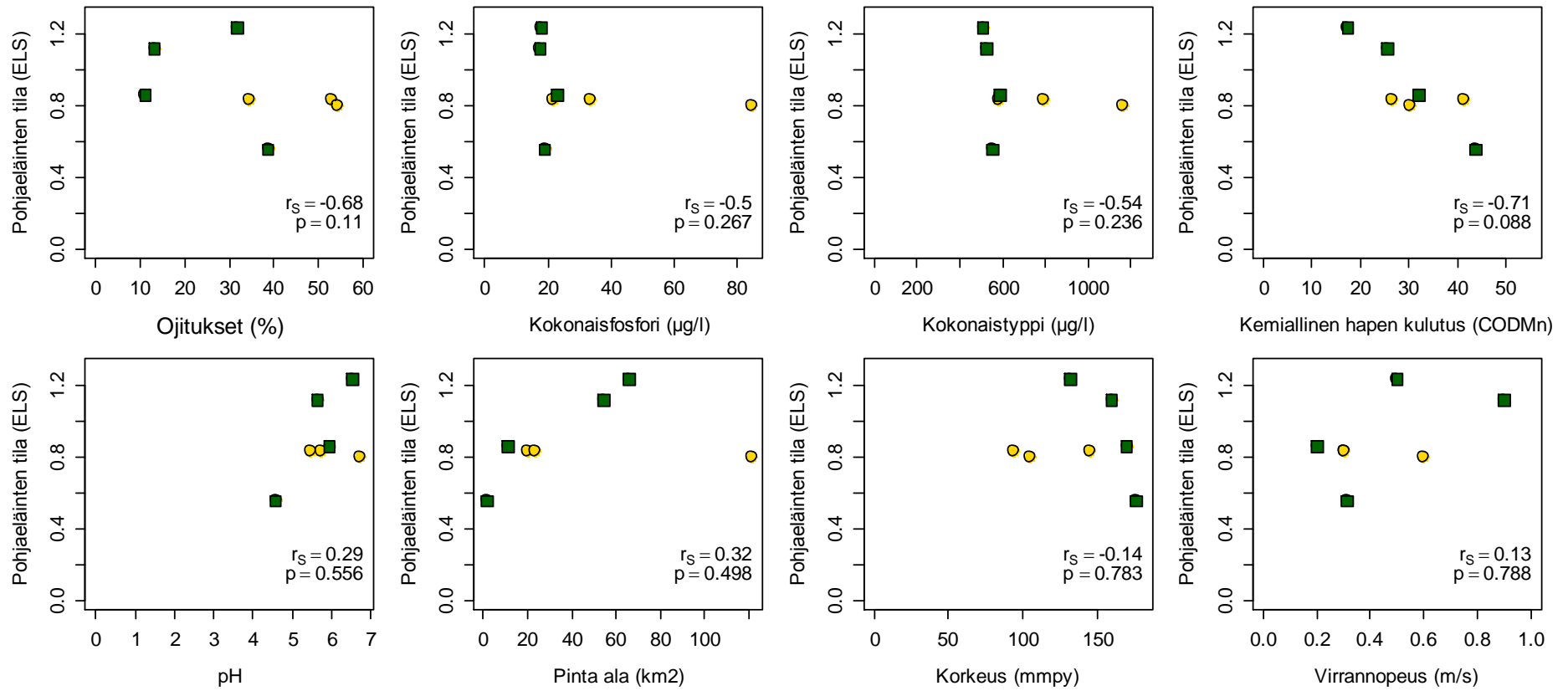
Liite 3. Purokohteiden koskikivien levien kokonaismäärään suhde veden laatua ja purojen muita ominaisuuksia kuvaavien ympäristömuuttujiin. Vihreät neliöt edustavat vertailukohteita ja keltaiset ympyrät metsätalouskohteita. Kuvissa on ilmoitettu Spearmanin korrelaatiokerroimen arvo (r_s) ja sen tilastollinen merkitsevyys.



Liite 4. Sammalten keskimääräisen peittävyden suhde ojitusten osuuteen valuma-alueella ja kokonaistypen pitoisuuteen sekä luontaisiin tekijöihin (puron kokoa kuvaava valuma-alueen pinta-ala ja turvemaiden osuus valuma-alueella) puroaineistossa. Vihreät neliöt edustavat vertailukohteita ja keltaiset ympyrät metsätalouskohteita. Kuvissa on ilmoitettu Spearmanin korrelaatiokerroimen arvo (r_s) ja sen tilastollinen merkitsevyys.



Liite 5. Pohjäläintien tilan (keskiarvo-ELS) suhde ympäristötekijöihin puroaineistossa. Kuvissa on ilmoitettu Spearmanin korrelaatiokertoimen arvo (r_s) ja sen tilastollinen merkitsevyys.



Liite 6. Jokikohteiden sijainti, jokityyppi, valuma-alueen ominaisuuksia ja kokonaisravinteiden keskipitoisuudet. MaaMet-seurannan metsätalouskohteet (Met) on merkitty rastilla (tähdellä merkityt paikat eivät ole enää vuodesta 2015 lähtien kuuluneet MaaMet-seurantaverkkoon).

Joki	Met	ELY- keskus	Joki- tyyppi	P koord (°)	I koord (°)	Kork. (m)	Pinta- ala (km ²)	Turve- (%)	Ojitukset (%)	Pellot (%)	TOTP (µg/L)	TOTN (µg/L)
Jyrkylinjoki		ESA	Pt	62,3244	28,5985	84	66,1	17	31,7	1	17	506
Konnusjoki	x	ESA	Pt	61,9581	27,8511	100	36,2	38	61,6	0,8	38	859
Sikkilänjoki	x	PIR	Pk	61,8305	23,6423	105	66,8	24	43,9	1,4	37	655
Koirajoki		KES	Pt	63,3149	24,7920	160	45,7	46	13,2	0	18	463
Jurvonjoki		KES	Pk	62,6275	25,9503	131	18,2	11	18,1	0,2	5	250
Rutajoki		KES	Kk	61,9904	25,9709	88	178,1	20	26,4	1,1	10	443
Kalmujoki		KES	Pk	62,3700	25,6397	130	24,0	11	31,8	3,3	22	520
Karanganjoki		KES	Pt	63,4509	25,2742	132	65,8	31	31,8	0	19	600
Soutujoki		KES	Kt	62,4886	24,6905	135	167,4	35	43,8	1,2	30	574
Saunajoki	x*	KES	Pt	62,4700	25,2765	165	35,6	29	49	3,1	25	581
Tiilikanjoki		POS	Kt	63,5438	28,0600	147	271,6	47	38,2	0,1	18	453
Kankaisenjoki		POS	Pt	63,6803	28,3443	205	39,0	41	45,5	0,1	25	490
Makkolanpuro		POS	Pt	63,9844	26,7294	145	17,3	43	51	0,2	30	510
Luostanjoki	x	POS	Kt	63,3581	28,5968	140	365,0	41	53,2	0,7	33	482
Lohijoki		EPO	Pt	62,9524	23,7599	102	33,9	39	46	2,5	50	695
Paholuoma		EPO	Pt	62,1698	22,2753	142	23,0	45	52,1	1,5	68	959
Pajuluoma	x*	EPO	Pt	62,1894	21,8297	74	49,4	47	61,3	2,3	31	630
Nuorittajoki		POP	Kt	65,1639	27,0451	110	286,1	66	21,3	0,3	42	555
Ängeslevänjoki		POP	Pt	64,7106	25,8427	45	72,1	56	27,8	0,1	81	640
Kuusoja		POK	Pk	62,7622	30,0361	95	90,6	11	27,2	2,3	8	397
Pusonjoki		POK	Pk	63,0026	29,8919	115	27,0	17	27,7	1,4	6	529
Mäntyjoki-Peurajoki	x*	POK	Kt	63,7582	29,1925	140	133,5	32	31,7	0	15	338
Rauanjoki	x*	POK	Kt	62,9252	29,4425	94	222,6	40	47,1	1,1	20	578
Kuohattijoki	x	POK	Pt	63,6187	29,4276	160	55,0	33	47,6	0,1	12	351
Haapajoki-Lutinjoki	x	POK	Kt	63,0948	31,0344	155	126,8	45	49,9	0	13	358
Kalliojoki		POK	Pt	62,9036	29,7621	105	29,4	27	51,2	0,5	11	507
Kuorejoki	x*	KAI	Kt	64,9258	27,5967	160	129,4	38	25,3	1	15	369
Pohjajoki	x	KAI	Pt	64,2975	28,0555	130	62,7	33	41,1	2,8	35	585
Nuottipuro	x	KAI	Pt	64,2170	27,5888	135	12,8	30	42,5	0	45	589
Aittojoki	x	KAI	Kt	64,5550	27,1700	127	245,4	56	44,2	0,9	39	553
Sormijoki	x*	LAP	Pk	67,6945	28,3088	223	68,2	16	4	0	11	154
Korvajoki		LAP	Pt	66,0540	27,2951	180	21,4	29	4,1	0	12	260
Pyhäjoki	x*	LAP	Pk	67,0711	27,1116	180	41,9	19	6,3	0	20	206
Laanioja		LAP	Pk	68,4038	27,3810	265	13,1	4	7,4	0	4	100
Naalastojoki		LAP	Pt	67,0842	24,0492	147	79,6	32	20,6	0	17	325
Tainijoki	x	LAP	Pt	66,0638	25,7846	136	53,6	59	20,8	0	11	610
Kelhujoki	x*	LAP	Pt	67,3224	24,2053	180	62,1	35	23,7	0,2	15	325
Martimojoki	x	LAP	Kt	66,1732	23,8954	37	364,4	59	23,9	1,5	35	668
Kaisajoki	x	LAP	Kt	66,0790	24,7680	30	240,9	56	34,1	2,5	60	777
Ternujoki	x*	LAP	Kt	66,4070	25,3194	65	240,7	52	41	0,1	29	479



ISBN 978-952-11-4570-4 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)