

# Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien tila

– MaaMet-seuranta 2008–2020

Annika Vilmi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen,  
Katja Kulo, Minna Kuoppala, Sari Mitikka,  
Jukka Ruuhijärvi, Tapio Sutela, Jukka Aroviita





Suomen ympäristökeskuksen raportteja 50/2021

# Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien tila

**– MaaMet-seuranta 2008–2020**

**Annika Vilmi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen,  
Katja Kulo, Minna Kuoppala, Sari Mitikka, Jukka Ruuhijärvi,  
Tapio Sutela, Jukka Aroviita**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 50 | 2021  
Suomen ympäristökeskus, Vesikeskus

Kirjoittajat: Annika Vilmi<sup>1</sup>, Marko Järvinen<sup>1</sup>, Satu Maaria Karjalainen<sup>1</sup>, Katja Kulo<sup>2</sup>, Minna Kuoppala<sup>1</sup>,  
Sari Mitikka<sup>1</sup>, Jukka Ruuhijärvi<sup>2</sup>, Tapio Sutela<sup>2</sup>, Jukka Aroviita<sup>1</sup>

<sup>1</sup>) Suomen ympäristökeskus

<sup>2</sup>) Luonnonvarakeskus

Vastaava erikoistoimittaja: Ahti Lepistö

Rahoittaja/toimeksiantaja: Maa- ja metsätalousministeriö (MMM)

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Annika Vilmi

Kannen kuva: Mikko Suonio, Vastavalo.net. Avohakkuualue järven rannalla.

Julkaisu on saatavana veloitusetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

ISBN 978-952-11-5449-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisuvuosi: 2021

## Tiivistelmä

### Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien tila – MaaMet-seuranta 2008–2020

Maatalous ja metsätalous vaikuttavat Suomen vesistöjen tilaan laaja-alaisesti. Maatalouden vesistövaikutukset ovat seurausta etenkin vuotuisista lannoituksista ja maanmuokkauksesta. Metsätalouden vesistövaikutukset taas johtuvat erityisesti valuma-alueiden ojituksista ja uomien perkaamisesta sekä hakkuista. Molemmilla sektoreilla tehokas maankuivatus ja maaperän muokkaus aiheuttavat ravinteiden, kiintoaineen ja humuksen hajakuormitusta vesistöihin. Hajakuormituksen vesistövaikutukset ilmenevät rehevöitymisinä ja vesistöjen tummumisena, uomien liettymisenä ja ekologisen tilan heikkenemisenä.

EU:n vesipuidedirektiivi edellyttää vesistövaikutusten seurantaa, jos maankäytön aiheuttama hajakuormitus muodostaa merkittävän riskin sille, että hyvän ekologisen tilan ympäristötavoitetta ei saavuteta. Maatalouden ja metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksia vedenlaatuun ja vesien ekologiseen tilaan on seurattu valtakunnallisesti vuodesta 2008 lähtien yli sadan järvi- ja jokikohteen muodostaman ns. MaaMet-seurantaverkon avulla.

Raporttiin koottiin MaaMet-seurantaohjelman vuosien 2008–2020 seurannan tulokset. Työn pääpaino on ekologisen tilan, vedenlaadun ja biologisten tekijöiden, ja maankäytön välisten yhteyksien sekä ajallisen vaihtelun tarkastelussa. Tilan arviointi perustui vesienhoidon kolmannen suunnittelukieroksen luokittelukriteereihin. Seurantaverkon tulokset rinnastettiin ihmistoiminnan vähiten vaikuttamien ympäristöhallinnon seurantakohteiden tuloksiin.

Maatalousalueiden jokia ja -järviä luonnehtivat korkeat ravinnepitoisuudet, selvästi muuttuneet biologiset yhteisöt ja heikentynyt ekologinen tila. Valuma-alueen peltoisuus selitti merkittävästi vedenlaadun ja biologisten muuttujien vuosien 2008–2020 keskimääräistä tilaa. Peltojen suurempi osuus valuma-alueella johti heikompaan vedenlaatuun ja ekologiseen tilaan.

Metsätalousalueiden jokikohteilla ja järvissä tapahtuneet muutokset olivat suhteessa pienempiä kuin maatalousalueilla, mutta myös niiden ekologinen tila oli selvästi heikentynyt. Metsätalouskohteita luonnehtivat etenkin korkeat orgaanisen typen ja hiilen pitoisuudet, jotka liittyivät valuma-alueen turvemaiden ojituksiin ja metsien hakkuisiin. Mitä suurempi osuus turvemaista oli ojitettu, sitä heikompi vedenlaatu jokivesissä oli. Metsätalouden vaikutukset ilmenivät voimakkaammin jokikohteilla kuin järvissä.

Yhtenäistä muutosta vedenlaadussa ja ekologisessa tilassa ei seurantajaksolla 2008–2020 havaittu. Yksittäisillä jokikohteilla ja järvillä ekologinen tila oli muuttunut vaihtelevasti. Koska ekologisessa tilassa ei havaittu yhtenäistä paranevaa trendiä, ovat vesiensuojelutoimet todennäköisesti olleet riittämättömiä ja huonosti kohdennettuja. Jatkossa seurantaa tulisi kehittää erityisesti metsätalouden toimenpiteiden vaikutusten laajuuden ja intensiteetin tarkemmaksi kuvaamiseksi. Raportissa käsitellään hajakuormitettujen pintavesien vesiensuojelun ja -hoidon kehitystarpeita.

Seuranta-aineiston arvo kasvaa seurantavuosien karttuessa. MaaMet-seurantaverkko tuottaa ensiarvoisen tärkeää valtakunnallista tietoa maatalouden ja metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksista vesien tilaan. Valtakunnallisesti kattava ja ajallisesti jatkuva vesistövaikutusten seuranta on välttämätön edellytys kustannustehokkaalle vesienhoidon suunnittelulle.

**Asiasanat:** ekologinen tila, vesien tilan arviointi, vesistön kuormitus, vesistöt, Vesipuidedirektiivi, pintavesi, vedenlaatu, ravinteet, maatalous, metsätalous, järvet, joet, hajakuormitus, seuranta

## Sammandrag

### Det ekologiska tillståndet i ytvattendrag som belastas av jord- och skogsbruket – Resultat av uppföljning 2008–2020

Jord- och skogsbruket inverkar omfattande på statusen hos Finlands vattendrag. Jordbrukets konsekvenser på vattendraget är en följd av särskilt den årliga gödslingen och markbearbetningen. Skogsbrukets konsekvenser på vattendragen beror särskilt på dikningar i avrinningsområdena och på muddring i fårorna och på avverkningar. Inom båda sektorerna orsakar en effektiv torrläggning och bearbetning av jordmånen en diffus belastning av näringsämnen, sediment och humus på vattendragen. Den diffusa belastningens konsekvenser på vattendragen syns som övergödning och mörkare vattendrag, slam i fårorna och en försämrad ekologisk status.

EU:s vattenramdirektiv förutsätter att konsekvenserna på vattendragen följs upp om den diffusa belastning markanvändningen orsakar utgör en betydande risk för att man inte når miljömålet på god ekologisk status. Konsekvenserna av jord- och skogsbrukets diffusa belastning på vattenkvaliteten och vattnets ekologiska status har följts upp på nationell nivå sedan 2008 med hjälp av MaaMet-uppföljningsnätverket som består av över hundra sjöar och åar.

I rapporten sammanställdes resultaten från MaaMet-uppföljningsprogrammets uppföljning 2008–2020. Rapportens huvudvikt ligger vid granskningen av den ekologiska statusen, vattenkvaliteten och de biologiska faktorerna samt förhållandet mellan markanvändningen och den tidsmässiga variationen. Utvärderingen av statusen baserar sig på klassificeringskriterierna i vattenvårdens tredje planeringsrunda. Uppföljningsnätverkets resultat jämfördes med resultaten från uppföljningsobjekten som minst påverkats av den mänskliga verksamheten.

Åarna och sjöarna inom skogsbruksområdet karaktäriseras av höga näringshalter, klart förändrade biologiska samfund och en försämrad ekologisk status. Procenten åkrar i avrinningsområdet förklarade märkbart den genomsnittliga statusen hos vattenkvaliteten och de biologiska faktorerna 2008–2020. En större andel åkrar i avrinningsområdet ledde till en sämre vattenkvalitet och ekologisk status.

Ändringarna inom skogsbruksområdenas åar och sjöar var i förhållande mindre än inom jordbruksområdena, men även deras ekologiska status var klart sämre. Skogsbruksområdena karaktäriseras främst av höga halter av organiskt kväve och kol, som är kopplade till dikningarna av avrinningsområdets torvjordar och till skogsavverkningarna. Ju större del av torvjordarna som var dikade desto sämre vattenkvalitet hade åarnas vatten. Skogsbrukets konsekvenser syntes kraftigare i åar jämfört med i sjöar.

Inga enhetliga förändringar i vattenkvaliteten och den ekologiska statusen har påträffats under uppföljningsperioden 2008–2020. I enskilda åar och sjöar har den ekologiska statusen ändrat varierande. Eftersom ingen enhetlig förbättrande trend iakttagits i den ekologiska statusen har vattenskyddsåtgärderna sannolikt varit otillräckliga och dåligt inriktade. I fortsättningen bör uppföljningen utvecklas särskilt för att närmare beskriva konsekvensomfattningen och intensiteten hos skogsbrukets åtgärder. I rapporten behandlas utvecklingsåtgärderna hos det diffust belastade vattnets skydd och vård.

Värdet hos uppföljningsmaterialet ökar i och med att uppföljningsåren blir flera. MaaMet-uppföljningsnätverket producerar ytterst viktig nationell information om konsekvenserna hos jord- och skogsbrukets diffusa belastning på vattnets status. Den nationellt omfattande och tidsmässigt kontinuerliga uppföljningen av konsekvenser på vattendragen är en nödvändig förutsättning för planeringen av en kostnadseffektiv vattenvård.

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

## Abstract

### **Ecological status of surface waters polluted by agriculture and forestry in Finland – Monitoring results from 2008–2020**

Agriculture and forestry have widespread impacts on water bodies in Finland. The impacts of agriculture are mainly a result of fertilization and tillage, whereas forestry impacts are largely due to catchment drainage, clearing of stream channels, and forest harvesting. In both sectors, efficient land drainage and soil tillage cause diffuse loading of nutrients, solid substances and humic material into water bodies. Diffuse pollution leads to, for example, eutrophication and brownification, siltation of channels, and deterioration of the ecological status.

The EU Water Framework Directive requires monitoring if diffuse pollution poses a significant risk for not achieving the target of good ecological status. In Finland, effects of diffuse pollution from agriculture and forestry on ecological status of water bodies have been monitored since 2008 in a nationwide monitoring network “MaaMet”.

This report summarizes the results of the MaaMet monitoring program for period 2008–2020. The report focuses on examining the links between ecological status, i.e., water quality and biological quality elements, and land use, as well as temporal variability. The assessment of the ecological status was based on the national criteria used in the third river basin management cycle. The monitoring results were analysed together with monitoring data from sites least affected by anthropogenic activities.

Agricultural rivers and lakes were characterized by relatively high nutrient concentrations, clear changes in biological communities and deterioration of ecological status. The percentage of arable land in catchments significantly explained the average water quality and biological quality during the period. The higher the proportion of fields in the catchment, the poorer the water quality and ecological status was.

In forestry-dominated areas, the impacts were smaller than in agricultural areas, but the ecological status was, however, clearly degraded. Rivers draining peatland catchments with high drainage and deforestation were characterized by dark water colour and high concentrations of organic nitrogen and carbon. The more peatlands were ditched, the lower the water quality was in the rivers. The effects of forestry were more pronounced in rivers than in lakes.

No overall temporal change in water quality and ecological status was observed during the monitoring period 2008–2020. However, in some rivers and lakes, there were clear status changes. It is likely that water protection measures have so far been inadequate and poorly targeted to result in a nationwide improvement in ecological status. In the future, monitoring should be developed particularly to better describe the extent and intensity of forestry impacts.

The value of the monitoring data increases with increasing number of monitoring years. The MaaMet monitoring network provides important national information on the effects of diffuse pollution from land use on aquatic ecosystems. Such spatially representative and temporally continuous monitoring is a prerequisite for cost-effective river basin management.

**Keywords:** ecological status, aquatic impact assessment, Water Framework Directive, surface waters, nutrients, agriculture, forestry, lakes, rivers, monitoring, diffuse loading





## Esipuhe

Maa- ja metsätalousministeriön (MMM) rahoittama *Maa- ja metsätalouden kuormituksen ja sen vesistövaikutusten seurantaohjelma* (MaaMet) käynnistyi vuonna 2008. Ohjelman pintavesien seurantaverkossa seurataan yli 100 joki- ja järvi-kohteen tilaa maa- ja metsätalousalueiden hajakuormituksen vesistövaikutusten tason ja muutosten selvittämiseksi. Tähän raporttiin on koottu ja analysoitu seurantaverkon vuosien 2008–2020 tulokset.

Maatalous- ja metsätalousalueiden hajakuormitusta ja sen haitallisia vesistövaikutuksia on pyritty vähentämään etenkin maatalouden ympäristötuen mukaisilla toimenpiteillä ja vesistöjen hoito- ja kunnostushankkeilla. Hyvän tilan tavoite on kuitenkin laajasti ja useissa vesimuodostumissa saavuttamatta. Maatalouden ja metsätalouden paineet ovat ehkä merkittävin syy tilatavoitteista jäämiselle.

Seurantaverkon tulosten perusteella hajakuormitettujen vesistöjen tilassa ei näy valtakunnallisesti yhtenäistä paranemista — mutta ei myöskään yhtenäistä heikentymistä. Yksittäisillä seuranta-kohteilla on kuitenkin molempaan suuntaan kehityspolkuja, joiden avulla voidaan kehittää vesienhoitoa.

Tulokset kertovat maankäytön hajakuormituksen hallinnan haasteista. Sekä maa- että metsätalouden maankäytön hajakuormitus ja vaikutukset vesien ekologiseen tilaan ovat merkittäviä. Vaikutukset ovat kuitenkin ennustettavia, ja tieto mahdollistaa vesistöjen tilatavoitteiden mallintamisen maankäytön avulla. Hajakuormituksen ja sen ekologisten vaikutusten vähentämiseen tarvitaan edelleen tehokkaampia ja uudenlaisia toimia valuma-alueilla, etenkin vesistöjen läheisillä alueilla.

MaaMet-seurantaohjelmassa tehdään myös jatkuvatoimista vedenlaadun seuranta maatalousalueilla, seurataan kasvinsuojeluaineiden ja metallien pitoisuuksia maatalousvaltaisten alueiden pintavesissä ja seurataan ravinteita ja kasvinsuojeluaineita maa- ja metsätalousvaltaisilla pohjavesialueilla ([syke.fi/hankkeet/MaaMet](https://syke.fi/hankkeet/MaaMet)). Ohjelma on vakiinnuttanut paikkansa keskeisenä ohjelmana maatalous- ja metsätalousalueiden ympäristövaikutusten seurannassa. Yli kymmenen vuotta yhtäjaksoisesti jatkunut laaja seuranta tuottaa merkittävää uutta tietoa maa- ja metsätalousvaltaisten alueiden vesivarojen käyttöön ja hoitoon.

Seurantaohjelmaa koordinoi Suomen ympäristökeskus (SYKE) ja sen toteuttamiseen osallistuvat Luonnonvarakeskus (Luke), kaikki ELY-keskukset ja useat toimittajakonsultit. Kiitämme lämpimästi ELY-keskusten seurannan vastuuhenkilöitä ja maa- ja metsätalousministeriötä sekä ympäristöministeriötä hyvin toimivasta yhteistyöstä. ELY-keskusten MaaMet-seurannan vastuuhenkilöt ja toimittajakonsulttien näytteentottajat ja näytteiden lukuiset analysoijat ansaitsevat erityiskiitoksen seurannan laadukkaasta toteutuksesta.

26.11.2021  
Kirjoittajat

# Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag .....	4
Abstract.....	5
Esipuhe .....	7
Sisällys.....	8
<b>1 Johdanto .....</b>	<b>9</b>
<b>2 Aineisto .....</b>	<b>12</b>
2.1 MaaMet-seurantaverkon kohteet .....	12
2.2 Vertailukohteet .....	14
2.3 Valuma-alueiden maankäyttö .....	14
2.4 Vedenlaadun seuranta .....	18
2.5 Biologinen seuranta .....	19
2.6 Aineiston koonti ja indeksien laskenta .....	23
<b>3 Aineiston käsittely .....</b>	<b>24</b>
<b>4 Aineiston rakenne ja vaihtelu .....</b>	<b>25</b>
4.1 Joet.....	25
4.2 Järvet.....	27
<b>5 Maatalouden vaikutukset.....</b>	<b>30</b>
5.1 Joet.....	30
5.2 Järvet.....	33
<b>6 Metsätalouden vaikutukset .....</b>	<b>36</b>
6.1 Joet.....	36
6.2 Järvet.....	41
<b>7 Ajallinen vaihtelu .....</b>	<b>44</b>
7.1 Maatalousalueiden joet .....	44
7.2 Maatalousalueiden järvet .....	46
7.3 Metsätalousalueiden joet .....	49
7.4 Metsätalousalueiden järvet .....	52
<b>8 Tulosten tarkastelu .....</b>	<b>56</b>
8.1 Maatalouden kuormittamien vesien tila.....	56
8.2 Metsätalouden kuormittamien vesien tila.....	58
8.3 Hajakuormitettujen vesistöjen tilan kehitys.....	59
<b>9 Seurannan ja vesienhoidon kehitystarpeet.....</b>	<b>61</b>
9.1 Seurannan kehitystarpeet .....	61
9.2 Vesiensuojelun ja -hoidon kehitystarpeet.....	62
Lähteet .....	66
Liitteet.....	71
Liite 1 Paikkalista ja metatiedot.....	71
Liite 2 Turvemaiden ojitusosuuden ja valuma-alueen turvemaosuuden suhde .....	78
Liite 3 Lineaaristen regressiomallien vertailu järvillä .....	79
Liite 4 Vertailupaikkojen ajallinen vaihtelu .....	81

# 1 Johdanto

Maatalous ja metsätalous vaikuttavat Suomen vesistöjen tilaan laaja-alaisesti. EU:n vesipuitte-direktiivi edellyttää vesistövaikutusten seurantaan, jos maankäytön aiheuttama hajakuormitus muodostaa merkittävän riskin sille, että hyvän ekologisen tilan ympäristötavoitetta ei saavuteta. Maatalouden ja metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksia vedenlaatuun ja vesien ekologiseen tilaan on seurattu valtakunnallisesti vuodesta 2008 lähtien yli sadan järvi- ja joki-kohteen ns. MaaMet-seurantaverkon avulla.

Maatalouden ja metsätalouden harjoittaminen vaikuttavat vesistöjen tilaan lähes koko Suomessa. Laaja-alainen maankuivatus ja metsien raivaaminen ovat muuttaneet valuma-alueiden vesitaseita ja ainevirtaamia voimakkaasti. Uomien perkaukset ja suoristukset kuivatuksen tehostamiseksi ovat erityisesti muuttaneet latvavesiä (SYKE 2021a). Molemmilla sektoreilla ojaverkoston avulla toteutettu tehokas maankuivatus ja maaperän muokkaus aiheuttavat ravinteiden, kiintoaineen ja humuksen hajakuormitusta vesistöihin. Maatalouden osuus fosforin kuormituksesta vesistöihin on noin 63 % ja typen kuormituksesta noin 52 %. Metsätalouden osuus fosforin kuormituksesta vesistöihin on arvioitu olevan noin 12 % ja typen kuormituksesta noin 11 % (SYKE 2020). Ravinteiden lisäksi maa- ja metsätalousalueilta tulee merkittävää kiintoaineen (SYKE 2021b) ja humusaineiden kuormitusta (Asmala ym. 2019). Kohonneet ravinnepitoisuudet aiheuttavat rehevöitymistä ja kohonneet kiintoaine- ja humuspitoisuudet mm. liettymistä, veden tummumista ja vesistöjen tilan heikentymistä.

Maatalouden vesistövaikutukset ovat seurausta erityisesti lannoituksesta ja peltojen maanmuokkauksesta vesistöihin päätyvistä ravinne- ja kiintoainevalumista (Ekholm ym. 2007; Moss 2008). Kasvit hyödyntävät tavanomaisessa viljelyssä lannoitetyypestä enintään 60–80 %, ja valtaosa käyttämättömästä tyypestä huuhtoutuu veden mukana tai poistuu kaasuna ilmakehään (Puustinen ym. 2019). Fosforilannoitteen osalta pääosa pidättyy ensin maahan kohottaen maa-aineksen fosforipitoisuutta (Puustinen ym. 2019); kasvien hyödyntämästä fosforista vain viidesosan on havaittu olevan kuluvan kasvukauden alussa lisättyä fosforiravinnetta (Ylivainio & Peltovuori 2012). Maatalouden laaja-alaisin vesistövaikutus on rehevöityminen, joka ilmenee ekosysteemin toimintahäiriöinä ja epätasapainotiloina, esimerkiksi särkikalavaltaisuuden lisääntymisenä, runsaina sinileväkukintoina ja happikatoina.

Metsätalouden vesistövaikutukset ovat seurausta erityisesti valuma-alueiden ojituksista ja luonnonuomien perkaamisesta, metsien lannoittamisesta ja hakkuista ja niihin liittyvistä maanmuokkauksista (Saukkonen & Kenttämies 1995; Kenttämies & Mattsson 2006). 1950–1990-luvuilla toteutetut laajat uudisojitukset ja 1960-luvulta lähtien toteutetut kunnostusojitukset ovat muuttaneet huomattavasti valuma-alueiden hydrologiaa ja ainevirtaamia (Vuori ym. 1996; Palviainen & Finér 2013). Ojitukset ja metsätaloustoimenpiteet lisäävät metsien ravinne-, kiintoaine- ja humusvalumia (Finér ym. 2010; Asmala ym. 2019; Škerlep ym. 2020). Erityisesti avohakkuut muuttavat veden pidättymisen ja suotautumisen olosuhteita maaperässä, vähentävät ilmakehään haihtuvan veden määrää, nostavat pohjaveden pinnan korkeutta samalla lisäten tarvetta kunnostusojituksille ja kasvattavat vesistöihin päätyviä ainevirtaamia (Kreutzweiser ym. 2008; Khanal & Parajuli 2013; Palviainen ym. 2014). Ojitusalueilta syntyy lisäksi kuormitusta kymmeniä vuosia ojitusten jälkeen (Nieminen ym. 2017, 2018; Finér ym. 2021). Metsätalouden vesistövaikutukset ilmenevät rehevöitymisinä ja vesistöjen tummumisena, uomien liettymisenä ja ekologisen tilan heikkenemisenä (esim. Turunen ym. 2017; Kritzberg ym. 2020, Rajakallio ym. 2021).

Euroopan unionin vesipolitiikan puitteiden direktiivin (VPD, EC 2000) tavoite on saavuttaa kaikissa vesimuodostumissa hyvä tila ja estää vesistöjen tilan heikkeneminen. Tavoitteiden saavuttamisen seuraamiseksi jäsenmaiden tulee tarkkailla vesien tilaa biologisten, fysikaalisten ja kemiallisten sekä hydrologisten ja morfologisten tekijöiden perusteella. Hajakuormituksen vaikutuksia on seurattava kohteissa joissa maankäytön hajakuormituksen katsotaan olevan merkittävä riski sille, että hyvän ekologisen tilan

ympäristötavoitetta ei saavuteta. Vesienhoidon 3. kierroksella ELY-keskukset ovat arvioineet maatalouden olevan merkittävä paine noin kolmasosassa ja metsätalouden noin neljäsosassa vesimuodostumista (VEMU III Vesimuodostumat -tietokanta, SYKE). Näissä vesimuodostumissa maatalouden ja/tai metsätalouden on arvioitu aiheuttavan hyvää huonomman tilan, tai aiheuttavan riskin tämänhetkisen hyvän tai erinomaisen tilan heikentymiselle.

Maa- ja metsätalouden hajakuormituksen vesistövaikutuksia on seurattu valtakunnallisesti maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa MaaMet-seurantaohjelmassa vuodesta 2008 lähtien (<https://www.syke.fi/hankkeet/maamet>). Seurantaverkko kattaa nykyisellään 64 jokivesistöä ja 51 järveä. Jokaisesta kohteesta on seurattu useiden laatutekijöiden tilaa jokavuotisesti tai harvemmin rotatoin. Tähän raporttiin on koottu ohjelman vuosien 2008–2020 seurannan tulokset.

Tarkastelu on jatkoa seurantaohjelman ensimmäiselle tarkastelulle (Aroviita ym. 2014). Raportissa tarkastellaan ohjelman tuottaman valtakunnallisen seurantatiedon avulla hajakuormitteisten vesistöjen tilaa, tunnistetaan hajakuormituksen aiheuttamia vesistövaikutuksia ja arvioidaan eri maankäyttöpaineiden merkitystä jokien ja järvien tilaan. Seurantatuloksia tarkastellaan erikseen molempien maankäyttömuotojen osalta, pyrkimyksenä löytää selittäviä tekijöitä vedenlaadun ja ekologisen tilan vaihtelulle. Yli 10 vuotta jatkunut seuranta mahdollistaa nyt ensimmäistä kertaa hajakuormitteisten vesistöjen ekologisen tilan muutosten tarkastelun.



## 2 Aineisto

MaaMet-seurantaverkkoon kuuluu valtakunnallisesti yhteensä 115 joki- ja järvikohdetta. Kohteet edustavat alueellisesti merkittäviä hajakuormitettuja vesistöjä. Valtaosalla kohteista on toteutettu vedenlaadun ja biologisten laatutekijöiden seuranta yhtäjaksoisesti vuodesta 2008. Tähän raporttiin on koottu vuosien 2008–2020 valmistuneet seurantatiedot yhtenäiseen muotoon. Tarkastelua on täydennetty ympäristöhallinnon seurantakohteiden aineistolla, missä ihmistoiminnan vaikutus on ollut pieni. Lisäksi tarkastelua varten on koottu laajat aineistot kaikkien seurantakohteiden lämpötilan valuma-alueiden ominaisuuksista.

### 2.1 MaaMet-seurantaverkon kohteet

MaaMet -seurantaverkon kohteet on valittu alueellisten ympäristökeskusten ja ELY-keskusten toimesta ja ne edustavat alueellisesti merkittäviä hajakuormituksen vaikuttamia kohteita (Aroviita ym. 2014). Seurantaverkko kattaa nykyisellään koko Suomen alueelta yhteensä 64 jokikohdetta ja 51 järvikohdetta, joiden ekologista tilaa seurataan joko vuosittain tai joka kolmas vuosi. Valtaosa seurantakohteista on valittu vuonna 2007. Kohdejoukkoa tarkennettiin vuonna 2014. Kohteiden valinta on tehty seuraavien kriteereiden perusteella:

- 1) Maatalouden voimakkaimmin kuormittamat järvet ja joet (**Kuva 1**)
  - peltojen osuus valuma-alueesta on suuri, pääsääntöisesti >20 %, huomioiden kuitenkin valuma-alueen luonne, pintavesityyppi ja peltojen sijainti (esim. vähäjärvisien valuma-alueiden jokivesissä tai pienissä kuormitukselle herkissä järvissä, joissa merkittävin kuormitus on peräisin lähivaluma-alueen pelloilta, voi peltojen osuus olla jonkin verran pienempi)
  - maatalous on ollut myös historiallisesti eniten järven tilaan vaikuttanut tekijä
  - pistekuormituksen vaikutukset vesistön tilaan ovat vähäisiä (osuus kuormituksesta on yleensä <20 %).
- 2) Metsätalouden voimakkaimmin kuormittamat, sille herkäät järvet ja joet (**Kuva 2**)
  - pienet latvajärvet ja joet, joilla metsätalous on merkittävin kuormittaja
  - valuma-alueen turvemaista pääosa on ojitettu (yleensä >50 % turvemaista) ja ojitusten osuus valuma-alueesta on suuri (yleensä >20 % valuma-alueesta)
  - peltojen osuus valuma-alueesta on vähäinen, pääsääntöisesti <5 %.
- 3) Hajakuormituksen voimakkaasti tai kohtalaisesti kuormittamat, sille herkäät järvet ja joet
  - valuma-alueen pinta-alasta peltoja on pääsääntöisesti 5–35 %
  - kuormitusta eri lähteistä, maa- ja metsätalouden osuus kokonaiskuormituksesta >50 %.

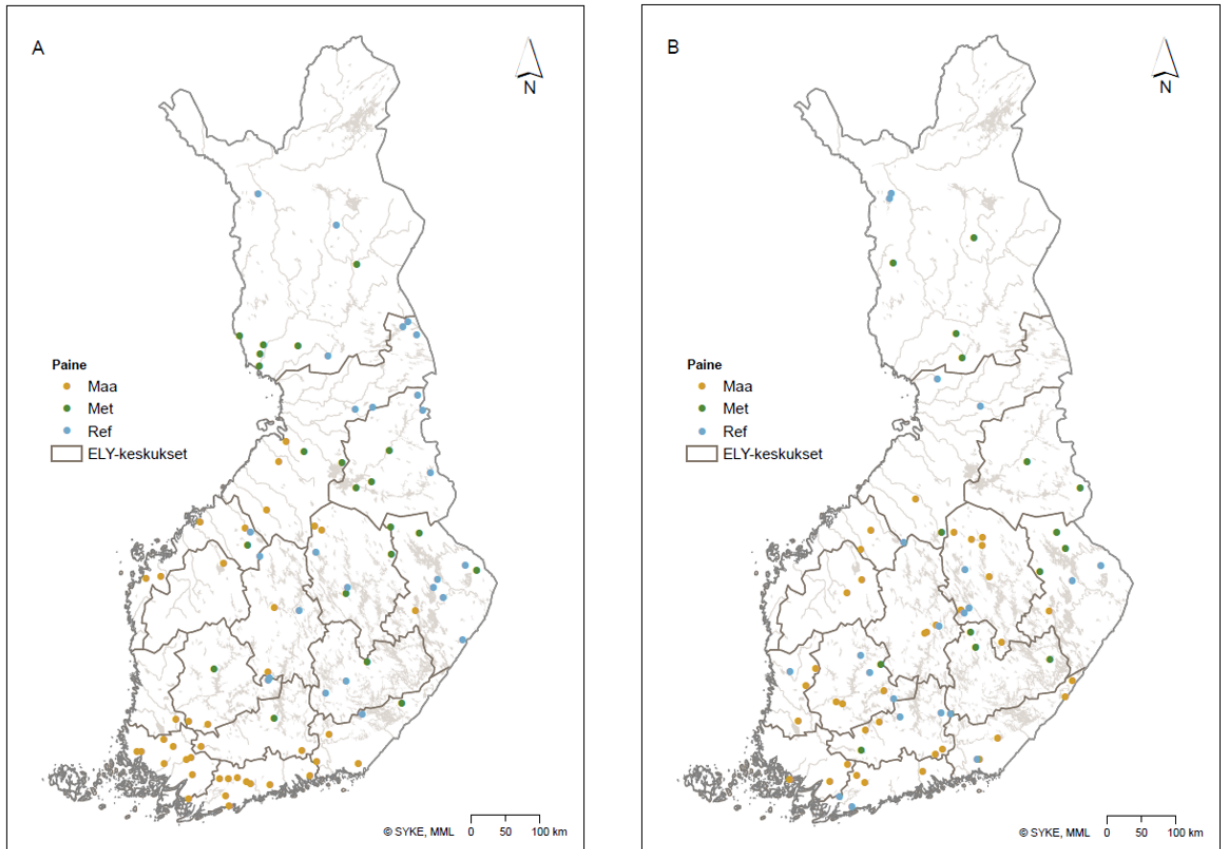
Seurantaverkon kohteet ovat ensisijaisesti joko maatalouden tai metsätalouden kuormittamia kohteita (**Kuvat 1 ja 2**). Maatalouskohteet painottuvat Etelä- ja Länsi-Suomen maatalousalueille ja metsätalouskohteet Keski-, Itä- ja Pohjois-Suomeen (**Kuva 3**). Useisiin seurantaverkon kohteisiin kohdistuu sekä maa- että metsätalouden kuormitusta. Kohteet jaoteltiin tarkastelua varten joko maatalous- tai metsätalouskohteiden joukkoon ensisijaisen kuormituspaineen mukaan maankäytön, karttatarkastelujen ja vesimuodostumatietojen perusteella. Seurantaverkon kohdelista on Liitteessä 1 ja myös hankesivuilla [www.syke.fi/hankkeet/maamet](http://www.syke.fi/hankkeet/maamet).



**Kuva 1.** Maatalouden kuormittaman Lempäälän Hulausjärven eteläosa ja sen lähivaluma-alueita  
(Kuvan lähde: Maanmittauslaitos, ilmakuva vuodelta 2020).



**Kuva 2.** Metsätalouden kuormittama Hyrynsalmen Roukajärvi ja sen lähivaluma-alueita  
(Kuvan lähde: Maanmittauslaitos, ilmakuva vuodelta 2019).



**Kuva 3.** Maatalouden (*Maa*) ja metsätalouden (*Met*) hajakuormituksen vaikutusten seurannassa mukana olevat joki- (A) ja järvikohteet (B) sekä tarkasteluun valitut ihmistoiminnan vähiten kuormittamat vertailukohteet (*Ref*).

## 2.2 Vertailukohteet

Raportin tarkasteluun valittiin aineistoa mahdollisimman vähän ihmistoiminnan vaikutuksen alaisista kohteista (ns. vertailukohteet). Vertailukohteet ovat ympäristöhallinnon seuranta- ja luonnonoloiltaan (valuma-alueen koko, joki- ja järvityypit) ne edustavat vastaavanlaisia vesistöjä kuin MaaMet-kohteet (ks. kappale 2.3). Vertailukohteet muodostavat yhdessä MaaMet-kohteiden kanssa vaihtuman, maankäyttögradientin, vähiten vaikutetuista vesistöistä voimakkaasti hajakuormitettuihin. Aineiston avulla voidaan luotettavammin arvioida maa- ja metsätalouden vaikutuksia ekologiseen tilaan ja vedenlaatuun. Vertailukohteet mahdollistavat myös luontaisen vuosittaisen taustavaihtelun tarkastelun.

Tarkasteluun valituille vertailukohteille vaatimuksena oli ajallisesti jokseenkin kattava aineisto vähintään yhden biologisen laatutekijän osalta. Kohteet pyrittiin valitsemaan samalta maantieteelliseltä alueelta ja samoista vesistötyypeistä kuin mitä MaaMet-kohteet edustavat. Myös vertailukohteet taustatietoineen löytyvät Liitteestä 1.

## 2.3 Valuma-alueiden maankäyttö

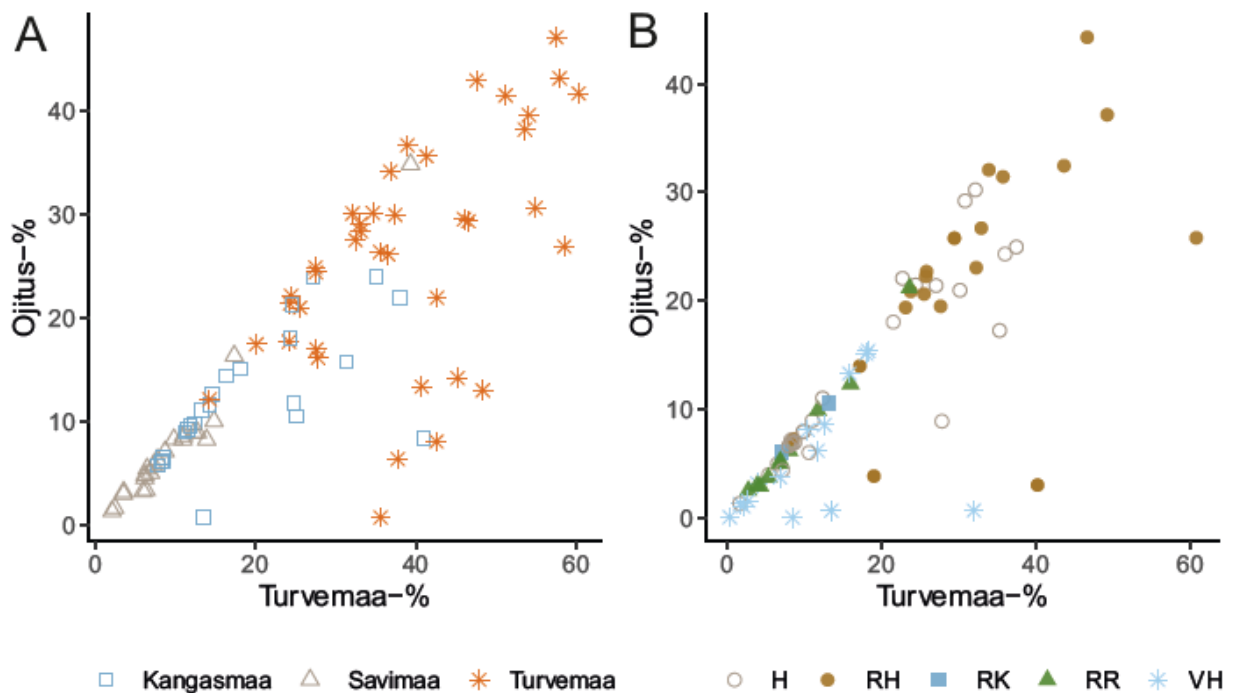
Jokikohteiden yläpuoliset valuma-alueet ja järvien valuma-alueet rajattiin ArcGIS-ohjelmistolla tai SYKEN VALUE-työkalulla. Valuma-alueille koottiin tiedot niiden ominaisuuksista ja maankäytöstä (**Taulukko 1**, Liite 1). Rasterilaskennat tehtiin R-tilasto-ohjelmalla (R Core Team 2020). Valuma-alueiden maankäyttötiedot määritettiin CORINE Land Cover 2018 -aineistosta (SYKE 2018), joka kuvaa maankäyttöä ja maanpeitettä. Aineisto koostuu rasterimuotoisesta paikkatietokannasta (erotuskyky



25 × 25 m). Aineisto on tuotettu SYKEN paikkatietoaineistoihin sekä satelliittikuvatulkintaan perustuen. CORINE-aineiston peltomaan osuutta valuma-alueesta käytettiin kuvastamaan maatalouden määrää.

Valuma-alueiden turvemaat ja niiden ojitusten määrä laskettiin SYKEN ojitustilanne-paikkatietoaineiston (SOJT\_09b1, SYKE 2011) avulla. Ojitustilanne on rasterimuotoinen (25 m × 25 m) aineisto, jossa kaikki Suomen turvemaat on luokiteltu ojittamattomiin, ojitetuihin ja turpeenottoalueisiin. Aineisto on tehty Maanmittauslaitoksen maastotietokannan (vuosi 2008) ja CORINE 2006 -maanpeiteaineistojen avulla. Aineistosta laskettiin 1) turvemaan osuus valuma-alueen kokonaispinta-alasta, käsitteän ojitetut ja ojittamattomat turvemaat sekä turpeenottoalueet, 2) ojitetujen turvemaiden osuus valuma-alueen kokonaispinta-alasta, ja 3) ojitetujen turvemaiden osuus valuma-alueen turvemaa-alasta.

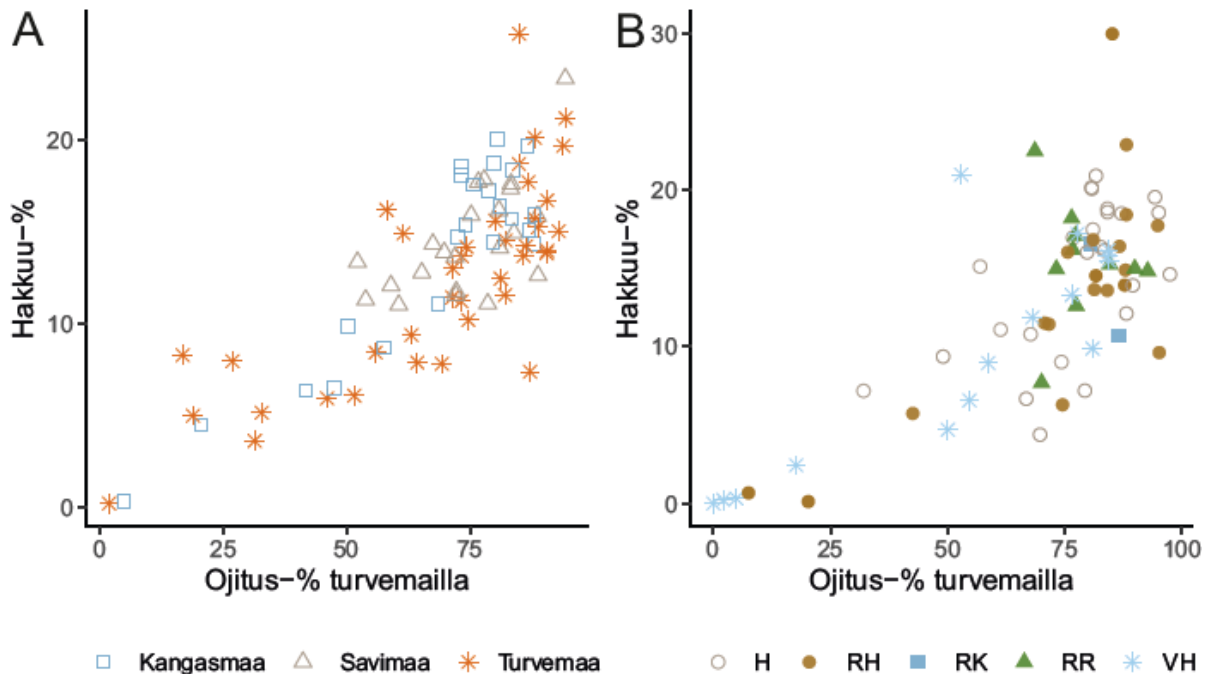
Ojitetun turvemaan osuus valuma-alueesta korreloi vahvasti valuma-alueen kaikkien turvemaiden osuuden kanssa ( $r_s = 0,81$  joet,  $r_s = 0,82$  järvet). Riippumatta vesistötyypistä usein valtaosa turvemaasta oli ojitettu (ks. **Kuva 4**). Tosin aineistossa on turvemaavaltaisilla alueilla myös joitain vähemmän ojitetuja kohteita (Liite 2). Tämän riippuvuussuhteen takia, ja koska turvemaan osuus valuma-alueesta selittää vesistöjen luontaista vaihtelua ja ravinnetasoa, käytettiin maankäyttötarkasteluissa (ks. alla kappale 3) ensisijaisena metsätalouden määrän mittana ojitetujen turvemaiden osuutta kaikista turvemaista (**Kuva 5**). Ojitettujen turvemaiden osuus kaikista turvemaista ei korreloinut valuma-alueen turvemaiden osuuden kanssa (ks. Liite 2), joten sen avulla voidaan selvittää metsätalouden itsenäistä vaikutusta vesien tilaan.



**Kuva 4.** Ojitettujen turvemaiden ja kaikkien turvemaiden osuuden suhde jokikohteiden (A) ja järvien (B) valuma-alueilla. Symbolit kuvaavat joki- ja järvi-kohteiden vesienhoidon tyypittelyä. H = humuksinen, RH = runsahumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen. Molemmat muuttujat on laskettu prosenttina valuma-alueen pinta-alasta.

Valuma-alueille laskettiin lisäksi metsien hakkuutiedot Global Forest Change -tietokannasta (GFC, Hansen ym. 2013), joka on maailmanlaajuinen rasteriaineisto (hilakoko 10 × 10 astetta) yli 5 metrin korkuisen kasvillisuuden muutoksista vuosilta 2000–2019. Aineisto perustuu Landsat-satelliittikuvien aikasarjoihin. Kullekin valuma-alueelle laskettiin tietokannan Forest Cover Loss -aineistosta aikavälillä 2000–2019 vähentyneen metsäalan yhteenlaskettu osuus valuma-alueen pinta-alasta, jota käytettiin kuvaamaan valuma-alueen hakkuiden ja puunkorjuun intensiteettiä. Vuosina 2000–2019 toteutettujen

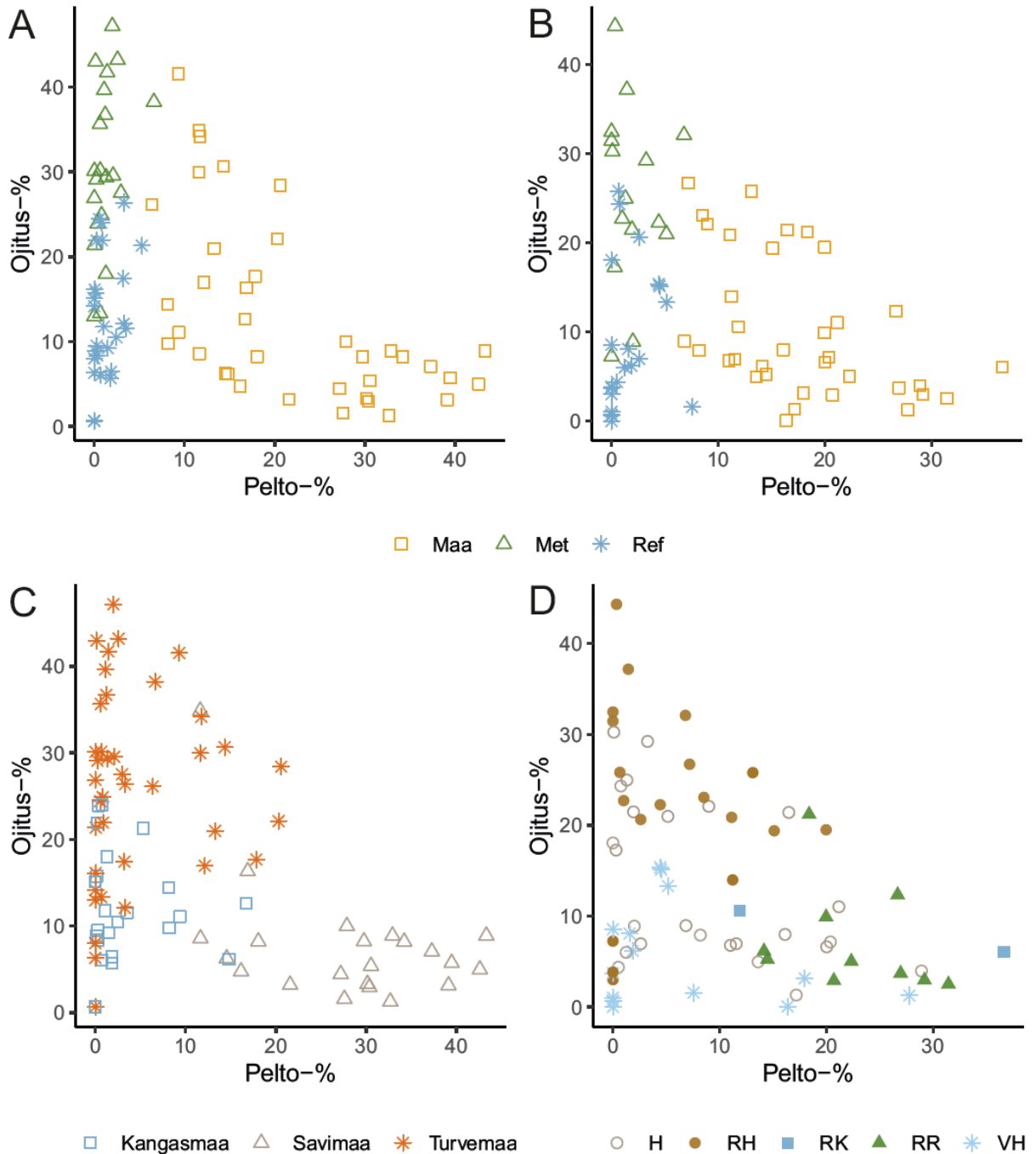
hakkuiden osuus valuma-alueella korreloi positiivisesti turvemaiden ojitusosuuden kanssa ( $r_s = 0,70$  joet,  $r_s = 0,57$  järvet), eli hakkuita oli toteutettu eniten valuma-alueilla, joiden turvemaita oli ojitettu eniten (Kuva 5). Turvemaiden ojitusosuus kuvastaakin tässä aineistossa yleisesti metsätaloustoimien intensiteettiä valuma-alueilla.



**Kuva 5.** Valuma-alueen vuosien 2000–2019 hakkuuosuuden (Hakkuu-%, prosenttia valuma-alueen pinta-alasta) ja turvemaiden ojitusosuuden (Ojitus-% turvemailla, prosenttia valuma-alueen turvemaita) riippuvuus joki- (A) ja järviaineistossa (B). Symbolit kuvaavat joki- ja järvi kohteiden vesienhoidon tyyppitelyä. H = humuksinen, RH = runsashumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen.

**Taulukko 1.** Tarkasteluun kootut joki- ja järvi kohteiden aineistot. Hertta on SYKE:n ylläpitämä ympäristötiedon hallintajärjestelmä.

Aineisto	Lähde
Valuma-aluerajaukset	VALUE-työkalu; SYKE
Valuma-alueen maanpeite ja maankäyttö	Corine 2018 maanpeite; SYKE
Valuma-alueen turvemaiden ojitustilanne	Turvemaiden ojitustilanne (SOJT_09b1); SYKE
Valuma-alueen metsien hakkuut	2000–2019 Global Forest Change (GFC) / Forest Cover Loss, University of Maryland / Department of Geographical Sciences (Hansen ym. 2013)
Jokien ja järvien fysikaalis-kemialliset vedenlaatumuuttujat	Pintavesien tilan tietojärjestelmä, vedenlaatu - VESLA, Hertta; SYKE
Järvien kasviplankton	Kasviplanktontietojärjestelmä KPLANK, Hertta; SYKE
Jokien, järvirantojen ja järvisyvänteiden pohjaeläimet	Pohjaeläintietojärjestelmä - POHJE, Hertta; SYKE
Jokien ja järvirantojen piilevät	Omnidia-ohjelman tietokanta ja excel-tilukset; SYKE
Järvien vesikasvit	Excel-tilukko; SYKE
Jokien vesikasvit (ei käsitelty tässä työssä)	Excel-tilukko; SYKE
Järvien ja jokien kalasto	Excel-tiedostot ja Hertta-tietojärjestelmän koekalastusrekisteri; Luke



**Kuva 6.** Ojitettujen turvemaiden ja peltojen osuuden vaihtelu jokikohteiden (A, C) ja järvien (B, D) valuma-alueilla. Kuvissa A ja B on esitetty eri symbolein maatalouskohteet (Maa), metsätalouskohteet (Met) ja tähän tarkasteluun valitut vertailukohteet (Ref) sekä kuvissa C ja D joki- (C) ja järvi- (D) vesienhoidon tyypittely. H = humuksinen, RH = runsahumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen. Molemmat muuttujat on laskettu prosentina valuma-alueen pinta-alasta.

Valuma-alueiden turvemaiden ojitusten ja peltojen osuukien vertailulla voidaan tarkastella aineiston rakennetta näiden maankäyttömuotojen suhteen (**Kuva 6a, b**). Maatalouskohteilla peltojen osuudet ovat odotetusti suurimmat (yleensä > 10 % valuma-alueen pinta-alasta), kun taas ojitettujen turvemaiden osuudet ovat suurimmat metsätalouskohteiden valuma-alueilla (yleensä > 20 % valuma-alueen pinta-alasta). Ojitusten ja peltojen yhteenlaskettu osuus oli yleensä enintään 50 % valuma-alueen pinta-alasta. Kuvasta 6 nähdään myös, että suurin osa metsätalouskohteista edustaa turvemaatyyppien vesistöjä.

Tarkasteluun valittujen vertailukohteiden valuma-alueilla peltojen osuus oli yleensä < 5 % (**Kuva 6a, b**). Osassa vertailukohteita ojitettujen turvemaiden osuus oli kuitenkin melko suuri (> 20 % valuma-alueesta). Valtaosa seuranta-kohteista on keskisuuria jokivesistöjä (valuma-alueen koko 100–1000 km<sup>2</sup>); näin suurista vesistöistä ei löydy ojitamattomia valuma-alueita aivan pohjoista Lappia lukuun ottamatta. Vertailukohteet edustivat kangas- ja turvemaiden jokia. Savimaiden jokivesistä ei löydetty tähän työhön sopivia vertailukohteita ympäristöhallinnon seuranta-kohteiden joukosta.

Suurimmat peltojen osuudet ovat savimaiden maatalouskohteilla ja suurimmat ojitettujen turvemaiden osuudet turvemaiden metsätalouskohteilla (**Kuva 6c ja d**). Turvemaiden maatalouskohteiden valuma-alueilla peltojen osuus on noin 10–20 % ja näillä alueilla on myös paljon metsäojituksia. Kangasmaiden maatalouskohteilla peltojen osuus on samaa suuruusluokkaa turvemaiden kohteiden kanssa, mutta ojitettuja turvemaita kangasmaiden jokityypeissä on odotetusti vähemmän. Kangasmaiden ja savimaiden jokityyppien valuma-alueilla ojitettuja turvemaita on aineistossa yleensä < 15 % valuma-alueesta (mutta niidenkin turvemaista yleensä valtaosa oli ojitettu, ks. Liite 2).

Luontaisesti runsashumuksisilla järvillä ojitettujen turvemaiden osuus valuma-alueesta on suuri (**Kuva 6d**). Luontaisesti runsasravinteisten järvien valuma-alueilla on puolestaan eniten peltoalaa. Humusjärvien ja vähähumuksisten järvien valuma-alueilla peltoalaa oli suunnilleen saman verran. Luontaisesti runsaskalkkisia järviä on MaaMet -seurantaohjelmassa kaksi kappaletta.

## 2.4 Vedenlaadun seuranta

Vedenlaatua seurataan valtaosassa MaaMet-kohteita vuosittain (joet 49 kpl, järvet 23 kpl) ja lopuilla kohteilla joka kolmas vuosi (joet 15 kpl, järvet 28 kpl). Jokikohteilla näytteenotto tehdään viisi kertaa vuodessa (III, V, VII-VIII, IX-X, XI-XII). Järvien vedenlaatua seurataan syvänealueelta. Näytteenotossa yksi havaintokerta on talvikerrostuneisuuden lopulla ja vähintään kolme havaintokertaa ajoittuu avovesikaudelle kesä-lokakuulle (VI, VII-VIII, IX). Järvillä vesinäytteet otetaan päällysvedestä ja pohjanläheisestä kerroksesta. Vesinäytteenotto tehdään konsulttien toimesta ja vesianalytiikka määritetään akkreditoiduissa laboratorioissa. Vedenlaatutiedot tallennetaan SYKEN ylläpitämään ympäristötiedon hallintajärjestelmän (Hertha) vedenlaatuosioon (VESLA, **Taulukko 1**, ([https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin\\_tieto/Ymparistotietojarjestelmat](https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat))). VESLAN tiedot näkyvät reaaliaikaisesti hankkeen verkkosivuilla (<https://www.syke.fi/hankkeet/MaaMet>). Vedenlaadun seuranta kuvataan tarkemmin hankkeen verkkosivulla olevassa seurantaohjeessa (<https://www.syke.fi/hankkeet/MaaMet>) ja edellisessä MaaMet-raportissa (Aroviita ym. 2014). Vertailupaikkojen ajallisesti kattavat vedenlaatuaineistot ovat VESLA-tietojärjestelmästä.

Vuosien 2008–2020 vedenlaatutiedot haettiin keskitetysti VESLA-tietojärjestelmästä sql-kyselyllä. Kullekin joki- ja järvi-kohteelle laskettiin huhti-lokakuun **päällysveden** näytteistä vedenlaatumuuttujien vuosittaiset keskiarvot ja vuosittaisista keskiarvoista edelleen koko tarkastelukauden keskiarvo. Tarkasteluun valittiin biologisten tekijöiden kannalta keskeisimmiksi arvioidut fysikaalis-kemialliset vedenlaatumuuttajat: ammoniumtyppi-, fosfaattifosfori-, kiintoaine-, kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi-, nitriitti-nitraattityppi-, orgaaninen typpi-, orgaaninen kokonaishiili- ja sulfaattipitoisuudet, kemiallinen hapenkulutus, minimi-pH, sameus, sähköjohtavuus ja veden väriarvo. Nitriitti- ja nitraattityppi analysoidaan yhdessä, mutta koska nitriitti hapettuu nopeasti nitraatiksi ja on hapellisissa luonnonvesissä marginaalinen (Mitikka ym. 2005), tästä eteenpäin tekstissä käytetään muotoa (nitriitti-)nitraattityppi. pH:n osalta

käyttiin huhti-lokakuun näytteiden minimi-arvoja, joista laskettiin minimi-pH:n keskiarvot kullekin vuodelle ja koko tarkastelukaudelle.

## 2.5 Biologinen seuranta

Vesimuodostumien ekologisen tilan arviointi perustuu usean eliöryhmän eli biologisen laatutekijän tietoihin. Biologisia laatutekijöitä ovat jokivesissä uoman pohjan piilevät ja pohjaeläimet, vesikasvit sekä kalat, ja järvillä litoraalien eli rantavyöhykkeen piilevät ja pohjaeläimet, vesikasvit, ulapan kasviplankton, syvänteiden pohjaeläimet ja kalat (Aroviita ym. 2019).

MaaMet-ohjelmassa biologisten laatutekijöiden seuranta tehdään laatutekijästä, seurantapaikan priorisoinnista ja resursseista riippuen vuosittain tai kolmen tai kuuden vuoden välein (**Taulukko 2**). Vuosittaista nk. *intensiiviseuranta* on piilevistä ja pohjaeläimistä 20 jokikohteelta ja 11 järveltä sekä kasviplanktonista 17 järveltä. Yksityiskohtaiset näytteenottoon, näytteiden käsittelyyn ja määrittämiseen liittyvät menetelmät ja ohjeistukset löytyvät ympäristöhallinnon biologisten seurantamenetelmien ohjesivulta (Järvinen ym. 2019) ja tilan arvioinnin ja indeksilaskentojen kuvaukset kolmannen vesienhoitokauden pintavesien luokitteluoppaasta (Aroviita ym. 2019). Ohjeistuksia noudattamalla ja yhdenmukaisesti toimimalla on varmistettu, että näytteet ovat laadukkaita ja vertailukelpoisia keskenään, mikä on edellytys biologisen seurannan luotettavuudelle ja toimivuudelle.

**Jokien päällysväestöstä** seurataan koskipaikkojen pohjakivien pinnoilla elävien piilevien lajistoa. Piilevänäytteet kestävöidään maastossa ja jatkokäsitellään laboratoriossa kestopreparaateiksi, joista konsultit määrittävät piilevien taksonikoostumuksen. Määrittäjäkonsultit toimittavat tulokset Excel-muodossa SYKELLE, joka siirtää tulokset sisäiseen Omnidia-tietokantaan. Raportissa on mukana jokien piilevätulokset elo-lokakuun ajalta 2008–2019. Tilan arviointi perustuu jokityypille ominaisten piilevätaksonien esiintymiseen ja lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen.



Pohjaeläinnäytteenotto virtapaikalla. Kuva: Jaana Rääpysjärvi.

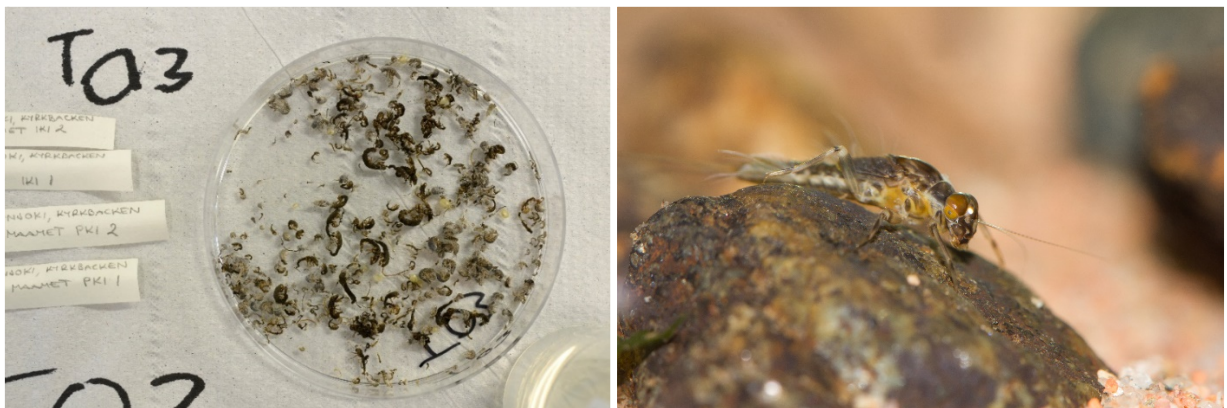
**Jokien vesikasvillisuuden** seurantaan on kehitetty maastomenetelmä, jossa kartoitetaan koski- ja suvantojaksojen kasvillisuus ja sammalet (Karttunen ym. 2020). Menetelmällä on kerätty aineistoa Maa-Met- hankkeen jokipaikoilta sekä vertailupaikoilta vuosina 2009–2015. Aineistolla on tehty alustava tarkastelu sopivasta luokittelumenetelmästä (Rääpysjärvi ym. 2016). Vesikasviaineistoa ei käsitellä tässä raportissa, koska jokivesikasvien tilan kansallinen luokittelumenetelmä vielä puuttuu.

**Jokien pohjaeläimistä** otetaan näytteet koskipaikoista potkuhaavinnalla. Pohjaeläimet poimitaan ja pohjaeläintaksonit määritetään konsulttien toimesta tavoitetaksonomian mukaan. Vuodesta 2018 lähtien näytteet on säilötty maastossa niin, että niistä on mahdollista tehdä myös DNA-perustainen lajinmääritys (Elbrecht ym. 2017; Turunen ym. 2021). Tulokset tallennetaan POHJE-rekisteriin. Raportissa on mukana pohjaeläintulokset vuosilta 2008–2019 (Luohuanjoelta myös 2020). Tilan arviointi perustuu tyyppille ominaisten pohjaeläintaksonien esiintymiseen, lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen, sekä tyyppille ominaisten päivänkorento-, koskikorento- ja vesiperhosheimojen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; EPT-heimot) esiintymiseen.

**Jokien kalastosta** kerätään tietoa sähkökalastamalla sellaisissa koski- tai virtapaikoissa, joissa kahlaaminen on mahdollista. Kalastoaineistosta ja kalaindeksien laskennasta vastaa Luke. Raportissa on mukana aineistot elo-lokakuun ajalta 2008–2019. Tilan arviointi perustuu kalaindeksiin (FiFi, Vehanen ym. 2006; Vehanen ym. 2010), jonka laskemisessa käytetään tietoja herkkien kalalajien osuudesta, kestävien kalalajien osuudesta, särkikalaryhmän tiheydestä, lohjen ja taimenen kesänvanhojen poikasten tiheydestä sekä kalalajien lukumäärästä.

**Järvien kasviplanktonista** otetaan ulapalta vedennoutimella kokoomanäyte 0–2 m:n syvyydeltä. Näytteestä määritetään lajisto, biomassa ja *a*-klorofylli. Konsultit tallentavat tulokset Hertta-tietojärjestelmän kasviplanktonrekisteriin ja *a*-klorofyllipitoisuuden vedenlaaturekisteriin. Raportissa on mukana kesä–syyskuun 2008–2019 tulokset. Tilan arviointi perustuu *a*-klorofyllipitoisuuteen, kokonaisbiomassaan tuoremassana, TPI-trofiaindeksiin ja haitallisten sinilevien eli syanobakteerien osuuteen kokonaisbiomassasta, joita kaikkia pidetään rehevöitymiselle herkkinä muuttujina. Kasviplanktonrekisteri laskee luokitteluindeksit. Luontaisesti runsasravinteisille järville (Rr-tyyppi) on muodostettu luokittelukriteerit vain *a*-klorofyllipitoisuudelle.

**Järvien vesikasvit** kartoitetaan päävyöhykelinja -menetelmällä, jossa viiden metrin levyiset linjat suunnataan kohtisuoraan järven rannasta kohti ulappaa, ja jolta arvioidaan kunkin lajin yleisyys ja peittävyys. Järvien vesikasvikartoitukset on tehty pääsääntöisesti SYKEN toimesta kertaluontoisesti vuosina 2007–2011. Lisäksi osa ELY-keskuksista (POS, POK, VAR, ESA) teki vesikasvikartoituksia vuosina 2007–2008. Vuodesta 2020 vesikasvikartoituksia on tilattu osana ELYjen kilpailutusta konsulteilta. Raportissa on mukana vuosien 2008–2019 aineistot. Tilanarviointi perustuu kolmeen muuttujaan: tyyppilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta, prosenttinen mallinkaltaisuus ja referenssi-indeksi.



Vasemmalla Etelä-Pohjanmaan Maalahdenjoelta poimittu pohjaeläinnäyte. Kuva: Vasco Elbrech. Oikealla Päivänkorenon toukka. Kuva: Häkan Söderholm, Vastavalo.net.

**Järvien päällyslevästä** otetaan näytteet rantavyöhykkeen eli litoraalin kivipinnoilla elävistä piilevistä. Näytteet otetaan lähtökohtaisesti kolmelta kivikkorannalta eri puolelta vesimuodostumaa, mutta sopivien kivikkorantojen puuttuessa näytteet voi ottaa vain yhdeltä tai kahdelta kivikkorannalta. Määrittämissä tulokset Excel-muodossa SYKELLE, jossa tulokset on viety sisäiseen Omnidia-tietokantaan. Raportissa on mukana tulokset elo-, syys-, ja lokakuulta 2008–2019. Tilan arviointi perustuu vesistön tyyppille ominaisten piilevätaksonien esiintymiseen ja lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen.

**Järvirantojen pohjaeläimistöä** otetaan näytteet potkuhaavilla avoimilta kivikkorannoilta. Näytteet otetaan lähtökohtaisesti kolmelta kivikkorannalta eri puolelta vesimuodostumaa. Pohjaeläimet poimitaan ja määritetään konsulttien toimesta tavoitetaksonomian mukaan. Raportissa on mukana tulokset syys-lokakuulta 2008–2019. Tilan arviointi tehdään näytteistä muodostetun kahden minuutin kokoomanäytteen tyyppiominaisten taksonien esiintymiseen ja lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen.

**Järvien syvänteiden pohjaeläimistöä** otetaan näytteet Ekman-noutimella. Rinnakkaisia näytteitä otetaan järven syvänealueelta kuusi kappaletta. Pohjaeläimet poimitaan ja määritetään konsulttien toimesta tavoitetaksonomian mukaan. Raportissa on mukana tulokset syys-lokakuulta 2008–2019. Tilan arviointi perustuu syvänepohjaeläinindeksiin ja lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen. Matalimmilta seurantaverkon järveltä syvänepohjaeläinten tilaa ei seurata syvänealueiden puuttumisen takia.

**Järvien kalaston** seuranta toteutetaan verkkokoekalastamalla. Kalastoaineistosta ja kalaindeksien laskennasta vastaa Luke. Raportissa on mukana heinä–syyskuun 2008–2019 aikana verkkokoekalastuksella kerätyt aineistot. Tilan arviointi järvissä perustuu ELS4-menetelmään, jonka laskemisessa käytetään verkkokoekalastuksen tietoja biomassayksikkösaaliista, lukumääräyksikkösaaliista, särkikalojen biomassan osuudesta saaliissa, sekä indikaattorilajien esiintymisestä (Rask ym. 2010). Menetelmä on kehitetty indikoimaan rehevöitymisvaikutusta.

**Taulukko 2.** Nykyisen MaaMet-seurantaverkon havaintopaikkojen lukumäärät vuosittain (R1), joka kolmas vuosi (R3), joka kuudes vuosi (R6) ja joka 12. vuosi (R12) toteutettavissa ekologisen tilan seurannoissa. Valtaosa seurantakohteista on valittu vuonna 2007. Kohdejoukkoa ja rotaatioita on tarkennettu vuonna 2014. lit=litoraali, syv=syväne.

Aineisto	Joet (yht. 64 kohdetta)				Järvet (yht. 51 kohdetta)				
	Rotaatio:	R1	R3	R6	R12	R1	R3	R6	R12
Vedenlaatu		49	15	-	-	23	28	-	-
Kasviplankton		-	-	-	-	17	30	1	-
Vesikasvit		-	-	-	62*	-	-	-	51
Piilevät		20	38	-	-	11	27	2	-
Pohjaeläimet		20	38	-	-	lit: 11 syv: 6	lit: 24 syv:1 0	lit:1 syv:2	-
Kalasto			59	-	-	-	51	-	-

\*) Kartoitukset tehty kertaluontoisesti vuosina 2009–2012, ei käsitellä tässä raportissa koska luokittelumenetelmä puuttuu.



*Sähkökoekalastus virtapaikalla. Kuva: Mika Visuri.*



*Nordic-verkon nosto Vanajanselällä. Kuva: Jukka Ruuhijärvi.*



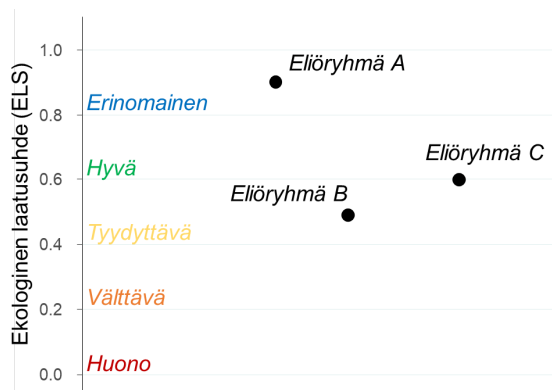
## 2.6 Aineiston koonti ja indeksien laskenta

Seurantatulokset koottiin suoraan Hertta-ympäristötiedon hallintajärjestelmästä ja SYKEN tai Luken tallennetuista tiedoista (**Taulukko 1**). Koonnissa käytettiin apuna R-tilasto-ohjelmaa ja tietojärjestelmähauissa sql-hakuja. Koonti vaati tietojen tarkistamista ja muokkausta käsin. Biologisten laatutekijöiden aineistoista laskettiin vesipuitedirektiivin mukaisessa tilaluokittelussa käytetyt ylläkuvatut indeksit ja ekologiset laatusuhteet (ELS) EKOLAS-hankkeen laskentarutiineilla (<https://www.syke.fi/hankkeet/EKOLAS>). Kalaston indeksit laskettiin Lukessa.

Vesistöjen ekologisen tilan arvioinnissa biologisiin laatutekijöiden seurantatulokset ilmoitetaan ELS-arvoina, jotka kuvaavat sitä kuinka paljon ihmisen toiminta on heikentänyt laatutekijöiden tilaa (Aroviita ym. 2019). Tilan arviointijärjestelmässä on erityyppisille vesistöille määritelty biologisten indeksien vertailuarvot, jotka kuvaavat enintään hyvin vähän ihmistoiminnan muuttamia olosuhteita. Myös mallinnusta käytetään joissain laatutekijöissä vertailuarvojen laskemiseen.

Seuranta-aineistoista lasketaan biologisille laatutekijöille ensin indeksiarvot ja sitten ELS-arvo lasketaan joko i) jakamalla indeksiarvo vertailuolaja kuvaavalla vertailuarvolla (kun vesien tilan heikkeneminen laskee muuttujien arvoja, esim. tyyppiominaisten lajien esiintyminen) tai ii) jakamalla vertailuarvo havaituilla arvoilla (kun tilan heikkeneminen nostaa laatutekijän arvoja, esim. *a*-klorofylli ja kasviplanktonin biomassassa). Menettely mahdollistaa luontaisesti erilaisten vesistöjen (esimerkiksi turve- ja kivennäismaiden) yhteismitallisen tarkastelun. ELS ilmaistaan numeroarvona välillä 0–1, jolloin erinomaista ekologista tilaa kuvaavat arvot ovat lähellä yhtä ja huonoa ekologista tilaa kuvaavat arvot lähellä nollaa. Mitä lähempänä ELS on arvoa yksi, sitä enemmän biologiset ominaisuudet muistuttavat vertailuolaja, ja mitä lähempänä ELS on nollaa, sitä enemmän ominaisuudet poikkeavat vertailuolajoista (**Kuva 7**). Tämä ekologisen tilan heikkenemisgradientti on jaettu viiteen eri tilaluokkaan (*erinomainen–huono*).

Myös kokonaisfosforille laskettiin ekologinen laatusuhde kuvastamaan havaittujen pitoisuuksien poikkeamaa tilaluokittelun tyyppikohtaisista vertailuarvoista. Nämä kokonaisfosforin ELS-arvot voidaan tulkita samaan tapaan kuin biologisten laatutekijöiden ELS-arvot, ja ne mahdollistavat vedenlaadun luotettavamman tarkastelun luontaisesti erityyppisissä vesistöissä, joissa taustapitoisuudet vaihtelevat maaperän (ja vesimuodostuman ominaisuuksien – esim. koko) mukaan. Vertailuarvoiksi kokonaisfosforille asetettiin tässä työssä kaksi kolmasosaa erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvon pitoisuudesta, joka perustui hieman sovellettuihin muiden vedenlaadun tilaluokkien leveyksiin.



**Kuva 7.** Kaavakuvassa on esitetty esimerkinomaisesti kolmen eliöryhmän (biologisen laatutekijän) A, B ja C ekologiset laatusuhteet eli ELS-arvot. Skaalatut ELS-arvot vaihtelevat välillä 0–1. Mitä lähempänä ELS on arvoa 1, sitä enemmän biologiset ominaisuudet muistuttavat arvioitavan vesistön luonnontilaa kuvaavia vertailuolaja, ja toisaalta mitä lähempänä se on nollaa, sitä enemmän ominaisuudet poikkeavat vertailuolajoista. Eliöryhmän A perusteella vesistön ekologinen tila on luokassa erinomainen, eli eliöyhteisön arvioidaan olevan luonnontilainen. Eliöryhmän B ELS-arvo on keskellä tilaluokkaa tyydyttävä, jolloin sen ominaisuudet selvästi poikkeavat vertailuolajoista. Eliöryhmän C ELS-arvo on tilaluokkien tyydyttävä ja hyvä rajalla, jolloin tiedon tarve ekologisen tilan kehityssuunnan arvioimiseksi on erityisen suuri.

## 3 Aineiston käsittely

**Maankäytön vaikutustarkastelut** tehtiin paikkakohtaisilla keskiarvoilla, eli kunkin joki- ja järvikohteen tarkasteluvälin 2008–2020 saatavilla olevien havaintojen keskiarvoilla.

Jokipaikkojen ja järvien keskimääräisten vedenlaatuhavaintojen ja ELS-arvojen vaihtelua maatalouden ja metsätalouden hajakuormittamien sekä vertailupaikkojen välillä arvioitiin Kruskal-Wallis-testillä ja Dunnin posthoc-testillä (p-arvot Holmin menetelmällä sovitettuna). Tulokuvaajissa eri kirjaimet (a, b, c) maa- ja metsätalouden kuormittamien sekä vertailukohteiden havaintojen kohdalla kertovat siitä, että havainnot poikkeavat tilastollisesti merkitsevästi maankäyttöpaineluokkien (Maa, Met, Ref) välillä. Sama kirjain luokkien kohdalla tarkoittaa sitä, että havainnot eivät poikenneet toisistaan. Tällä tavalla saadaan tietoa siitä, onko jossain luokassa havaintoarvot keskimäärin korkeampia tai matalampia verrattuna toisiin luokkiin.

Jokien ja järvien seurantatulosten ja valuma-alueiden maankäyttömuuttujien välisiä suhteita tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella ja visualisoitiin korrelogrameilla. Vedenlaadun ja biologisten laatutekijöiden tilan yhteyksiä valuma-alueen peltojen sekä valuma-alueen turvemaa-alan ja turvemaiden ojitusten osuuteen tarkasteltiin hajontakuvioiden ja lineaaristen regressiomallien avulla. Regressiomallit tehtiin joki- ja järvityyppikohtaisesti, jotta maaperän laadusta aiheutuva pitoisuuksien luontainen taustavaihtelu ja biologisten tekijöiden mahdollisesti erilaiset vasteet voitiin huomioida. Analyysit tehtiin maatalouden kuormittamille ja vertailupaikoille sekä metsätalouden kuormittamille ja vertailupaikoille. Metsätalouden kuormittamien ja vertailupaikkojen aineistoa analysoitiin lisäksi vertailemalla yhden ja usean selittävän muuttujan regressiomalleja turvemaiden, turvemaiden ojitusosuuden ja metsähakkuiden vaikutusten tarkastelemiseksi. Mallien selitysasteina käytettiin adjustoitua eli sovitettua  $R^2$ -arvoa. Yksinkertaisten ja monimuuttujaregressiomallien vertailussa käytettiin lisäksi AIC-arvoja (Akaike's Information Criterion), joista matalin arvo kertoo parhaimman mallin vertailuista.

**Ajallisen vaihtelun** tarkasteluihin otettiin mukaan paikat, joilta ainakin yhden biologisen laatutekijän osalta oli havaintoja vähintään kuuden vuoden ajalta aikavälillä 2008–2020. Seurantatulosten vaihtelua aikavälillä 2008–2020 visualisoitiin Loess-käyrillä, mutta vähäisten havaintomäärien vuoksi ajallisia muutoksia ei yksittäisissä kohteissa analysoitu tilastollisin menetelmin. Ajallisissa tarkasteluissa keskityttiin biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen havaintoihin, koska muuttujat olivat yhteismitallistettuja. Ajallisen vaihtelun osalta maa- ja metsätalouden hajakuormittamat sekä vertailupaikat käsiteltiin erikseen.

Tilastollisen merkitsevyyden rajana käytettiin kaikissa analyyseissä p-arvoa 0,05. Kaikki tilastolliset analyysit ja kuvaajat tehtiin R-tilasto-ohjelmistolla (R Core Team 2020).

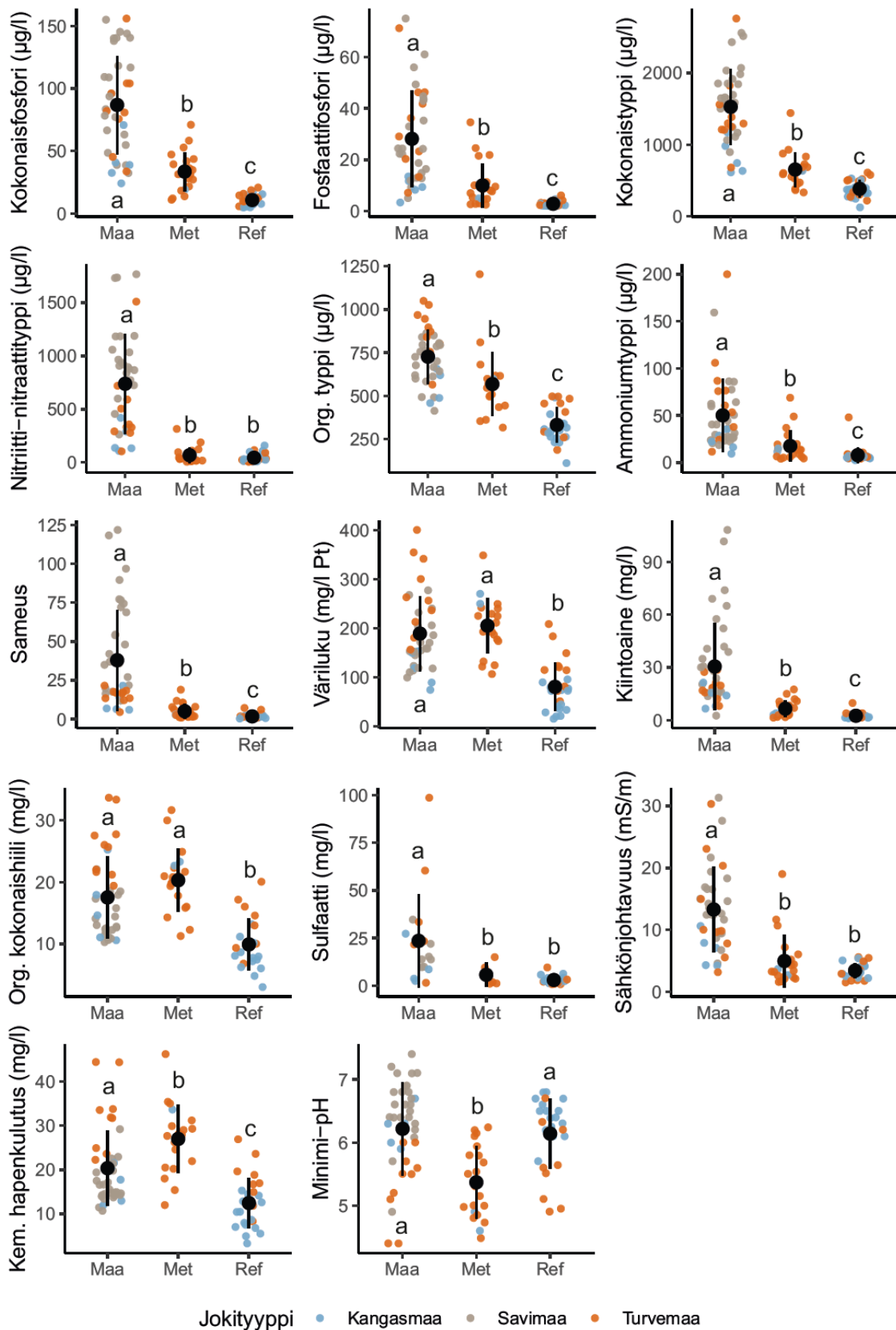
## 4 Aineiston rakenne ja vaihtelu

Maatalousjokia ja -järviä luonnehtivat korkeat ravinnepitoisuudet, selkeästi muuttuneet biologiset yhteisöt ja alentunut ekologinen tila. Metsätalousjokien ja -järvien muutokset olivat suhteessa pienempiä kuin maatalousalueilla, mutta myös metsätalousalueiden vesistöjen tila oli selkeästi heikentynyt. Metsätalouskohteita luonnehtivat etenkin korkeat orgaanisen typen ja humusaineiden pitoisuudet.

### 4.1 Joet

Jokien vedenlaatumuuttujien vuosien 2008–2020 keskiarvot erosivat selkeästi maatalouden ja metsätalouden hajakuormittamien jokien sekä vertailupaikkojen välillä (**Kuva 8**). Pitoisuudet olivat yleensä suurimmat maatalouskohteissa ja pienimmät vertailukohteissa. Maatalouden kuormittamilla jokikohteilla etenkin kokonaisravinteiden, fosforin ja typen eri fraktioiden, sulfaatin ja kiintoaineksen pitoisuudet sekä sameus ja sähkönjohtavuus olivat suurimmillaan. Myös metsätalouden kuormittamilla kohteilla ravinne- ja kiintoainepitoisuudet sekä sameus olivat suuremmat kuin vertailukohteilla. Metsätalouskohteilla vesi oli happamampaa ja kemiallinen hapenkulutus suurempaa kuin maatalouskohteilla tai vertailupaikoilla. Orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet ja väriluku olivat maatalouden ja metsätalouden kuormittamilla kohteilla olivat samalla tasolla ja korkeammat kuin vertailukohteilla.

Havaittujen arvojen vaihtelua selitti osittain jokityypittelyn maaperätyyppi (**Kuva 8**). Savimaiden joissa korostuivat korkeimmat kokonaisravinne- ja kiintoainepitoisuudet, suurimmat sameusarvot ja lähes neutraalilla tasolla oleva pH. Maatalousalueiden seurantakohteita on eniten savimailla, mutta myös kangas- ja turvemilla (vrt. myös **Kuva 6**). Turvemaiden joissa korostuivat maatalouden ja metsätalouden kuormittamilla paikoilla korkeimmat orgaanisen typen pitoisuudet ja humuspitoisuudet (orgaaninen kokonaishiili, väriluku, kemiallinen hapenkulutus). Turvemaiden joissa oli alhaisin pH, samoin myös osalla vertailukohteista.

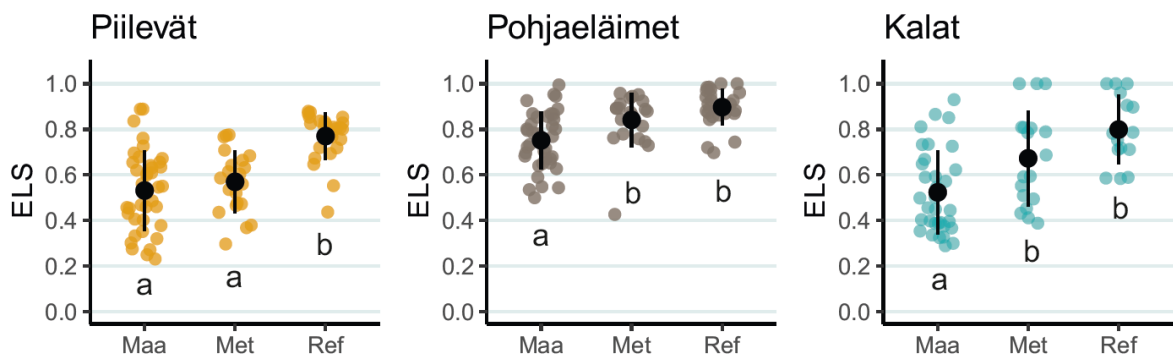


**Kuva 8.** Jokien vedenlaatu muuttujien vuosien 2008–2020 keskiarvojen vaihtelu maatalouskohteilla (Maa), metsätalouskohteilla (Met) ja vertailukohteilla (Ref). Mustat pisteet kuvaavat keskiarvoja ja pystyviivat keskihajontaa. Pienet eri kirjaimet (a, b, c) kuvastavat tilastollisesti merkitseviä eroja luokkien (Maa, Met, Ref) havaintoarvojen välillä; jos kirjain on sama, kahden luokan havaintoarvoissa ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja. Jokityypittelyn maaperätyypit on esitetty eri väreillä.

Biologisten laatutekijöiden tila (ELS) oli heikoin maatalouskohteilla, joilla piilevät ja kalat olivat keskimäärin ekologisessa tilaluokassa *tyydyttävä* ja pohjaeläimet keskimäärin tilaluokassa *hyvä* (Kuva 9). Maatalouskuormitteisten kohteiden kesken oli huomattavaa, kolmen–neljän tilaluokan suurista vaihtelua.

Myös metsätalouskohteiden ekologinen tila oli heikentynyt, etenkin piilevien perusteella. Piilevät olivat keskimäärin tilaluokassa *tyydyttävä*, kun taas kalat ja pohjaeläimet olivat paremmassa tilassa kuin maatalouskohteilla (keskimäärin tilaluokissa *hyvä* ja *erinomainen*). Metsätalouskohteiden kesken tila-arvioissa oli myös paljon vaihtelua, noin kolmen luokan verran. Pohjaeläinten tila-arvioissa oli vähiten vaihtelua metsätalouspaikoilla ja vertailupaikoilla.

Vertailukohteilla vain pohjaeläinten ELS-arvot sijoittuivat pääasiassa *erinomaisen* luokan raja-arvojen sisään. Piilevät ja jossain määrin myös kalasto indikoivat heikentynyttä tilaa myös vertailukohteilla. Tulos saattaa kertoa luokittelujärjestelmän epätarkkuudesta tai myös kohteiden muuttuneisuudesta verrattuna luonnontilaan.

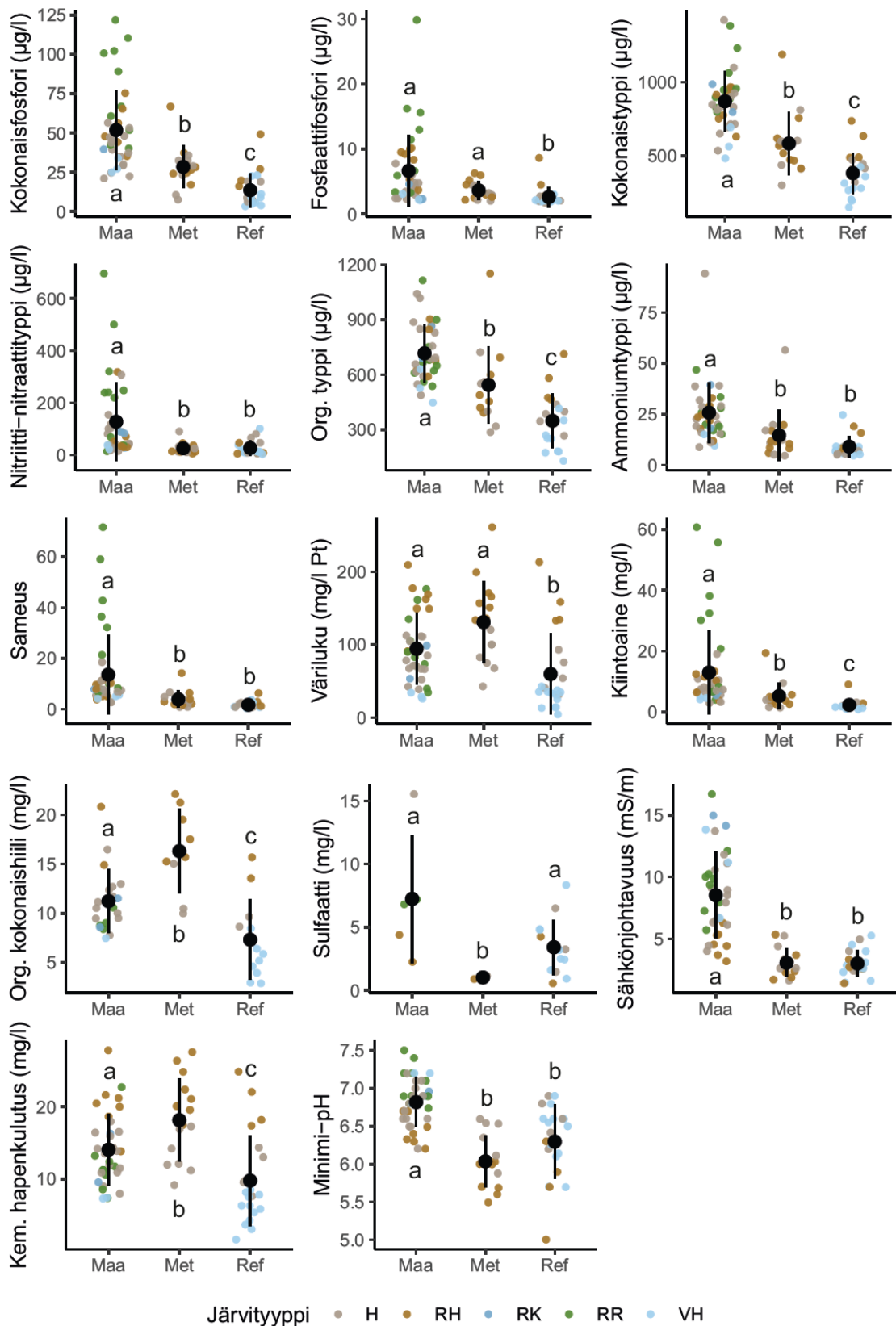


**Kuva 9.** Jokien biologisten laatutekijöiden vuosien 2008–2019 ekologisten laatusuhteiden (ELS) keskiarvojen vaihtelu maatalouskohteilla (Maa), metsätalouskohteilla (Met) ja vertailukohteilla (Ref). Mustat pisteet kuvaavat keskiarvoja ja pystyviivat keskiahajontoja. Eroavat kirjaimet (a, b) kuvaavat tilastollisesti merkitseviä eroja luokkien (Maa, Met, Ref) havaintoarvojen välillä; jos kirjain on sama, kahden luokan havaintoarvoissa ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

## 4.2 Järvet

Järvien vedenlaatuomuuksien keskimääräiset havaintoarvot vuosilta 2008–2020 erosivat selkeästi maa- ja metsätalouden hajakuormittamien ja vertailupaikkojen välillä (Kuva 10). Ravinne- ja kiintoainepitoisuudet, sameus, sähkönjohtavuus ja pH olivat yleisesti ottaen suurimpia maatalouden kuormittamilla järvillä. Orgaaninen kokonaishiili ja kemiallinen hapenkulutus olivat suurimpia metsätalouden hajakuormittamilla järvillä. Vertailupaikoilla kaikkien pitoisuudet ja väriluku olivat pääpiirteissään pienempiä kuin maa- ja metsätalouden hajakuormittamilla järvillä, lukuun ottamatta (nitriitti-)nitraattitypen ja ammoniumtypen pitoisuuksia, sähkönjohtavuutta ja minimi-pH:ta, jotka olivat samalla tasolla vertailupaikoilla ja metsätalousjärvillä. Orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet ja kemiallinen hapenkulutus olivat suurimmillaan metsätalousjärvillä. Väriluku oli samalla tasolla maatalous- ja metsätalousjärvillä. Sulfaatin analyysimäärät olivat vähäisiä maa- ja metsätalouskohteilla, mutta aineiston perusteella sulfaattipitoisuudet maatalous- ja vertailujärvillä olivat suunnilleen samalla tasolla ja metsätalousjärvillä alempana.

Kuten jokivesissä, myös järvissä maaperään sidoksissa oleva järvityyppi selitti osittain havaintujen arvojen vaihtelua (Kuva 10). Luontaisesti runsasravinteisissa järvissä, jotka olivat tässä aineistossa pelkästään maatalouden hajakuormittamia järviä, kokonaisfosfori- ja kiintoainepitoisuudet olivat korkeimmat. Luontaisesti humuksisia tai runsashumuksisia järviä luonnehtivat etenkin korkeimmat orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet, suuri kemiallinen hapenkulutus ja korkea väriluku. Metsätalouden hajakuormittamat järvet olivat kaikki humusjärviä, kun taas vertailujärvien joukkoon sisältyi myös luontaisesti vähähumuksisia järviä.

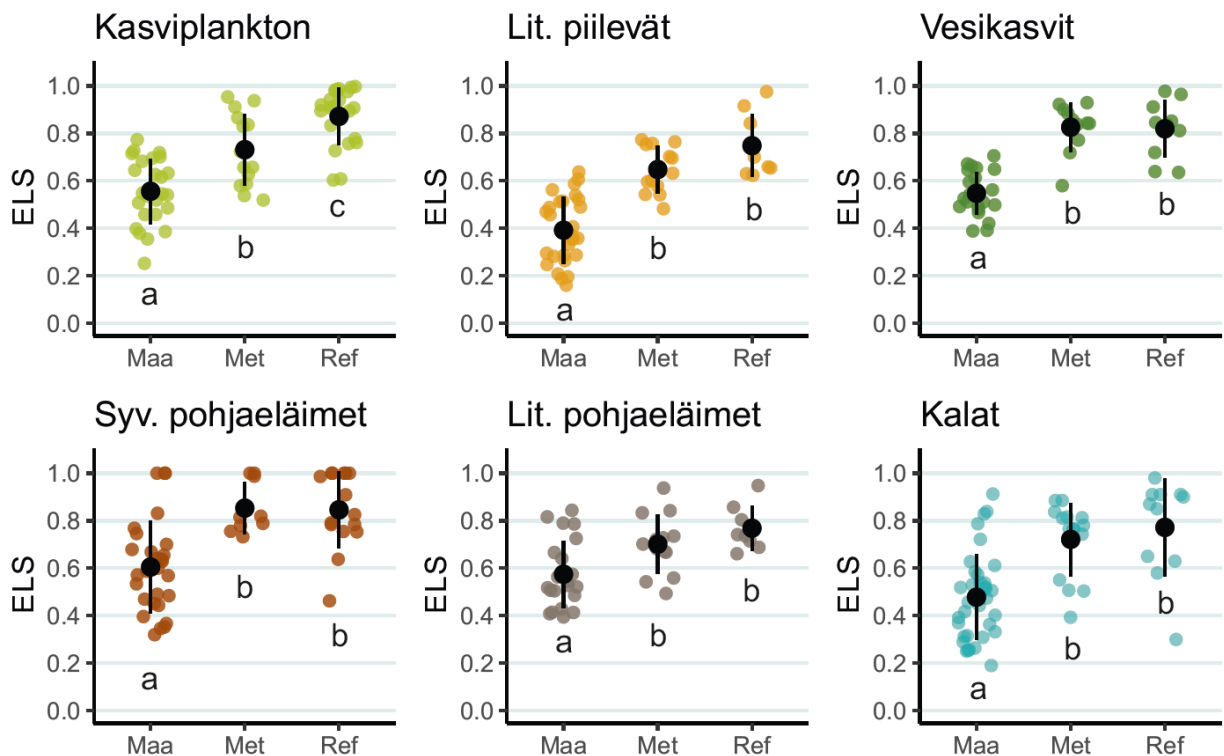


**Kuva 10.** Järvien pintanäytteiden vedenlaatuomuuksien vuosien 2008–2020 keskiarvojen vaihtelu maatalouskohteilla (Maa), metsätalouskohteilla (Met) ja vertailupaikoilla (Ref). Mustat pisteet kuvaavat keskiarvoja ja pystyviivat keskihajontaa. Pienet eri kirjaimet (a, b, c) kuvastavat tilastollisesti merkitseviä eroja luokkien (Maa, Met, Ref) havaintoarvojen välillä; jos kirjain on sama, kahden luokan havaintoarvoissa ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja. Pisteiden värit kertovat järven tyypistä (H = humuksinen, RH = runsahumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen).

Maatalousalueiden järvet olivat heikoimmassa tilassa myös biologisten laatutekijöiden perusteella (**Kuva 11**). Ne luokituivat laatutekijöiden perusteella keskimäärin tilaluokkaan *tyydyttävä*. Heikoimmassa tilassa olivat litoraalin piilevät (keskimäärin *tyydyttävä-välttävä*) ja parhaimmista syvänteiden pohjaeläimet (keskimäärin *tyydyttävä-hyvä*). Metsätalousjärvet luokituivat kaikkien laatutekijöiden perusteella keskimäärin tilaluokkaan *hyvä* (vesikasvit ja syväntepohjaeläimet luokkaan *erinomainen*).

Vertailujärvet luokituivat kolmen laatutekijän perusteella keskimäärin tilaluokkaan *hyvä* ja kolmen perusteella tilaluokkaan *erinomainen*. Vain kasviplanktonin ELS-arvot erosivat metsätalousjärvien ja vertailujärvien välillä; muiden laatutekijöiden osalta ELS-arvot olivat samalla tasolla metsätalous- ja vertailujärvillä.

Kohteiden kesken tila vaihteli maatalousjärvillä noin kolmen–neljän tilaluokan verran ja metsätalousjärvillä ja vertailujärvillä noin kahden–kolmen tilaluokan verran.



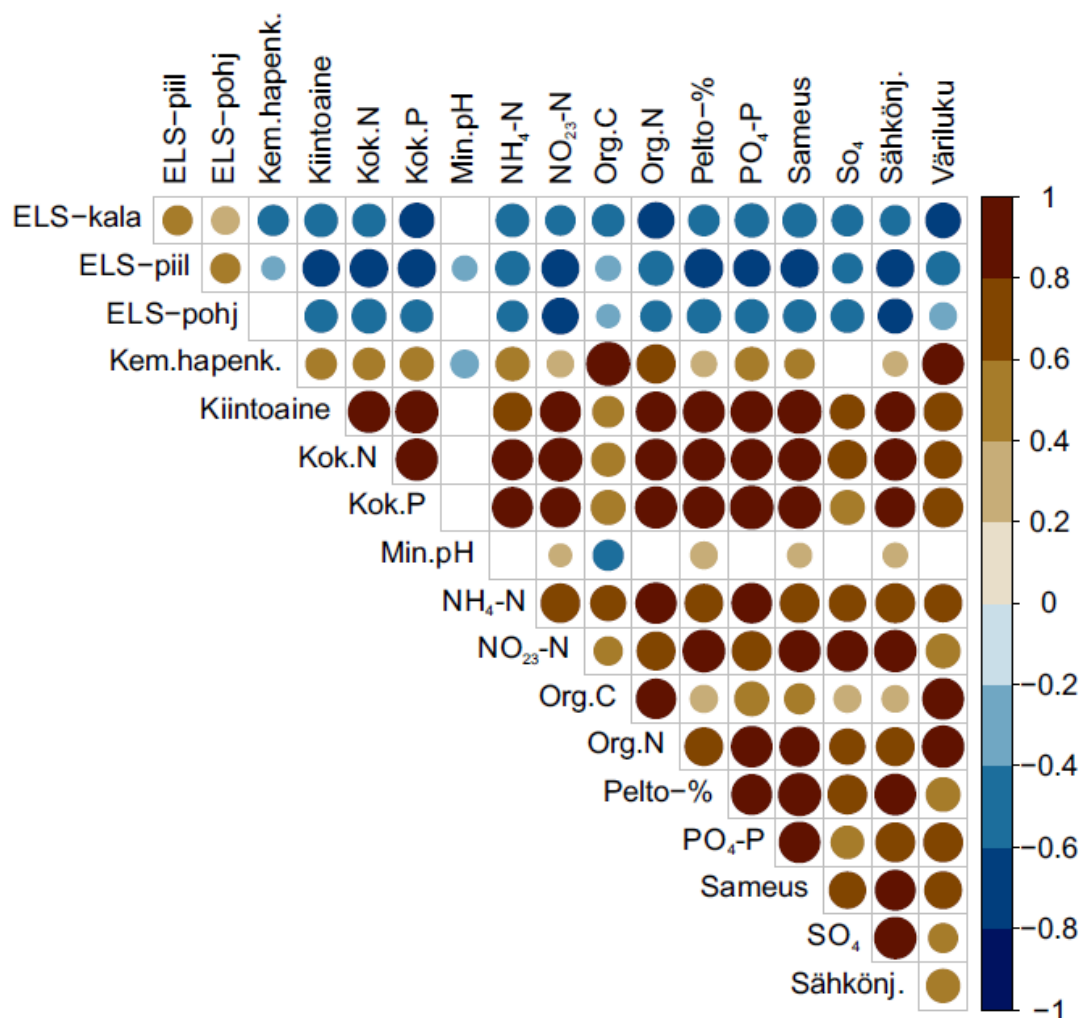
**Kuva 11.** Järvien biologisiin laatutekijöihin vuosien 2008–2019 ekologisten laatusuhteiden (ELS) keskiarvojen vaihtelu maatalouskohteilla (Maa), metsätalouskohteilla (Met) ja vertailupaikoilla (Ref). Mustat pisteet kuvaavat keskiarvoja ja pystyviivat keskihajontaa. Eroavat kirjaimet (a, b, c) kuvaavat tilastollisesti merkitseviä eroja luokkien (Maa, Met, Ref) havaintoarvojen välillä; jos kirjain on sama, kahden luokan havaintoarvoissa ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

## 5 Maatalouden vaikutukset

Valuma-alueen peltojen osuus selitti voimakkaasti vedenlaadun ja biologisten muuttujien vuosien 2008–2020 keskimääräistä tilaa. Mitä suurempi osuus peltoja valuma-alueella, sitä heikompi vedenlaatu ja ekologinen tila. Vedenlaadun ja myös ekologisen tilan suhde valuma-alueen peltoisuuteen oli ennustettava.

### 5.1 Joet

Maatalouskohteiden ja vertailupaikkojen joukossa jokivesien kokonaisravinne-, (nitriitti-)nitraattityppi-, fosfaattifosfori- ja kiintoainepitoisuudet sekä sameus ja sähkönjohtavuus korreloivat voimakkaasti ja positiivisesti yläpuolisen valuma-alueen peltomaan osuuden kanssa (**Kuva 12**). Myös ammoniumtypen, orgaanisen typen, orgaanisen kokonaishiilen ja sulfaatin pitoisuudet sekä kemiallinen hapenkulutus, minimi-pH ja väriluku korreloivat positiivisesti peltoprosentin kanssa. Valtaosa vedenlaatumuuttujista korreloi keskenään positiivisesti. Minimi-pH korreloi negatiivisesti orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien ja kemiallisen hapenkulutuksen kanssa.

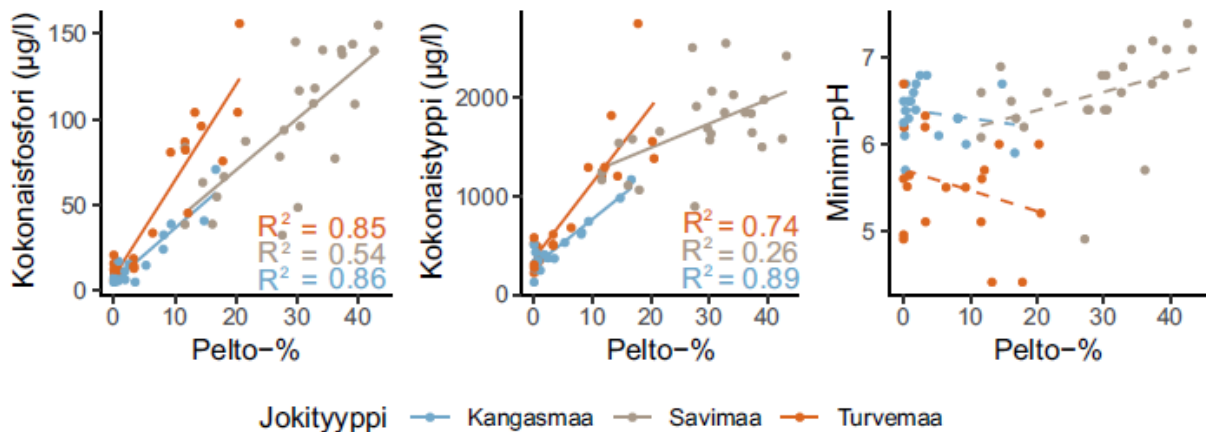


**Kuva 12.** Jokien vedenlaatumuuttujien, biologisten laatutekijöiden tila-arvioiden (ELS) ja yläpuolisen valuma-alueen peltoprosentin korrelaatiot maatalouskohteiden ja vertailupaikkojen joukossa. Mitä isompi ympyrä ja tummempi väri, sitä suurempi korrelaatiokertoimen arvo. Ruskeat sävyt viittaavat positiiviseen korrelaatioyhteyteen ja siniset negatiiviseen. Vain tilastollisesti merkitsevät korrelaatioyhteydet ovat esitettyinä; tyhjät ruudut tarkoittavat, että muuttujaparin välillä ei ole merkitsevää korrelaatiota.



Jokityyppikohtaisten lineaaristen regressiomallien perusteella yläpuolisen valuma-alueen peltoprosentti selitti suuren osan kokonaisfosforin pitoisuuksien vaihtelusta; turvemaiden jokivesissä 85 %, kangasmaiden jokivesissä 86 % ja savimaiden jokivesissä 54 % (**Kuva 13**). Turvemaajokien kokonaisfosforin (ja jossain määrin myös typen) pitoisuudet olivat samalla peltoisuudella korkeammalla tasolla kuin kivennäismailla tai savimailla ja ne myös vaikuttivat kasvavan enemmän peltoisuuden kasvaessa (suurempi kulmakerroin).

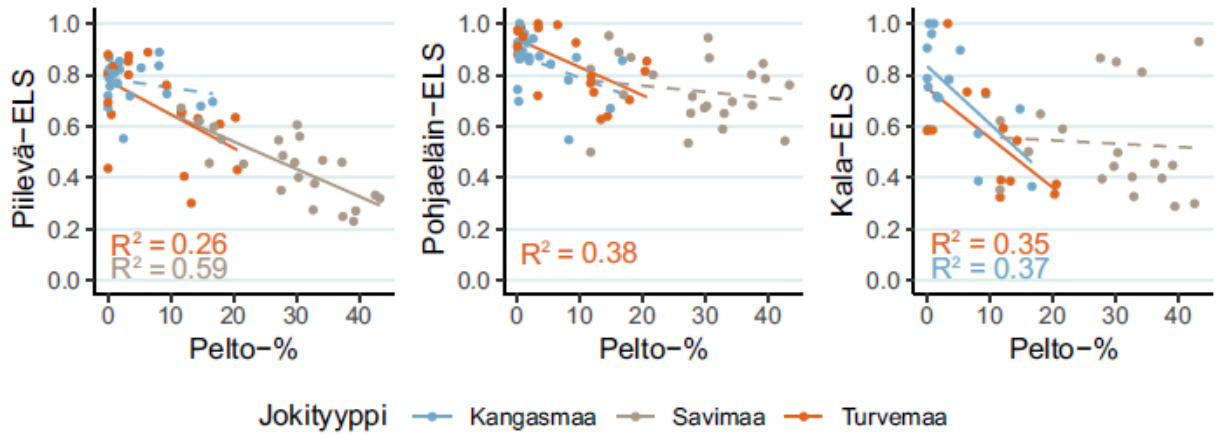
Kokonaistypen vaihtelua peltoprosentti selitti myös vahvasti: 74 % turvemaiilla, 89 % kangasmailla ja 26 % savimailla (**Kuva 13**). Minimi-pH:n vaihtelua peltoprosentti ei selittänyt tilastollisesti merkittävästi. Turvemaat olivat selkeästi happamimpia. Peltomaan osuuden vaikutus veden happamuuteen oli kuitenkin silmämääräisesti arvioituna turvemaiden ja savimaiden joissa päinvastainen; peltoprosentin noustessa turvemaiilla veden pH laski ja savimailla nousi.



**Kuva 13.** Kokonaisfosfori- ja kokonaistypipitoisuuksien ja minimi-pH:n riippuvuus yläpuolisen valuma-alueen peltoprosenttiin maatalouskohteiden ja vertailujokien joukossa. R<sup>2</sup> kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selitystasetta. Yhtenäiset regressiosuorat on esitetty tilastollisesti merkitseville (p<0,05) yhteyksille.

Jokikohteiden biologisten laatuarkintojen tila-arviot (ELS-arvot) korreloivat negatiivisesti peltoprosentin ja lähes kaikkien vedenlaatuominaisuuksien kanssa (**Kuva 12**). Korrelaatiot olivat voimakkaimpia piilevillä. Biologisten laatuarkintojen tilan vaihtelua selitti useimmissa lineaarisissa regressiomalleissa yläpuolisen valuma-alueen peltojen osuus (**Kuva 14**). Vasteet eivät juurikaan eronneet jokityyppien välillä. Yleisesti laatuarkintojen tila oli sitä heikompi, mitä suurempi osuus valuma-alueesta oli peltoja. Regressiomallien perusteella peltoprosentti selitti turvemaiden jokipaikoilla piilevien tilasta 26 %, pohjaeläinten tilasta 38 % ja kalojen tilasta 35 %. Kangasmaiden joissa peltoisuus selitti kalojen tila-arviota 37 %. Savimailla peltoprosentti selitti piilevien tilasta 59 %, mutta savimaiden jokien pohjaeläinten ja kalojen tila-arvioihin peltoprosentti ei ollut yhteydessä.

Mallien perusteella piilevien ja kalaston tila laski tilaluokasta *erinomainen* luokkaan *hyvä* jo hyvin alhaisella peltoisuudella ja tilaluokkaan *tyydyttävä* viimeistään silloin kun peltoisuus ylitti noin 10 % (piilevillä turvemaiilla 13 %, kaloilla turvemaiilla noin 8 % ja kangasmailla 10 %). Sekä piilevien että kalojen tila oli samalla peltoisuudella hieman heikompi turvemaiilla kuin kangasmailla. Savimailla piilevien tila-arviot käyttäytyivät peltoisuuden suhteen ennustettavasti, samalla lailla kuin kivennäismaiden arviot. Pohjaeläinten ja kalojen tilalla ei puolestaan savimailla ollut suhdetta peltoprosenttiin. Pohjaeläimistö tila heikkeni peltoprosentin vaikutuksesta vähemmän, heikentyen turvemaiilla tilaluokasta *erinomainen* luokkaan *hyvä*, kun peltoprosentti ylitti noin 13 %.



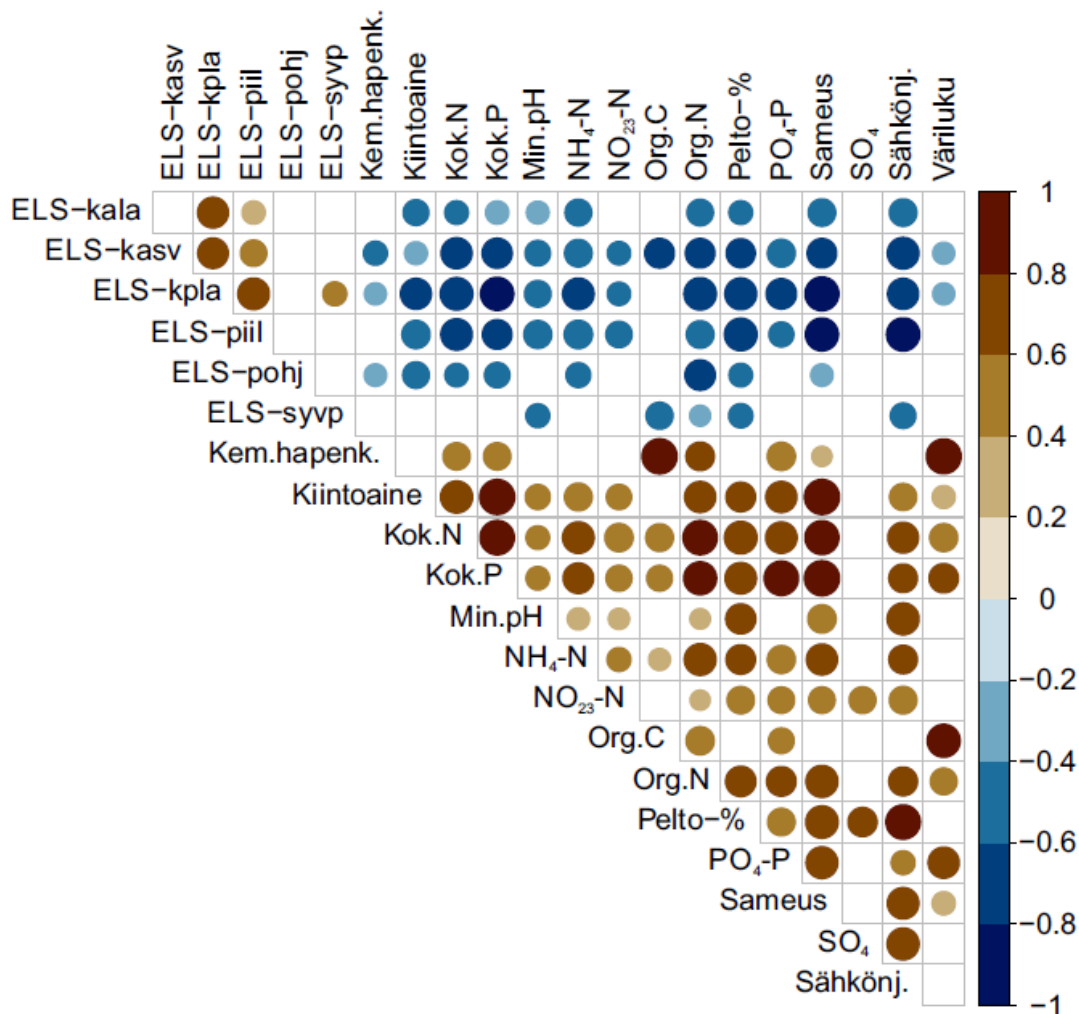
**Kuva 14.** Jokikohteiden biologisten laatutekijöiden keskimäärien tila-arvioiden (ELS) yhteys yläpuolisen valuma-alueen peltoprosenttiin maatalouskohteiden ja vertailujokien joukossa.  $R^2$  kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selityssastetta. Yhtenäiset regressiosuorat on piirretty tilastollisesti merkitseville yhteyksille.



Voimakkaasti maatalouden kuormittama Varsinais-Suomen Uskelanjoki. Kuva: Jaana Rääpysjärvi.

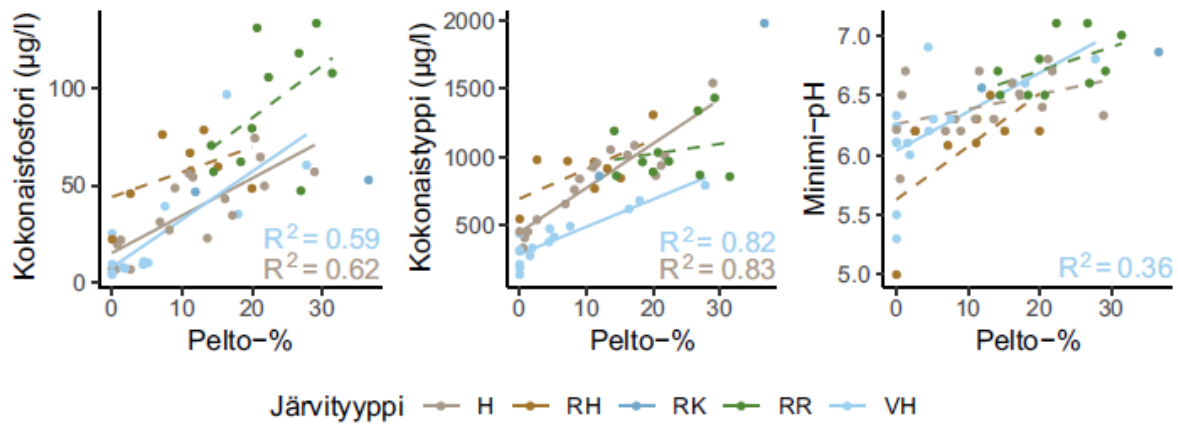
## 5.2 Järvet

Järviaineistossa useat ravinnemuuttujat, kiintoaine ja sulfaattipitoisuudet sekä sameus ja minimi-pH korreloivat voimakkaan positiivisesti valuma-alueen peltoprosentin kanssa; sähköjohtavuuden ja peltoprosentin positiivinen korrelaatio oli erittäin voimakas (**Kuva 15**). Kemiallinen hapenkulutus, orgaaninen kokonaishiili ja väriluku korreloivat keskenään hyvin voimakkaasti.



**Kuva 15.** Järvien pintanäytteistä analysoidujen vedenlaatuomuttujien, biologisten lautekijöiden tila-arvioiden (ELS) ja valuma-alueen peltoprosentin korrelaatiot välillä maatalouskohteiden ja vertailujärvien joukossa. Mitä isompi ympyrä ja tummempi väri, sitä suurempi korrelaatiokertoimen arvo. Vain tilastollisesti merkitsevät korrelaatioyhteydet ovat esitetty; tyhjät ruudut tarkoittavat, että muuttujapari välillä ei ole merkitsevää korrelaatiota.

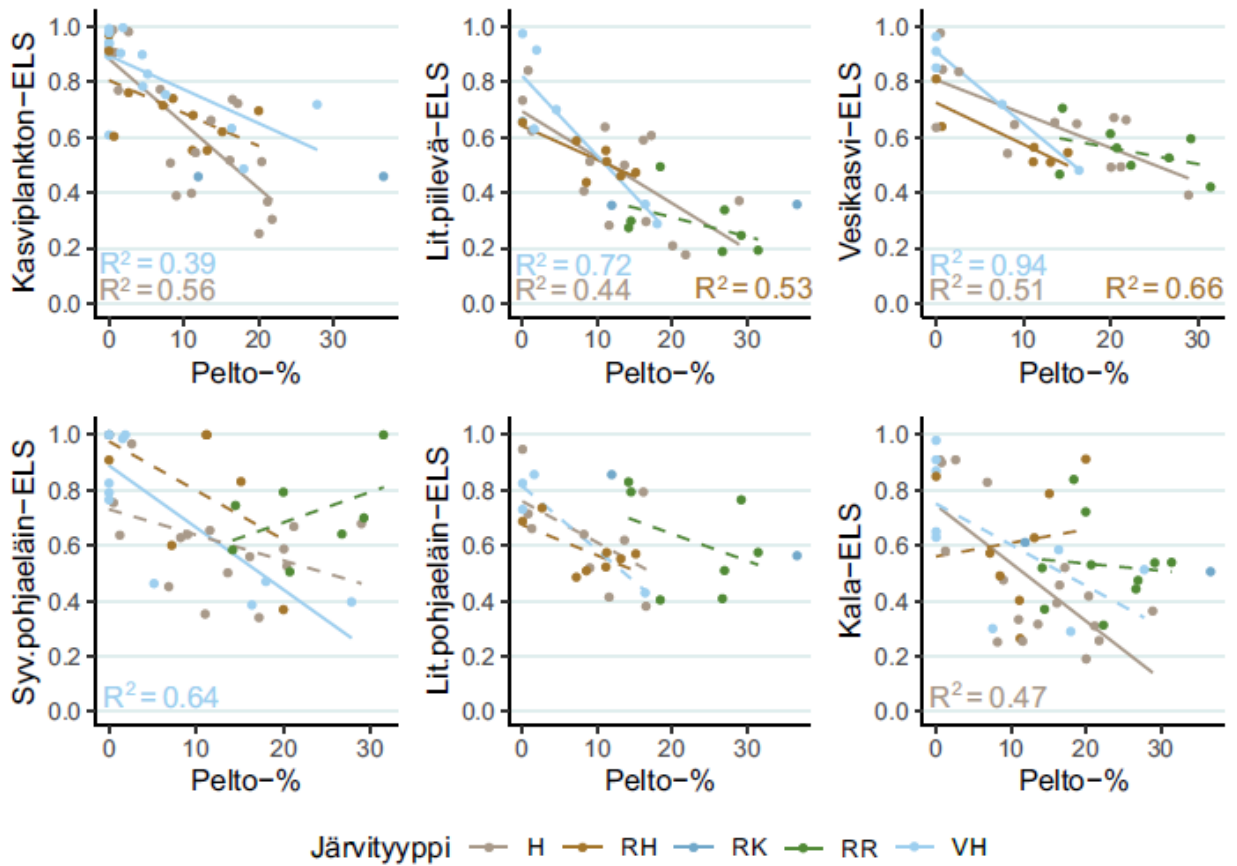
Lineaaristen regressiomallien perusteella valuma-alueen peltoprosentti selitti kokonaisfosforipitoisuuksien vaihtelusta vähähumuksissa järvissä 59 % ja humusjärvisissä 62 % (**Kuva 16**). Runsasravinteisissa ja runsashumuksisissa järvissä malli ei ollut tilastollisesti merkitsevää; runsaskalkkisille järville mallia ei voitu tehdä vähäisten havaintomäärien vuoksi. Kokonaistypen vaihtelua peltoprosentti selitti hieman enemmän: 82 % vähähumuksisissa järvissä ja 83 % humusjärvisissä. MinimipH:n vaihtelua peltoprosentti selitti 36 % vähähumuksisissa järvissä. Vaikka kaikki kokonaisravinnepitoisuuksia ja happamuutta selittävästä regressiomalleista eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, yleisesti voitiin havaita, että peltoprosentin noustessa myös ravinnepitoisuudet ja pH nousevat.



**Kuva 16.** Järvien kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksien ja minimi-pH:n yhteys valuma-alueen peltoprosenttiin peltoisuuteen maatalouskohteiden ja vertailujärvien joukossa.  $R^2$  kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selitysasetta. Yhtenäiset regressiosuorat on piirretty tilastollisesti merkitseville yhteyksille. H = humusinen, RH = runsashumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsasravinteinen, VH = vähähumuksinen.

Järvien biologisten laatutekijöiden tila-arviot korreloivat negatiivisesti peltoprosentin ja useimpien vedenlaatuuttujien kanssa (**Kuva 15**). Regressiomallien perusteella peltoprosentti selitti kasviplanktonin tilasta 56 % humusjärvillä ja 39 % vähähumuksisilla järvillä (**Kuva 17**). Peltojen osuus selitti piilevien tilasta 72 % vähähumuksisilla järvillä, 53 % runsashumuksisilla järvillä ja 44 % humusjärvillä. Peltoprosentti selitti peräti 94 % vesikasvien tilasta vähähumuksisilla järvillä, joskin havaintojen määrä oli pieni; runsashumuksisilla ja humusjärvillä mallin selitysasheet olivat 66 % ja 51 %. Peltomaan osuus valuma-alueesta selitti vähähumuksisilla järvillä 64 % syvänpohjaeläinten tilasta. Peltoprosentti selitti humusjärvillä 47 % kalojen tilasta. Muut lineaariset regressiomallit eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, vaikkakin valtaosassa tapauksista oli silmämääräisesti havaittavissa peltojen osuuden ja ekologisen tila-arvion välinen negatiivinen yhteys.

Mallien perusteella järvien biologiset laatutekijät olivat tilaluokassa *erinomainen* ainoastaan silloin kun peltoja oli vähän. Keskimäärin tila-arviot laskivat tilaluokasta *erinomainen* luokkaan *hyvä* viimeistään, kun peltoprosentti ylitti 5 %, ja edelleen tilaluokasta *hyvä* luokkaan *tydyttävä*, kun peltoisuus ylitti 10 %. Vasteet kuitenkin erosivat biologisten ryhmien ja järvityyppien välillä: esimerkiksi humusjärvissä piilevät olivat samalla peltoprosentilla selkeästi heikommassa tilassa kuin vesikasvit, ja vähähumuksisten järvien tila heikkeni peltoprosentin lisääntyessä enemmän kuin humusjärvien. Aineiston kaikkien luontaisesti runsasravinteisten järvien valuma-alueet ovat maatalouskäytössä eivätkä niiden mallit olleet merkitseviä. Niiden piilevien ja vesikasvien tila-arviot käyttäytyivät kuitenkin peltoisuuden suhteen ennustettavasti ja kuten humusjärvien arviot, kun taas pohjaeläinten tila-arviot olivat runsasravinteisilla järvillä jokseenkin korkeita.



**Kuva 17.** Järvikohteiden biologisten laatutekijöiden keskimääräisten tila-arvioiden (ELS) yhteys valuma-alueen peltoprosenttiin peltoisuuteen maatalouskohteiden ja vertailujärvien joukossa.  $R^2$  kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selitysstettä. Yhtenäiset regressiosuorat on piirretty tilastollisesti merkitseville yhteyksille. H = humuksinen, RH = runsashumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja. RR-järville ei ole kasviplanktonille vertailuarvoja eikä ELS-arvoja voitu laskea.

## 6 Metsätalouden vaikutukset

Metsätalousalueiden seurantakohteita luonnehtivat valuma-alueiden turvemaiden ojitukset ja metsien hakkuut. Ojitettujen turvemaiden osuus kaikista turvemaista selitti jokivesissä ravinteista vain kokonaistypen pitoisuuksia sekä veden värilukua, kemiallista hapenkulutusta ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuutta. Mitä suurempi osuus turvemaista oli ojitettu, sitä heikompi oli jokien vedenlaatu ja ekologinen tila. Järvillä metsätalouden vaikutukset eivät ilmenneet niin selvästi kuin joilla.

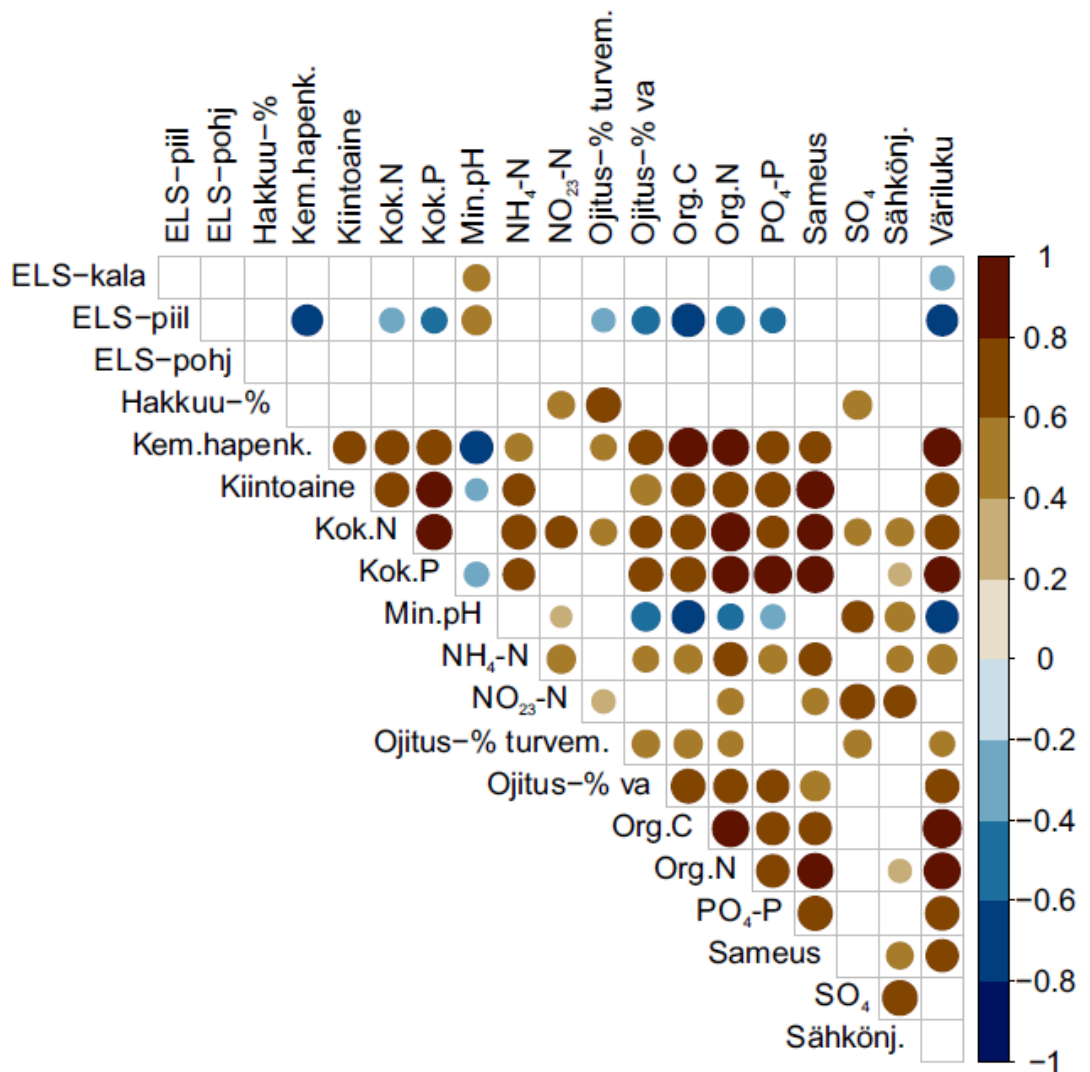
### 6.1 Joet

Metsätalous- ja vertailukohteiden joukossa kokonaisfosforin, kokonaistypen, fosfaattifosforin, orgaanisen typen, orgaanisen kokonaishiilen, kiintoaineen ja ammoniumtypen pitoisuudet, kemiallinen hapenkulutus, väri ja sameus korreloivat positiivisesti valuma-alueen ojitettujen turvemaiden osuuden (Ojitus-% va) kanssa (**Kuva 18**). Vastaavasti kokonaistypen, (nitriitti-)nitraattitypen, orgaanisen typen, orgaanisen kokonaishiilen sekä sulfaatin pitoisuudet, kemiallinen hapenkulutus sekä väriluku korreloivat positiivisesti turvemaiden ojitusosuuden (Ojitus-% turvem.) kanssa. GFC-aineistosta laskettu valuma-alueen metsien hakkuut korreloivat positiivisesti turvemaiden ojitusosuuden kanssa (ks. **Kuva 5**, kappale 2.3).

Yleisesti vedenlaatu muuttajat korreloivat positiivisesti keskenään. Minimi-pH korreloi negatiivisesti kiintoaineen, kokonaisfosforin, orgaanisen kokonaishiilen, orgaanisen typen ja fosfaattifosforin pitoisuuksien, kemiallisen hapenkulutuksen, väriluvun ja valuma-alueen ojitettujen turvemaiden osuuden kanssa.



*Metsäojitusten ja maatalouden kuormittama Pohjois-Pohjanmaan Muhosjoki. Kuva: Maria Rajakallio.*

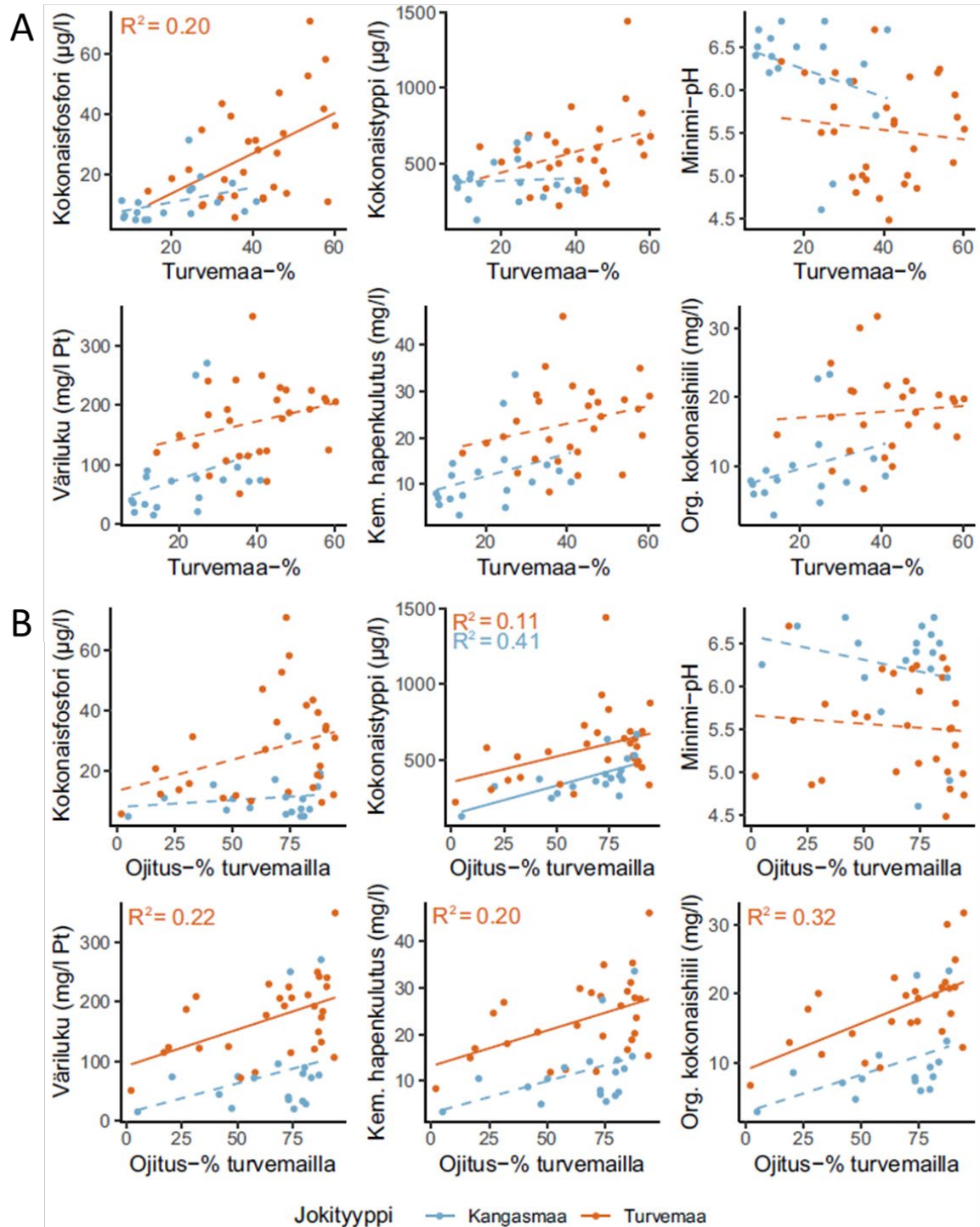


**Kuva 18.** Jokien vedenlaatuomuttujien, biologisten laatutekijöiden tila-arvioiden (ELS), turvemaiden ojitustilanteen (Ojitus-% turvem. = ojitettujen turvemaiden osuus valuma-alueen turvemaista, Ojitus-% va = ojitettujen turvemaiden osuus valuma-alueesta) ja valuma-alueen hakuuprosentin (Hakkuu-%) väliset keskinäiset korrelaatiot metsätalouskohteilla ja vertailukohteilla. Mitä isompi ympyrä ja tummempi väri, sitä suurempi korrelaatiokerroin. Vain tilastollisesti merkitsevät korrelaatioyhteydet ovat esitetty; tyhjät ruudut tarkoittavat, että muuttujaparin välillä ei ole merkitsevää korrelaatiota.

Metsätalouden vaikutuksien arvioimiseksi tarkasteltiin sekä kaikkien turvemaiden osuutta valuma-alueesta että ojitettujen turvemaiden osuutta kaikista turvemaista. Valuma-alueen turvemaavaltaisuus lisäsi kokonaisravinteiden määrää, alensi pH:ta ja lisää humuspitoisuutta, mikä näkyi etenkin tasoerona turvema- ja kivennäismaavaltaiten jokityyppien välillä (**Kuva 19 a**). Lineaarisissa jokityyppikohtaisissa regressiomalleissa valuma-alueen turvemaosuus selitti jokien kokonaisfosforin vaihtelusta turvemaiden jokivesissä edelleen 20 %, mutta ei muita vedenlaatuomuttujia, vaikkakin myös niissä ja kangasmaiden jokivesissä vastaavaa vaihtelua on nähtävissä (**Kuva 19 a**). Turvemaosuuden vaikutusta vedenlaatuun saattaa selittää osittain ojitukset, sillä valuma-alueen ojitusten osuus kasvaa valuma-alueen turvemaiden osuuden kasvaessa (ks. **Kuva 4**, kappale 2.3).

Ojituksen itsenäisen vaikutuksen arvioimiseksi tarkasteltiin turvemaiden ojitusten osuutta yhden ja usean selittävän muuttujan regressiomalleilla. Yhden selittävän muuttujan regressiomalleissa turvemaiden ojitusten osuus selitti kokonaistypen vaihtelua sekä turvemailla (11 %) että etenkin kangasmailla (41 %, **Kuva 19 b**), mutta ei kokonaisfosforipitoisuutta eikä minimi-pH:ta. Turvemaiden ojitusosuuden vaikutus humuspitoisuuteen oli selkeä turvemaiden jokivesissä: ojitusprosentti selitti veden väriiluvun

vaihtelusta 22 %, kemiallisen hapenkulutuksen vaihtelusta 20 % ja orgaanisen kokonaishiilen vaihtelusta 32 % (Kuva 19 b). Myös kangasmaiden jokivesissä oli silmämääräisesti havaittavissa samankaltaisia suhteita, mutta regressiomallit eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Molemmista jokityypeissä korkeimmat humuspitoisuudet olivat kohteilla, joiden turvemaista oli eniten (> 70 %) ojitettu.



**Kuva 19.** Jokien kokonaisfosfori- ja kokonaistyypipitoisuuksien, minimi-pH:n, väri-luvun, kemiallisen hapenkulutuksen ja orgaanisen kokonaishiilen keskiarvopitoisuuksien yhteys A) yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden osuuteen (Turvema-%) ja B) ojitusten osuuteen valuma-alueen turvemailla (Ojitus-% turvemailla) metsätalouskohteiden ja vertailupaikkojen joukossa.  $R^2$  kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selityssastetta. Yhtenäiset regressiosuorat on piirretty tilastollisesti merkitseville yhteyksille.



Turvemaiden ojitusosuuden merkitys vedenlaatuun ilmeni selkeimmin yksinkertaisten ja monimuuttujaregressiomallien vertailussa (**Taulukko 3**). Vahvimmat usean selittävän muuttujan mallit olivat lähes poikkeuksetta niitä, joissa vähän vedenlaadun vaihtelua selittäneen valuma-alueen turvemaaosuuden lisäksi selittäväksi muuttujaksi lisättiin turvemaiden ojitusosuus. Turvemaiden ojitusosuus kasvatti etenkin kokonaistyyppipitoisuuksien, väriarvojen, kemiallisen hapenkulutuksen ja orgaanisessa hiilen pitoisuuden vaihtelun selitettyä osuutta, yleensä kymmeniä prosenttiyksiköitä (**Taulukko 3**). Tilastollisten merkitsevyyksien ja selitysasteiden selkeä kasvaminen turvemaiden ojitusosuuden lisäämisen myötä viittaa siihen, että mitä enemmän valuma-alueen turvemaista on ojitettu, sitä suurempi (heikentävä) itsenäinen vaikutus sillä on vedenlaatuun. Myös kangasmaatyypin jokien vedenlaatuun niiden turvemaiden ojitusosuudella vaikutti olevan selkeä itsenäinen heikentävä vaikutus. Kangasmaatyypin jokien valuma-alueella on vähän turvemaita, mutta niistä valtaosa oli yleensä ojitettu (ks. Liite 2).

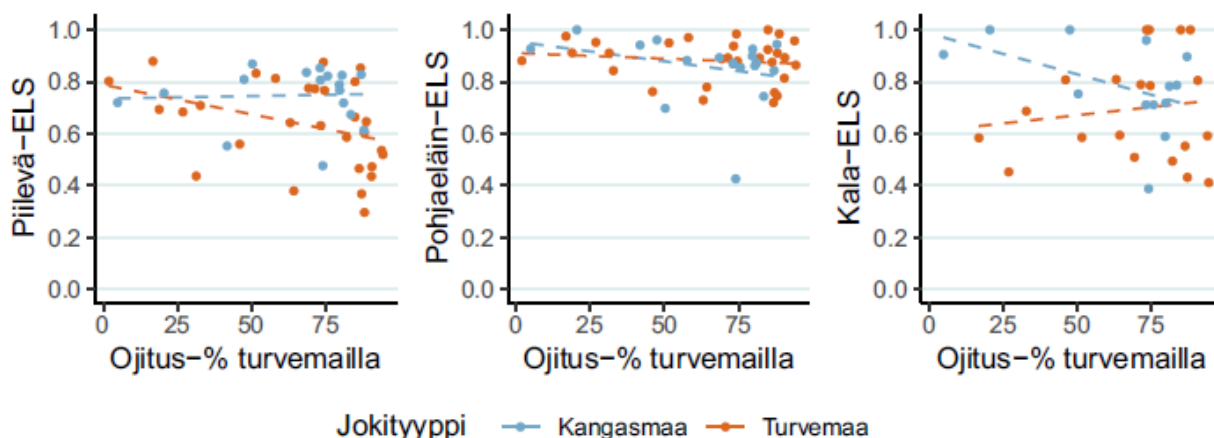
Kolmannen mallin, jossa myös hakkuuprosentti oli mukana, selitysaste oli yleensä samaa suuruusluokkaa. Koska valuma-alueen hakkuuprosentti korreloi voimakkaasti turvemaiden ojitusprosentin kanssa, ei ojitusten ja hakkuiden vaikutuksia pystytä tällä analyysillä erottamaan. Toisaalta vaikutuksiin voi osaltaan sisältää myös hakkuiden vaikutusta. Ainoastaan minimi-pH:n vaihtelu turve- ja kangasmaiden joissa ja kokonaisfosforin vaihtelu kangasmaiden joissa eivät selittyneet millään regressiomallilla.

**Taulukko 3** (sivut 39 ja 40). Vedenlaatumuuttujien yksinkertaisten ja monimuuttujaregressiomallien vertailu. Kullekin vedenlaatumuuttujalle rakennettiin yksinkertainen malli turvemaiden osuudella, johon sitten lisättiin selittäväksi muuttujaksi turvemaiden ojitusprosentti ja myös valuma-alueen hakkuuprosentti. Tarkastelussa ovat mukana metsätalouden kuormittamat joet ja vertailukohteet. Kustakin kolmesta regressiomallista paras on lihavoitu.

Aineisto	Vastemuuttuja	Regressiomallit	Sov. R <sup>2</sup>	p	AIC
Turvemaiden joet	Kok. P	Turvem-% va	0,20	0,008	242,56
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,41</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>234,75</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,39	0,002	236,73
	Kok. N	Turvem-% va	0,08	0,070	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,29</b>	<b>0,004</b>	<b>395,40</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,31	0,006	395,56
	Minimi-pH	Turvem-% va	0	0,567	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0	0,705	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0	0,467	
	Väri	Turvem-% va	0,05	0,139	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,38</b>	<b>0,001</b>	<b>315,08</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,36	0,003	317,07
	Kem.hapenk.	Turvem-% va	0,03	0,174	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,33</b>	<b>0,003</b>	<b>193,33</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,30	0,009	195,30
	Org. hiili	Turvem-% va	0	0,689	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,34</b>	<b>0,003</b>	<b>159,59</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,35	0,006	160,28

Aineisto	Vastemuuttuja	Regressiomallit	Sov. R2	p	AIC
Kangasmaiden joet	Kok. P	Turvem-% va	0,10	0,110	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0,15	0,111	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,11	0,219	
	Kok. N	Turvem-% va	0	0,802	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,49</b>	<b>0,003</b>	<b>220,20</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,50	0,005	220,61
	Minimi-pH	Turvem-% va	0,03	0,248	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0,09	0,194	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,03	0,346	
	Väri	Turvem-% va	0,06	0,177	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,24</b>	<b>0,048</b>	<b>204,32</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,21	0,099	
	Kem.hapenk.	Turvem-% va	0,06	0,169	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,37</b>	<b>0,012</b>	<b>120,72</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,34	0,031	122,36
	Org. hiili	Turvem-% va	0,04	0,225	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0,42</b>	<b>0,011</b>	<b>96,94</b>
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0,38	0,033	98,71

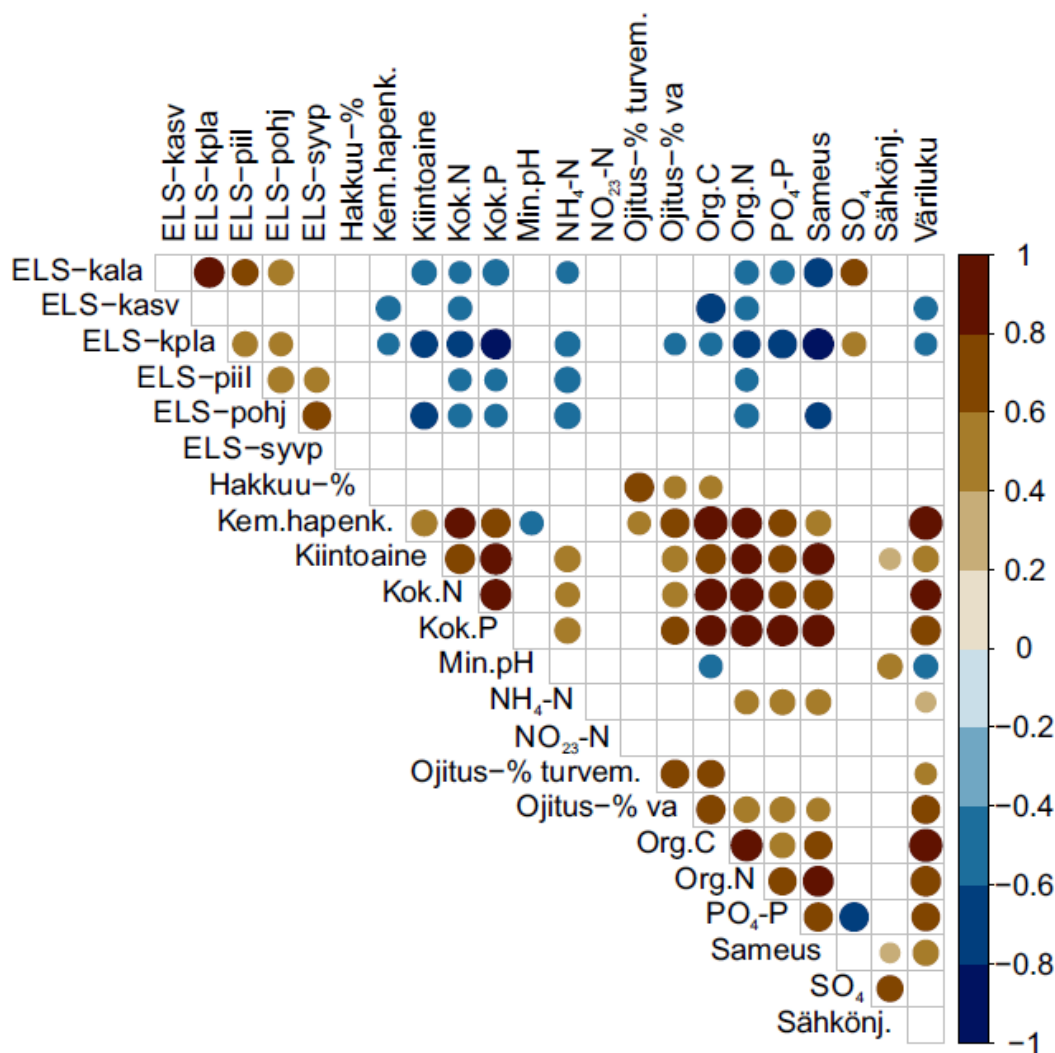
Jokien biologisista laatutekijöistä piilevien tila-arviot korreloivat negatiivisesti turvemaiden ojitusten ja usean vedenlaatuommuuttujan kanssa (**Kuva 18**). Ojitusosuus turvemaidella ei kuitenkaan lineaarisissa regressiomalleissa selittänyt piilevien, pohjaeläinten eikä kalojen tila-arvioita turvemaiden ja kangasmaiden joissa (**Kuva 20**). Turvemaiden jokien piilevien tilassa oli silmämääräisesti suhteellisen selkeä laskeva, ei-lineaarinen suhde ojitusosuuden kasvaessa. Kangasmaiden kalojen tilassa oli samankaltainen laskeva suhde. Turvemaiden jokityypeissä alhaisin piilevien ja kalojen tila oli pääsääntöisesti seuranta-kohteilla joiden turvemaista oli eniten (> 70 %) ojitettu. Yhden paikan kalastoa lukuun ottamatta kaikkien biologisten laatutekijöiden tila oli vähintään hyvä, jos turvemaista oli ojitettu < 25 %.



**Kuva 20.** Jokien biologisten laatutekijöiden keskimääräisten tila-arvioiden (ELS) yhteys turvemaiden ojitusprosenttiin (Ojitus-% turvemaidella) metsätaloustuotteen ja vertailujokien joukossa. Katkoviivoilla piirretyt lineaaristen regressiomallien sovitteet eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

## 6.2 Järvet

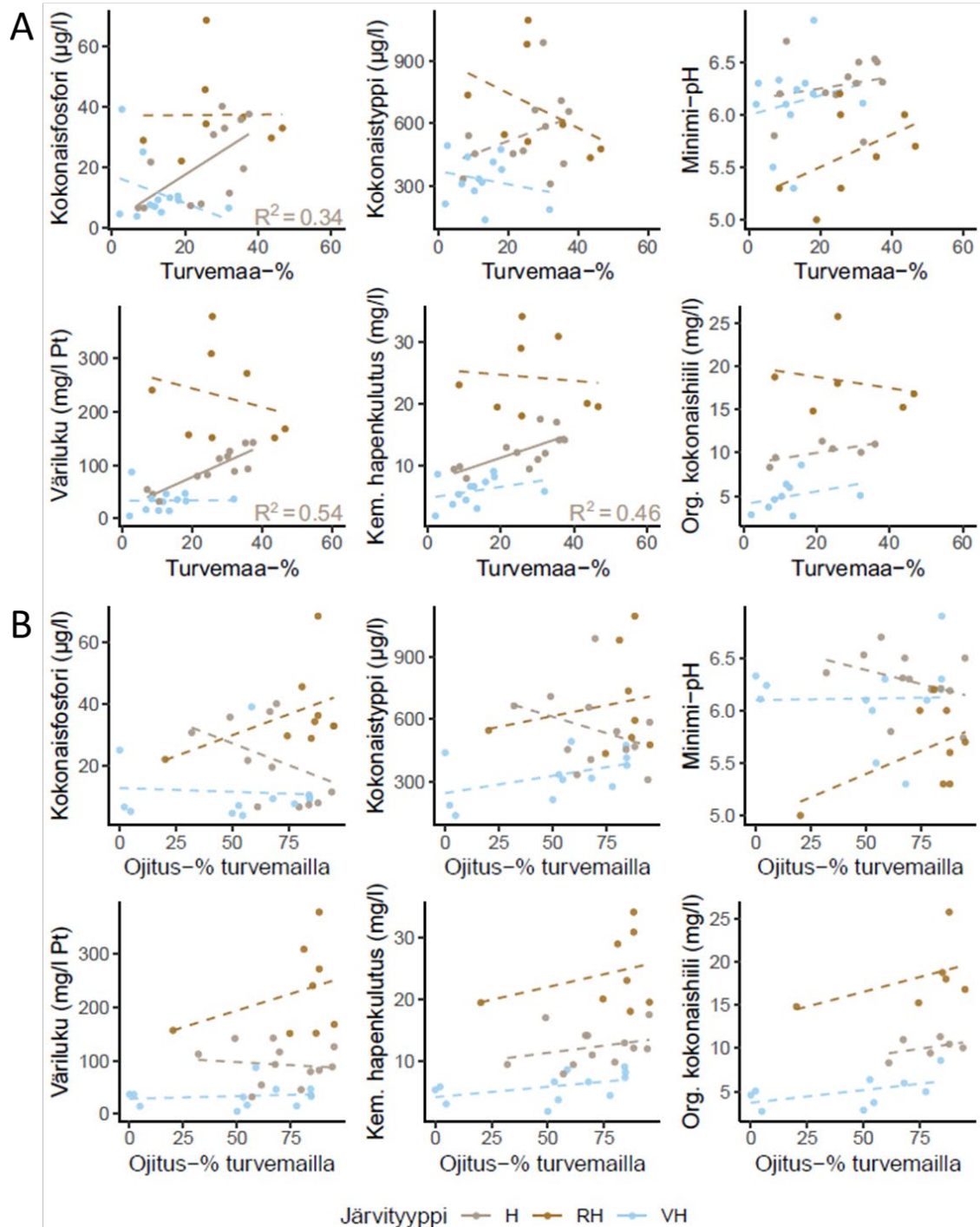
Järviaineistossa kokonaisravinteiden, orgaanisen typen, fosfaattifosforin, orgaanisen kokonaishiilen ja kiintoaineen pitoisuudet, kemiallinen hapenkulutus, sameus ja väriluku korreloivat valuma-alueen ojitettujen turvemaiden osuuden (Ojitus-% va) kanssa positiivisesti (**Kuva 21**). Jos tarkasteltiin ojitusprosenttia pelkästään turvemailla, (Ojitus-% turvem.) sen kanssa korreloivat positiivisesti kemiallinen hapenkulutus, orgaanisen kokonaishiilen pitoisuus ja väriluku. Kuten jokiaiaineistossa, metsien hakkuut korreloivat myös järviaineistossa turvemaiden ojitusosuuden kanssa. Minimi-pH oli negatiivisessa korrelaatioissa kemiallisen hapenkulutuksen, orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien ja väriluvun kanssa. Myös fosfaattifosfori- ja sulfaattipitoisuudet korreloivat negatiivisesti.



**Kuva 21.** Järvien pintanäytteistä analysoituja vedenlaatu- ja biologisten laatu- ja tila-arvioiden (ELS), turvemaiden ojitusosuuksien (Ojitus-% turvem. = ojitettujen turvemaiden osuus valuma-alueen turvemaista, Ojitus-% va = ojitettujen turvemaiden osuus valuma-alueesta) ja valuma-alueen hakkuusosuuden (Hakkuu-%) väliset keskinäiset korrelaatiot metsätalousohjeiden ja vertailujärvien joukossa. Mitä isompi ympyrä ja tummempi väri, sitä suurempi korrelaatiokertoimen arvo. Vain tilastollisesti merkitsevät korrelaatioyhteydet ovat esitetty; tyhjät ruudut tarkoittavat, että muuttujaparin välillä ei ole merkitsevää korrelaatiota.

Lineaaristen yhden selittävän muuttujan regressiomallien perusteella valuma-alueen turvemaanosuus selitti humusjärvillä 34 % kokonaisfosforin pitoisuuksien, 54 % väriluvun ja 46 % kemiallisen hapenkulutuksen vaihtelusta (**Kuva 22 a**). Muissa järviyhteisöissä ei ollut tilastollisesti merkitseviä lineaarisia

yhteyksiä. Ojitusosuus turvemailla ei selittänyt vedenlaatuomuuksia missään järvityypissä (**Kuva 22 b**). Aineisto ei mahdollista luotettavaa ojituksen itsenäistä osuuden arviointia, sillä järvityyppikohtaista vaihtelua on vähän: aineistossa lähes kaikkien humus- ja runsashumuksisten järvien valuma-alueiden turvemaista valtaosa on ojitettu (> 50 % turvemaista). Korkeimmat ravinne- ja humuspitoisuudet esiintyivät pääsääntöisesti järvissä, joiden turvemaista oli ojitettu eniten (> 60 %).

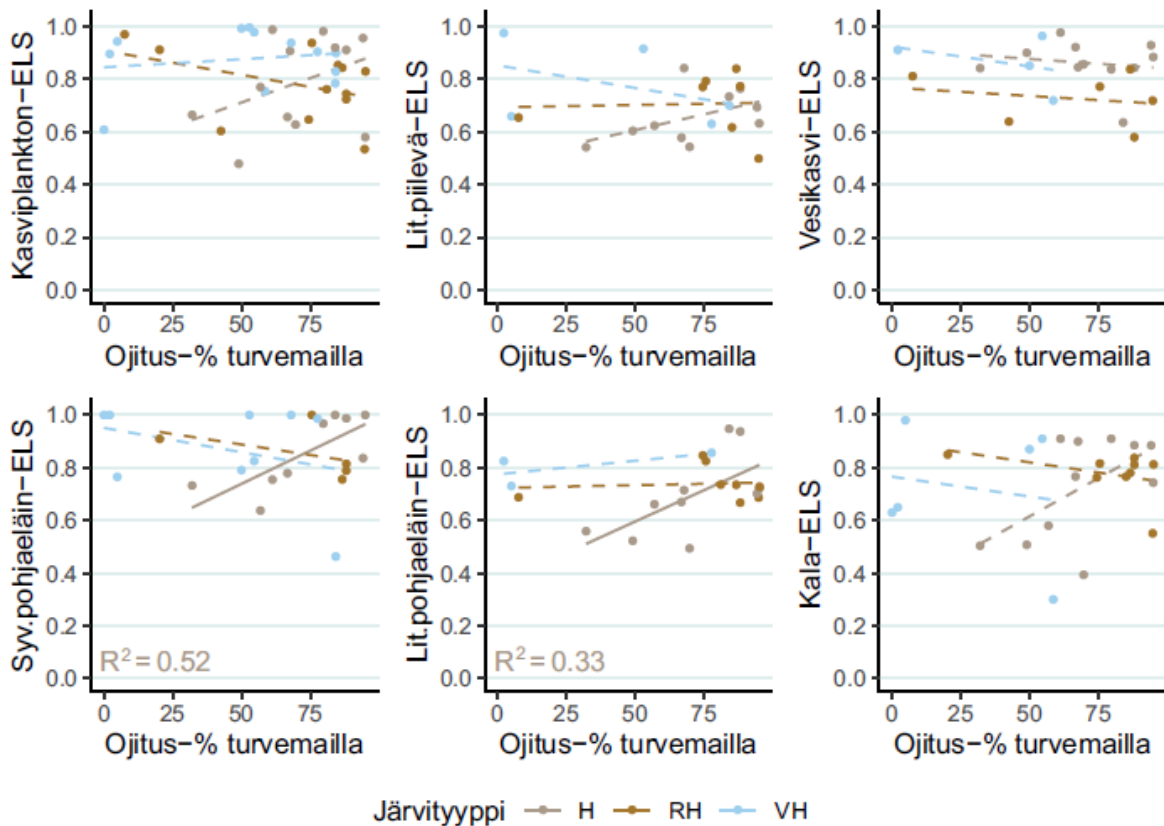


**Kuva 22.** Järvien kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksien, minimi-pH:n, väri-luvun, kemiallisen hapenkulutuksen ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien yhteys turvemaiden osuuteen valuma-alueilla (A) ja ojitusten osuuteen pelkästään turvemailla (B), metsätalouskohteiden ja vertailujärvien joukossa.  $R^2$  kuvastaa lineaarisen regressiomallin sovitettua selityssastetta. Yhtenäiset regressiosuorat on piirretty tilastollisesti merkitseville yhteyksille. H = humusinen, RH = runsashumuksinen, VH = vähähumuksinen.

Vaihtoehtoisten regressiomallien vertailun perusteella turvemaiden valuma-alueosuuden ja ojitusten turvemaosuuden sisältämät mallit selittivät 39 % kokonaisfosforin, 68 % värin ja 50 % kemiallisen hapenkulutuksen vaihtelusta humusjärvillä (Liite 3). Runsas- ja vähähumuksisten järvien joukoissa mallit eivät olleet merkitseviä. Erot selitysasteissa verrattuna vain turvemaosuuden sisältämään malliin ja kolmanteen myös hakkuun sisältämään malliin olivat verrattain pieniä.

Järvien biologisista laatutekijöistä vain kasviplanktonin ELS-arvot korreloivat negatiivisesti valuma-alueen ojitettujen turvemaiden osuuden kanssa (**Kuva 21**). Kasviplanktonin tila korreloi voimakkaammin myös useiden vedenlaatumuuttujien kanssa verrattuna muihin biologisiin laatutekijöihin. Biologisista laatutekijöistä kaikkien muiden paitsi syvänpohjaeläinten tila-arviot korreloivat negatiivisesti kokonaistypen ja orgaanisen typen pitoisuuksien kanssa. Negatiiviset korrelaatiot tila-arvioiden sekä kokonaisfosforin ja ammoniumtypen pitoisuuksien kanssa olivat myös yleisiä. Sameus korreloi hyvin voimakkaasti ja negatiivisesti kalojen, kasviplanktonin ja litoraalin pohjaeläinten tila-arvioiden kanssa. Syvänpohjaeläimet olivat ainoa ryhmä, jonka tila-arvio ei korreloinut minkään vedenlaatumuuttujan kanssa ja vesikasvit olivat ainoa ryhmä, jonka tila-arvio ei korreloinut minkään muun biologisen laatutekijän tila-arvion kanssa.

Turvemaiden ojitusosuus ei pääsääntöisesti selittänyt lineaarisissa regressiomalleissa biologisten laatutekijöiden tila-arvioiden vaihtelua (**Kuva 23**). Ainoastaan humusjärvien syvänpohja- ja litoraalin pohjaeläinten tila-arviot selittyivät 52- ja 33-prosenttisesti, joskin odotusten vastaisesti yhteys oli positiivinen, mikä osin voi selittyä alhaisella havaintojen määrällä. Kuten vedenlaadussa, myös tätä tarkastelua heikentää pieni havaintojen määrä. Biologisista laatutekijöistä kasviplanktonin, litoraalin piilevien ja vesikasvien tila oli selkeimmin alhaisin järvissä joiden turvemaista oli eniten (> 70 %) ojitettu. Toisaalta yhdenkään järven minkään biologisen laatutekijän tila ei ollut alle hyvän, jos turvemaista oli ojitettu < 25 %.



**Kuva 23.** Järvien biologisten laatutekijöiden keskimääräisten tila-arvioiden (ELS) yhteys järvien valuma-alueiden turvemaiden ojitusosuuksiin metsätalouskohteiden ja vertailujärvien joukossa. Katkoviivalla piirretyt regressiosuorat eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. H = humuksinen, RH = runsahumuksinen, VH = vähähumuksinen. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

## 7 Ajallinen vaihtelu

Seurantakohteiden ajallista kehitystä ja vaihtelua tarkasteltiin vuosittain seuratuilla intensiivikohteilla, jaksolla 2008–2020. Osassa kohteista tilassa oli silmämääräisesti havaittavissa tilan heikkenemistä tai tilan paranemista. Vajaassa puolessa maatalousalueiden jokikohteista oli havaittavissa tilan heikentymistä erityisesti piilevien suhteen. Yhtenevää ajallista muutosta parempaan tai huonompaan ekologiseen tilaan ei ollut havaittavissa.

### 7.1 Maatalousalueiden joet

Ekologista tilaa on seurattu vuosittain 16 maatalouden kuormittamalla jokikohteella, ns. *intensiivikohteilla*. 12–13 vuoden aineiston havaintojen määrä ei vielä mahdollista ajallisten trendien tilastollisen merkitsevyyden testaamista. Keskimääräistä tasoa kuvaavan loess-käyrän perusteella biologisten laatu-tekijöiden ja kokonaisfosforin tila-arviot pysyivät valtaosassa kohteista samalla tasolla, vaikkakin vuosien välistä vaihtelua oli erityisesti biologisten laatu-tekijöiden osalta verrattain paljon (**Kuva 24**). Vajaassa puolessa paikoista oli silmämääräisesti havaittavissa tilan heikentymistä, erityisesti piilevissä.

Esimerkiksi Pirkanmaan Punkalaitumenjoella (piilevät), Varsinais-Suomen Yläneenjoella (piilevät, pohjaeläimet, kokonaisfosfori), Kaakkois-Suomen Onkamaanjoella (piilevät), Pohjois-Savon Korpjoella (piilevät ja pohjaeläimet) ja Koskenjoella (piilevät) sekä Pohjois-Pohjanmaan Luohuanjoella (piilevät) havaittiin laatu-tekijöiden tilan heikentymistä yhden tai kahden tilaluokan verran (**Kuva 24**).

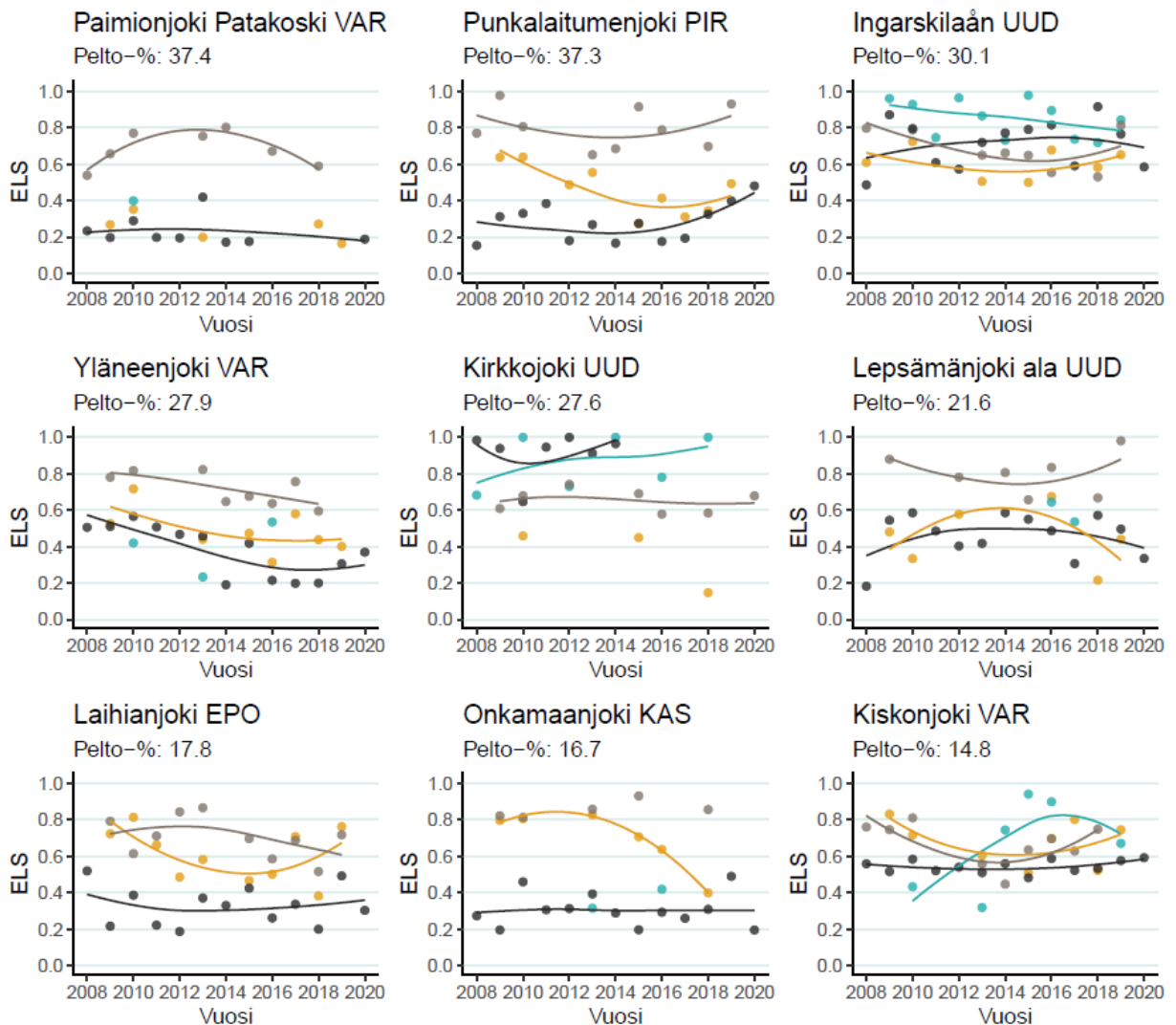
Yleisesti heikoimmalla tasolla kokonaisfosforin suhteen olivat Maalahdenjoki ja Kruunupyynjoki, joissa kokonaisfosfori on ollut *huonossa* ja *välttävässä* tilassa (**Kuva 24**). Maalahdenjoen piilevät olivat tilaluokassa *välttävä* tasaisesti koko kolmentoista vuoden tarkastelujakson. Kalojen tila oli pysynyt *tyydyttävän* ja *välttävän* tilan välillä, mutta pohjaeläinten tila vaikuttaa kohentuneen *tyydyttävästä* *hyvään* ja viimeisimpänä havaintovuonna 2019 jopa *erinomaisen* puolelle.



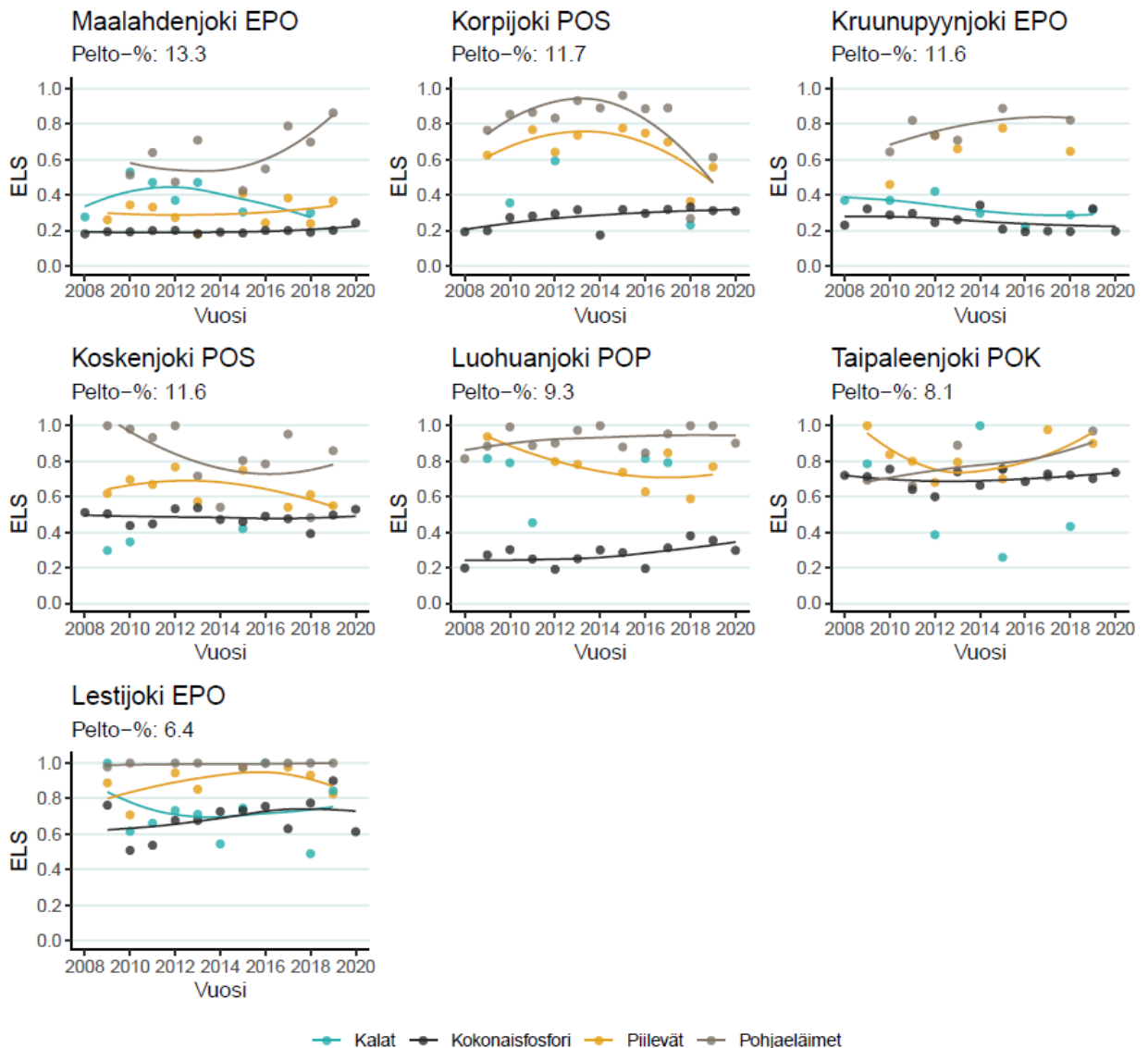
Lehmiä Pohjois-Pohjanmaan Muhosjoen rannassa. Kuva: Maria Rajakallio.

Punkalaitumenjoella piilevien tila heikentyi tarkastelujaksolla kahden tilaluokan verran *hyvästä välttävään*, matalimpien ELS-arvojen sijoittuessa tarkastelukauden loppupuolelle (**Kuva 24**). Viimeisenä havaintovuotena 2019 piilevien tila-arvio oli kuitenkin luokassa *tyydyttävä*; tulevien vuosien havainnot näyttävät, onko piilevien tilan lasku todella taittunut Punkalaitumenjoella. Piilevien tilan kohe-neminen Punkalaitumenjoella saattaa kertoa viime vuosien kokonaisfosforipitoisuuden tason selkeästä alenemisesta: kokonaisfosforin tilaluokka on viimeisen viiden vuoden aikana parantunut *huonosta tyydyttävään*.

Pohjois-Savon Korpjoella piilevien ja pohjaeläinten ELS-arvot olivat suunnilleen samalla tasolla koko tarkastelukauden, mutta vuonna 2018 molempien biologisten laatutekijöiden ELS-arvot laskivat dramaattisesti *hyvästä ja erinomaisesta* tilasta *välttävään* (**Kuva 24**). Kalojen ELS-arvo oli samana vuonna alimmillaan. Vuoden 2018 heinä–syyskuu oli hyvin kuiva jakso Korpjoen alueella: mittapa-dolla havaittiin miltei kahden kuukauden nollavirtaamajakso. Kesän kuivuus onkin todennäköinen pää-syy vuoden 2018 poikkeuksellisen matalille tila-arvioille Korpjoella. Vuonna 2019 piilevien ja pohja-eläinten tila-arviot olivat kohonneet, mutta olivat edelleen tilaluokkien *hyvä* ja *tyydyttävä* rajalla. Myös kesällä 2019 oli kuivuusjakso joka selittää alhaista tilaa. Varsinais-Suomen Kiskonjoella kalojen tila-arvio vaihteli tarkastelukaudella huomattavasti, tilaluokkien *välttävä* ja *erinomainen* välillä; yleinen ke-hityssuunta tarkastelukaudella oli kuitenkin positiivinen.



**Kuva 24.** Kuva jatkuu seuraavalla sivulla.



**Kuva 24** (sivut 45 ja 46). Jokien biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen vaihtelu jaksolla 2008–2020, intensiiviseuratuilla maatalouskohteilla. Kohteet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen peltojen osuuden mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät (liikkuva regressio), jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa. Käyrät eivät kerro ELS-arvojen ja ajan yhteyden tilastollisesta merkitsevyydestä. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

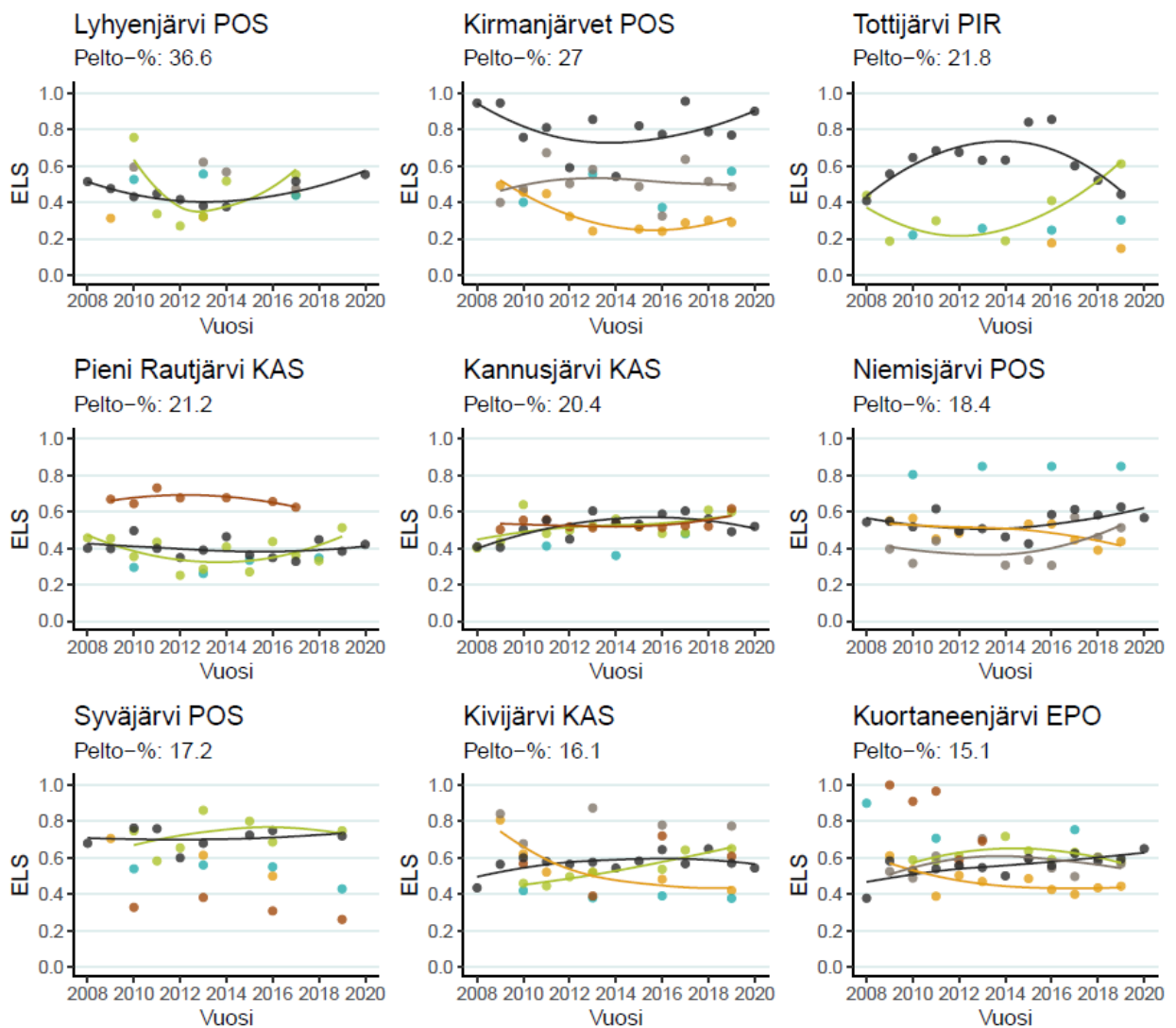
## 7.2 Maatalousalueiden järvet

Maatalousalueilla ekologista tilaa on seurattu vuosittain 17 intensiivijärvellä. Biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin tilassa ei näkynyt yleistä muutostrendiä (**Kuva 25**). Litoraalin piilevien tilassa oli useilla järvillä havaittavissa heikentymistä, esimerkiksi noin yhden tilaluokan verran Pohjois-Savon Kirmanjärvillä ja Uudenmaan Hiidenvedellä, ja kahden tilaluokan verran Kaakkois-Suomen Kivijärvellä. Kirmanjärvillä kokonaisfosforin tilan heikentyminen tarkastelukauden alkupuolella selittänee ainakin osittain piilevien tilan laskua. Pohjois-Savon Haapajärvellä kalojen ELS-arvoissa oli isoja eroja vuosien välillä; viimeisen tila-arvio vuodelta 2018 oli heikoin kaikista.

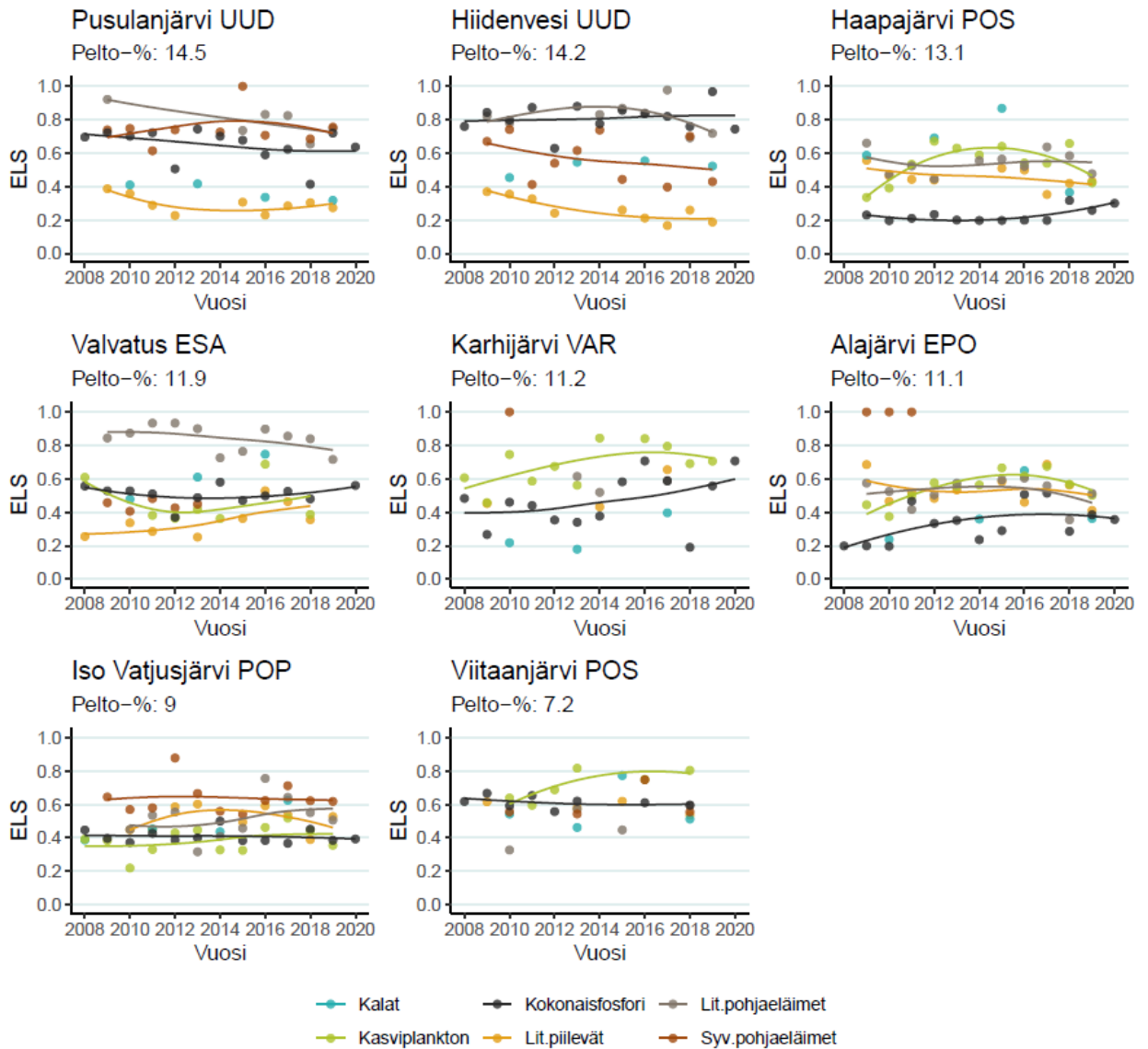


Kasviplanktonin tila parani silmämääräisesti noin yhden tilaluokan Kivijärvellä, Satakunnan Karhijärvellä (Varsinais-Suomen ELY-keskuksen ympäristövastualue) ja Pohjois-Savon Viitaanjärvellä sekä jopa kahden tilaluokan verran Pirkanmaan Tottijärvellä (**Kuva 25**). Karhijärvellä kokonaisfosforin tila oli samaan aikaan pääsääntöisesti kohentunut; positiiviset muutokset selittynevät Karhijärven Parhaaksi ry:n tekemillä kunnostustoimenpiteillä kuten hoitokalastuksella. Tottijärvellä kokonaisfosforin pitoisuudet vähenivät jokseenkin yhdenmukaisesti aikavälillä 2008–2016 *tydyttävän* ja *välttävän* tilaluokan rajalta *erinomaiseen*, mutta viimeisenä kolmena havaintovuonna kokonaisfosforin tila on laskenut vuoden 2008 tasolle.

Laatutekijöiden välillä oli selkeitä tasoeroja samoissa järvissä, kuten Uudenmaan Hiidenvedellä, jossa piilevät olivat pääasiassa *välttävässä* tilassa, syvännepohjaeläimet ja kalat *tydyttävässä*, ja litoraalien pohjaeläimet ja kokonaisfosfori *hyvässä-erinomaisessa* tilassa (**Kuva 25**). Toisaalta Kaakkois-Suomen Kannusjärvellä kasviplankton, syvännepohjaeläimet ja kokonaisfosfori sijoituivat kaikki keskimäärin *tydyttävään* tilaan.



**Kuva 25.** Kuva jatkuu seuraavalla sivulla.



**Kuva 25** (sivut 47 ja 48). Järvien biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen vaihtelu jaksolla 2008–2020, intensiiviseuratuilla maatalouskohteilla. Järvet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen peltojen osuuden mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät (liikkuva regressio), jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa. Käyrät eivät kerro ELS-arvojen ja ajan yhteyden tilastollisesta merkitsevyydestä. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.



Pohjois-Karjalan Haapajoki. Kuva: Jaana Rääpysjärvi.

### 7.3 Metsätalousalueiden joet

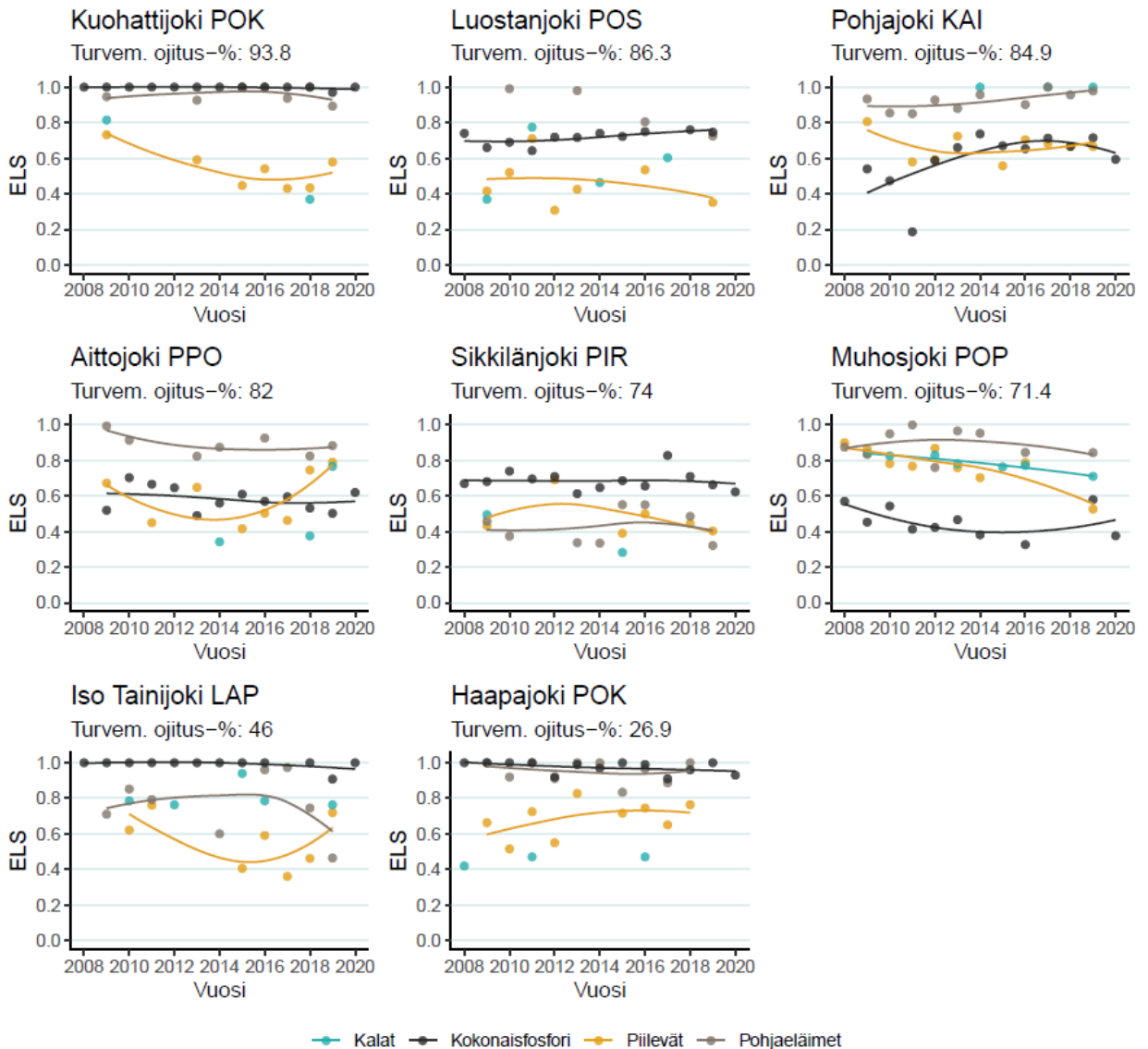
Ekologista tilaa on seurattu lähes vuosittain yhdeksällä metsätalouden kuormittamalla *intensiivijokikohteilla*. Biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvoissa esiintyi vuosien välistä vaihtelua, mutta yleistä muutossuuntaa ei ollut havaittavissa (**Kuva 26**).

Pohjois-Karjalan Kuohattijoella piilevien ELS-arvoissa tapahtui yhdenmukainen, yhden tilaluokan aleneminen *hyvästä tyydyttävään* (**Kuva 26**). Myös kalaston tila-arvio vuonna 2018 oli selkeästi alempi kuin ensimmäisenä seurantavuonna 2009.

Pohjois-Pohjanmaan Muhosjoella piilevien tila laski kaksi tilaluokkaa *erinomaisesta tyydyttävään* ja kalaston tila-arvio *erinomaisesta hyvään*, joskin viimeisiltä vuosilta havaintoja on harvakseltaan, sillä kohde on R3-seurannassa (**Kuva 26**). Muhosjoen kokonaisfosforin tila-arvio heikkeni suhteellisen tasaisesti vuoden 2008 *tydyttävästä* vuoden 2016 *välttävään*, jonka jälkeen se parani yhdeksi vuodeksi (2019) *hyvän* ja *tydyttävän* luokan rajalle. Kuitenkin vuonna 2020 tila-arvio heikkeni jälleen tilaluokan, *välttävään* tilaan. Muhosjoen piilevien ja kalojen tilan heikkeneminen on jokseenkin yhdenmukainen kokonaisfosforin tilan heikkenemisen kanssa.

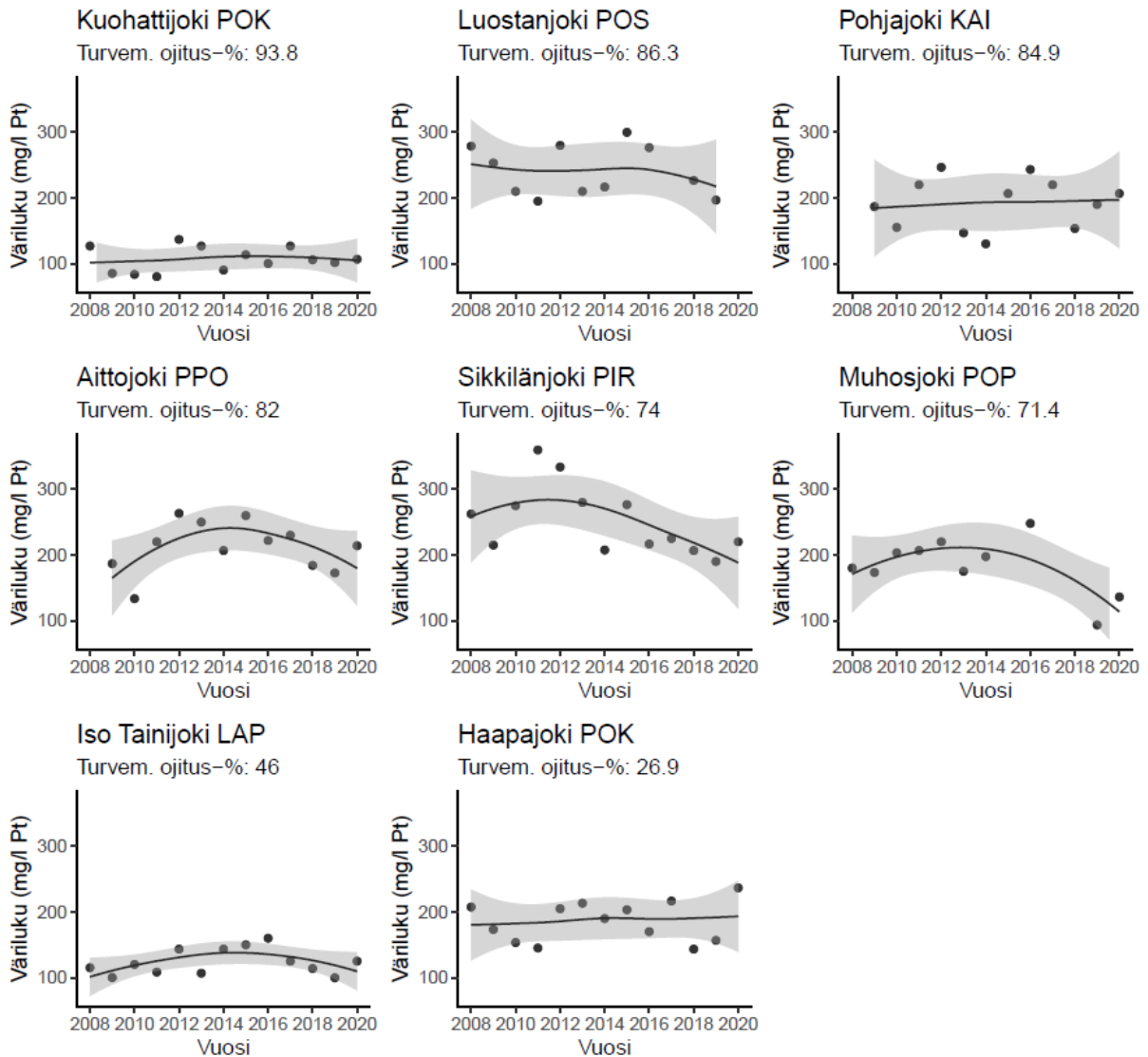
Pohjaeläinten ELS-arvot pysyivät verrattain vakaina Pohjois-Pohjanmaan Aittojoella, Muhosjoella, Kuohattijoella, Kainuun Pohjajoella ja Pohjois-Karjalan Haapajoella (**Kuva 26**). Vuosien välinen vaihtelu oli pohjaeläinten tilassa poikkeuksellisen suurta Lapin Iso Tainijoella, jossa tila vaihteli *erinomaisen* ja *tydyttävän* välillä.

Kokonaisfosforin tila-arviot pysyivät vakaina Kuohattijoella, Pohjois-Savon Luostanjoella, Iso Tainijoella ja Haapajoella (**Kuva 26**). Pohjajoella kokonaisfosforin tilassa oli tapahtunut silmämääräistä paranemista tarkastelukauden aikana (**Kuva 26**). Aittojoella piilevien tilassa oli ensin lievä laskeva trendi, mutta viimeisten kahden havaintovuoden tilaluokitukset olivat *hyvän* ja *erinomaisen* rajalla. Myös Iso Tainijoella piilevien tila heikkeni seurantajaksolla, mutta viimeisin arvio oli tilaluokassa *hyvä*. Haapajoella piilevien tilassa oli tarkastelukauden alkupuolella yhden tai kahden tilaluokan välistä vaihtelua, mutta viimeisenä neljänä havaintovuotena arvio oli vakiintunut tilaluokkaan *hyvä*.



**Kuva 26.** Jokien biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen ajallinen vaihtelu jaksolla 2008–2020, intensiiviseuratuilla metsätalouskohteilla. Joet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden ojitusprosentin mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät (liikkuva regressio), jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa. Käyrät eivät kerro ELS-arvojen ja ajan yhteyden tilastollisesta merkitsevyydestä. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

Metsätalouden kuormittamien jokien väriarvossa ei ollut yhdenmukaista muutosta tarkastelujaksolla (**Kuva 27**). Kuohattijoella, Luostanjoella, Pohjajoella ja Haapajoella veden värissä oli verrattain paljon vuosien välistä vaihtelua, eikä selviä ajallisia trendejä ollut havaittavissa. Aittojoella, Muhosjoella ja Iso Tainijoella korkeimmat väriluvun havainnot olivat tarkastelukauden keskivaiheilla. Sikkilänjoen veden väri kirkastui tarkastelukauden aikana noin 300:sta 200:aan mg/l Pt.



**Kuva 27.** Veden väriarvojen vuosikeskiarvojen vaihtelu 2008–2020 metsätalouden kuormittamilla jokikohteilla, ns. intensiivikohteilla. Joet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden ojitusprosentin mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät (liikkuva regressio), jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa. Käyrät eivät kerro väriluvun ja ajan yhteyden tilastollisesta merkittävästä. Harmaa alue kuvastaa keskivirhettä. Kuvassa ovat mukana biologisen seurannan intensiivikohteet.

## 7.4 Metsätalousalueiden järvet

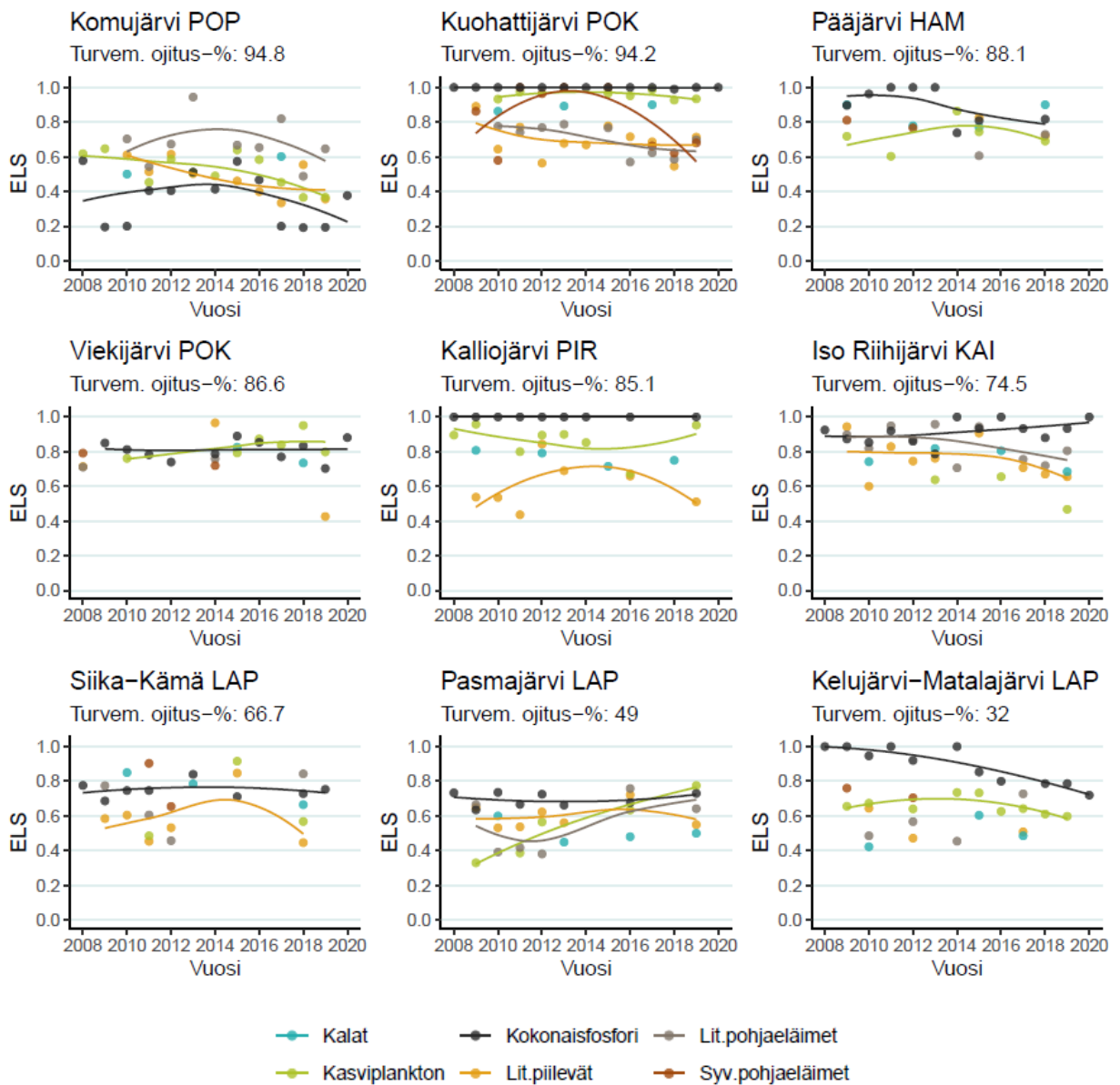
Ekologista tilaa on seurattu lähes vuosittain yhdeksällä metsätalouden kuormittamalla *intensiivijärvellä*. Myöskään järvien biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin tilassa ei näkynyt yhdenmukaisia ajallisia muutostrendejä tarkastelukauden aikana, joskin vuosien välistä vaihtelua oli osassa järviä paljon (**Kuva 28**).

Pohjois-Pohjanmaan Komujärven tila heikkeni useiden laatutekijöiden (litoraalin pohjaeläimet ja piilevät, kasviplankton sekä kokonaisfosfori) perusteella tarkastelukauden loppua kohden (**Kuva 28**). Pohjois-Karjalan Kuohattijärvellä litoraalin pohjaeläinten tila heikentyi tarkastelukauden aikana noin yhden tilaluokan *hyvän* ja *erinomaisen* tilan rajalta *tydyttävän* ja *hyvän* tilan rajalle. Kuohattijärven syvänpohjaeläimet olivat tarkastelukauden alkupuoliskolla keskimäärin paremmassa tilassa kuin jälkipuoliskolla, joskin havaintovuosissa oli aukkoja.

Pirkanmaan Kalliojärvellä piilevien tila-arvio parani alkukauden *tydyttävästä* jopa *erinomaiseen* tilaluokkaan asti, mutta heikkeni tarkastelukauden loppua kohden takaisin *tydyttävään* tilaan (**Kuva 28**). Kainuun Iso Riihijärvellä piilevien tila heikkeni kolmen viimeisen havaintovuoden aikana *erinomaisesta hyvään* tilaan ja myös kasviplanktonin tila-arvio heikkeni *hyvästä tydyttävään*. Lapissa Siika-Kämällä piilevien tila oli pysynyt verrattain vakaana yleensä *tydyttävän* tilaluokan rajojen sisällä, mutta vuonna 2015 tila-arvio oli *erinomaisen* tasolla; sama toistui myös kasviplanktonilla, joskin havainnot olivat vain harvakseltaan.

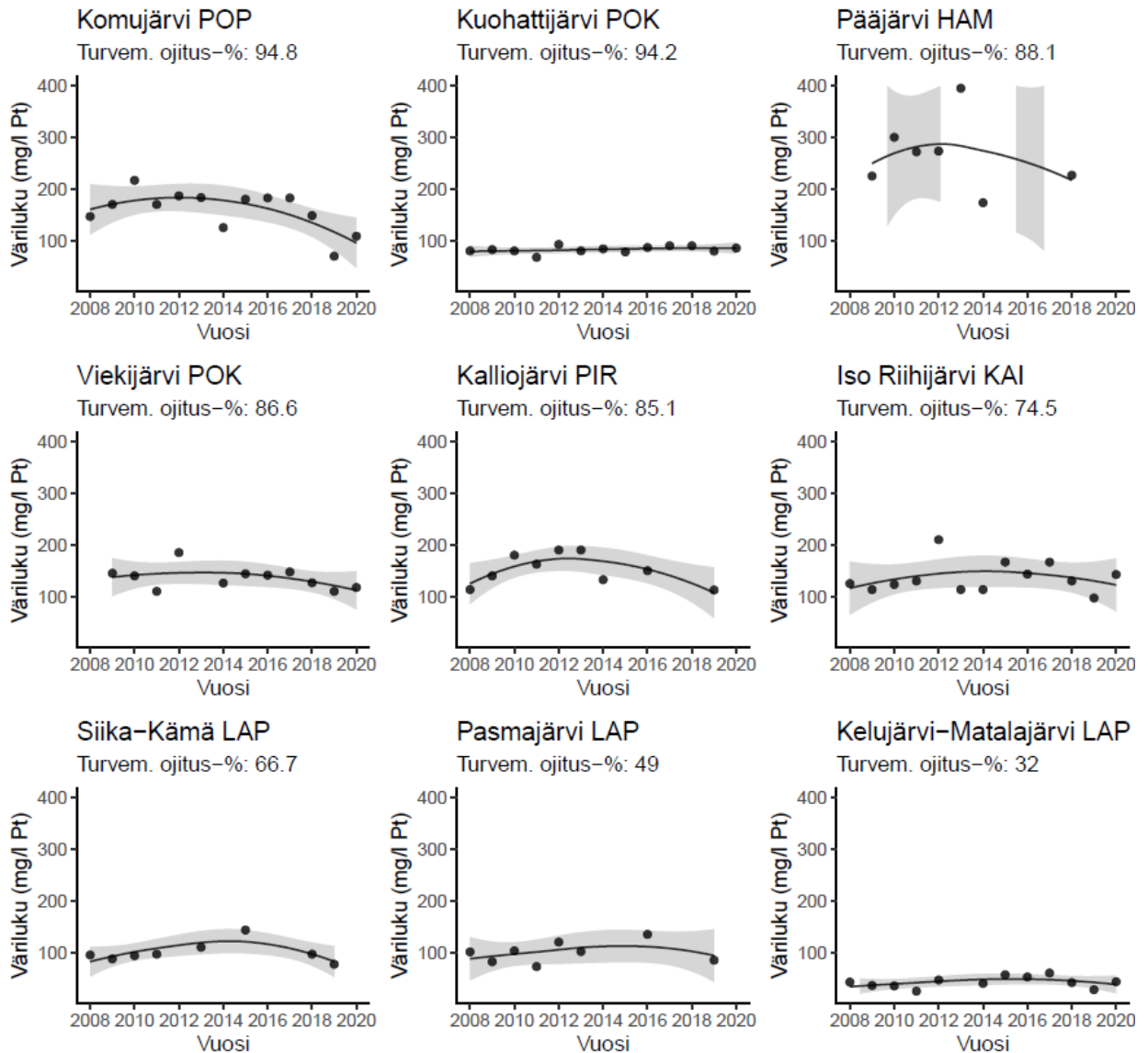
Hämeen Pääjärvellä kokonaisfosforin tila-arvio heikkeni noin yhden tilaluokan verran tarkastelukaudella; selkein lasku tapahtui vuosien 2013 ja 2014 välillä (**Kuva 28**). Lapin Kelujärvi-Matalajärvellä kokonaisfosforin tila laski tarkastelukaudella verrattain yhdenmukaisesti noin 1,5 tilaluokkaa *erinomaisen* ylärajalta luokan *hyvä* puoliväliin.

Lapin Pasmajärvessä kasviplanktonin tilassa tapahtui tarkastelukauden aikana selkeä paraneminen *välttävästä hyvään* tilaluokkaan; myös litoraalin pohjaeläinten tila kohosi tarkastelukauden aikana takaisin *hyvään* tilaan, josta se oli ensimmäisen havaintovuoden jälkeen tippunut *välttävän* ja *tydyttävän* luokan rajalle (**Kuva 28**).



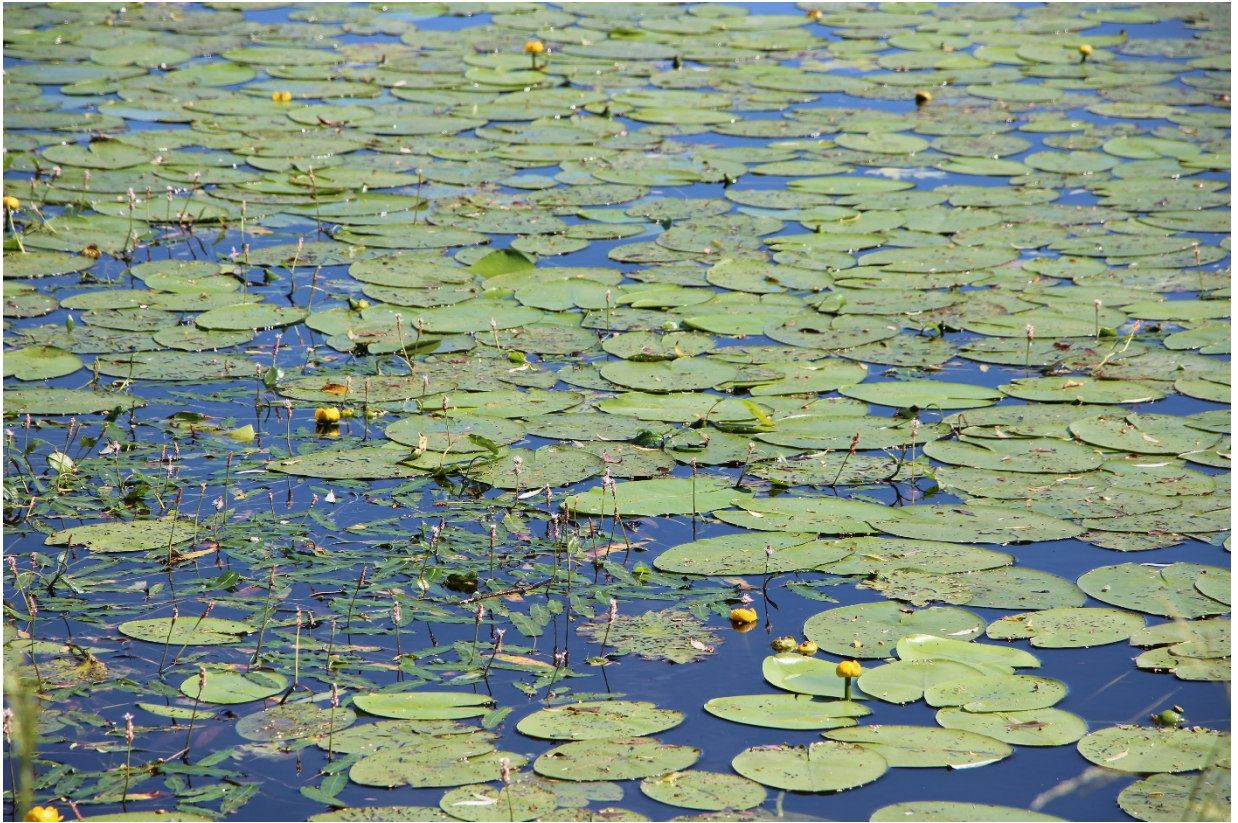
**Kuva 28.** Metsätalouden kuormittamien järvien vedenlaadun ELS-arvojen ajallinen vaihtelu 2008–2019. Järvet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden ojitusprosentin mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät, jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa, mutta ne eivät kerro ELS-arvojen ja ajan yhteyden tilastollisesta merkitsevyydestä. Vaakaviivat kuvaavat tilaluokkarajoja.

Metsätalouskohteiden järvien väriarvojen vuosikeskiarvot säilyivät useimmassa kohteessa suhteellisen vakaina läpi vuosien (**Kuva 29**). Erityisesti Kuohattijärvellä ja Kelujärvi-Matalajärvellä vuosien välinen vaihtelu oli hyvin pientä. Komujärvellä väriluvussa vaikuttaisi olevan laskeva suuntaus ja vesi on ollut kirkkaimmillaan kahtena viimeisenä havaintovuotena. Kalliojärvellä väriluku oli hienoisesti nousut vuosien 2008 ja 2013 välillä, mutta sen jälkeen osoittanut laskemisen merkkejä.



**Kuva 29.** Järvien pintanäytteiden väriluvun vuosikeskiarvojen vaihtelu 2008–2020 metsätalouden kuormittamilla intensiivikohteilla. Järvet on järjestetty yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden ojitusprosentin mukaan. Kuviin on piirretty arvojen keskimääräistä tasoa kuvaavat Loess-käyrät, jotka auttavat ajallisen muutoksen hahmottamisessa, mutta ne eivät kerro ELS-arvojen ja ajan yhteyden tilastollisesta merkitsevyydestä. Harmaa alue kuvastaa keskivirhettä. Kuvassa ovat mukana biologisen seurannan intensiivikohteet.





*Ylemmässä kuvassa vesikasvillisuutta järvellä. Kuva: Marja Lindholm. Alemmassa kuvassa rehevöityneen järven nuottasaalista. Kuva: Jukka Ruuhijärvi.*

## 8 Tulosten tarkastelu

Jokien ja järvien ekologinen tila oli selkeästi sidoksissa sekä maatalouden että metsätalouden maankäytön määrään. Maatalousalueiden vesistöt olivat heikommassa tilassa kuin metsätalousalueiden. Seurantajakson 2008–2020 aikana ei ollut havaittavissa yhdenmukaista vesien tilan heikkenemistä tai paranemista. Tulosten perusteella vesiensuojelutoimia tulisi edelleen tehostaa ja kohdentaa paremmin, jotta vaikutukset näkyisivät ekologisen tilan paranemisena.

Työssä tarkasteltiin maa- ja metsätalouden hajakuormituksen valtakunnallisen vesistövaikutusten seurannan vuosien 2008–2020 tuloksia yli sadasta MaaMet-seurantaverkon joki- ja järvi-kohteesta. Kokonaisuudessaan tarkastelussa oli mukana 158 joki- ja järvi-kohteita, kun vertailukohteet lasketaan mukaan. Työn pääpaino oli vedenlaadun ja biologisten laatu-tekijöiden tilan, tila-arvioiden ja maankäytön välisten yhteyksien ja ajallisen vaihtelun tarkastelussa. Tilan arviointi perustui vesienhoidon kolmannella suunnittelukierroksella käytettäviin vertailuoloihin ja tilaluokkakriteereihin.

Jokien ja järvien vedenlaatu ja ekologinen tila olivat vahvasti sidoksissa valuma-alueiden maankäyttömuotoihin ja niiden osuuteen valuma-alueella. Jokien tila oli vahvemmin yhteydessä maankäyttöön kuin järvien. Veden fysikaalis-kemiallisten muuttujien pitoisuudet olivat suurimmat maatalouden kuormittamilla paikoilla, seuraavaksi suurimmat metsätalouden kuormittamilla paikoilla, ja matalimmat vertailukohteilla. Nämä tulokset maankäytön yhteydestä vesien tilaan ovat sinänsä odotettuja ja linjassa aiempien tutkimustulosten kanssa (esim. Ekholm & Mitikka 2006; Aroviita ym. 2014; Räike ym. 2020; Holopainen & Lehikoinen 2022). Vesienhoidon kannalta tuloksissa näkyy selkeästi, kuinka maatalouden ja metsätalouden maankäytön hajakuormitus aiheuttaa valtakunnallisesti edelleen merkittävän riskin sille, että hyvän ekologisen tilan ympäristötavoitetta ei saavuteta.

### 8.1 Maatalouden kuormittamien vesien tila

Suomen liittyttyä Euroopan Unioniin vuonna 1995 maatalouden ravinnekuormitusta on pyritty vähentämään erityisesti nitraattidirektiivin (EEC 1991), maatalouden ympäristöohjelman (EEC 1992) ja vesipuitteidirektiivin toimeenpanon avulla (Ekholm ja Mitikka 2006). Maatalouden ravinnekuormitus ei näistä toimenpiteistä huolimatta lähtenyt selvään laskuun, vaan osassa vesistöistä ravinnekuormitus jopa kasvoi (Vuoristo ym. 2002; Räike ym. 2003; Ekholm ym. 2004; Granlund ym. 2004). Vuoteen 2006 asti ulottuvassa tarkastelussa havaittiin laskevia trendejä maatalouden kokonaisfosforikuormituksessa, lukuun ottamatta Saaristomereen virtaavia jokia (Ekholm ym. 2015). Kokonaistyyppikuormitus on puolestaan edelleen kasvanut, erityisesti Perämereen virtaavissa turvemaavaltaisten valuma-alueiden joissa (Ekholm ym. 2015; Räike ym. 2020). 2000-luvulla lisääntynyt turvepeltojen raivaus ja käyttö lannanlevitykseen on voinut alueellisesti lisätä kuormitusta. Pistekuormituksen vähenemisen takia Suomen merialueille tuleva fosfori- ja typpikuormitus ovat olleet laskussa, mutta uudet ennusteet osoittavat, että haja-kuormitus yhdessä ilmastonmuutoksen kanssa kasvattanevat tulevien vuosikymmenien aikana mereen päätyvää fosforikuormitusta (Fleming ym. 2021).

Tuoreet selvitykset maatalouden ympäristötoimenpiteiden vaikuttavuudesta viittaavat siihen, että toimenpiteet ovat hiljalleen alkaneet tehostaa ja vähentää maatalouden vesistökuormitusta (Yli-Viikari 2019; Hyvönen ym. 2020). Toisaalta Saaristomereen ja Merenkurkkuun virtaavissa joissa ei ole ollut havaittavissa merkkejä maatalouden vesistökuormituksen vähenemisestä (Hyvönen ym. 2020). Haasteita aiheuttavat myös kasvussa olevat nitraattipitoisuudet pintavesissä (Mitikka ym. 2017).

MaaMet-seurannan tuloksissa näkyi selkeästi valuma-alueen peltojen osuuden vahva ennustettava vaikutus jokien ja järvien tilaan: ravinnepitoisuudet olivat sitä korkeammat ja kaikkien biologisten laatu-tekijöiden tila sitä heikompi mitä suurempi osuus valuma-alueesta oli peltoja. Maatalouden hajakuormituksen negatiiviset vaikutukset vesistöjen ekologiseen tilaan ymmärretään nykyään varsin hyvin

(Rask ym. 2010; Sutela & Vehanen 2010; Aroviita ym. 2014; Alahuhta & Aroviita 2016; Turunen ym. 2016). Merkittävin vaikutus on vesistöjen rehevöityminen, joka ilmenee ekosysteemin toimintahäiriöinä ja epätasapainotiloina, esimerkiksi särkikalavaltaistumisena, runsaina sinileväkukintoina ja happikatoina. Erityisesti järvillä rehevöityminen voi olla itseään ruokkiva kehä. Kun ympäröivän valuma-alueen ravinnekuormitus on jatkunut riittävän kauan, järvien pohjista vapautuu ravinteita sisäisen kuormituksen muodossa – tällaista rehevöitymiskehitystä on vaikeaa, ellei jopa mahdotonta peruuttaa (Søndergaard ym. 2003; Håkanson 2004; Niemistö 2008).

Myös jokivesissä hajakuormitus muuttaa pohjaeläimistöä, kalastoa ja päällykslevästöä (Turunen ym. 2016). Esimerkiksi Pohjois- ja Keski-Suomen turvemaavaltaiten alueiden jokivesissä kivisimppujen, kirjoeväsimppujen, mutujen ja taimenten määrän on havaittu vähenevän maatalousvaltaisuuksien kasvaessa (Sutela & Vehanen 2010). Rehevissä jokivesissä ei yleensä kuitenkaan happikatoa tapahdu etenkin seurannan koskipaikoilla, joilla veteen liukenee happea ilmasta (Sutela ym. 2010). Rehevyyden aiheuttamat mahdolliset matalammat happipitoisuudet ja niihin liittyvät ongelmat esim. jokien suvannoissa eivät tällaisessa aineistossa nouse esiin. Jokien vesikasvillisuuden seuranta keskittyy myös suvantojaksoihin ja sen avulla voidaan jatkossa laajemmin seurata hajakuormitettujen jokivesistöjen tilaa.



*Vesikasvien kartoituksella saadaan tietoa myös jokien suvannoista (Pohjois-Savon Korpijoki).  
Kuva: Jukka Aroviita.*

Maatalouden vaikutus vesien matalimpiin happamuusarvoihin, nk. happamuuspiikkeihin, voi vaihdella erityyppisten vesimuodostumien välillä. Maatalouskuormitteisissa turvemaiden jokivesissä minimi-pH näytti laskevan valuma-alueen peltoprosentin noustessa, päinvastoin kuin muissa jokityypeissä ja järvissä (vrt. **Kuvat** 13 ja 16). Turvemaiden maatalousvaltaisilla alueilla saattaakin turvepeltojen

kuivatus osaltaan selittää veden happamuutta. Happamilla sulfaattimaille tehdyt maanpinnan muokkaukset, kuten peltojen kuivatusojien kaivaminen, voi aiheuttaa happamuuspiikkejä, jotka yhdessä korkeiden metallipitoisuuksien, esimerkiksi alumiinin, kanssa voivat aiheuttaa kalakuolemia ja kokonaan kalattomien virtavesijaksojen yleistymistä (Sutela ym. 2010). Ilmastonmuutos aiheuttaa omat haasteensa happamille sulfaattimaille, missä pitkien kuivien kausien aikana pohjavedenpinta voi laskea hyvin alas, jolloin maaperässä olevat sulfaatit hapettuvat. Runsaiden sateiden myötä nouseva pohjaveden pinta reagoi hapettuneen maa-aineksen kanssa, ja ojien, purojen ja jokien vesi muuttuu hetkellisesti hyvin happamaksi.

## 8.2 Metsätalouden kuormittamien vesien tila

Metsätalouskohteilla hajakuormituksen vaikutukset näkyivät erityisesti vedenlaadussa humuksen (orgaaninen hiili, kemiallinen hapenkulutus, väriluku) määrän lisääntymisenä jokivesissä ja järvissä. Eniten ojitettujen turvemaiden valuma-alueiden jokivedet olivat tummavetisimpiä ja runsasravinteisimpia. Tulokset ovat samansuuntaisia Niemisen ym. (2017) ja Finérin ym. (2020, 2021) viime vuosina raporttoimien tulosten kanssa. Turvemaiden ojitusosuudella oli itsenäinen, turvemaavaltaisuudesta riippumaton vaikutus vedenlaatuun. Väriluvun, kemiallisen hapenkulutuksen ja orgaanisen hiilen pitoisuudet kasvoivat jokivesissä systemaattisesti turvemaiden ojitusten osuuden kasvaessa. Humuksen määrä vaikuttanut olevalle kohonnut jo jokikohteilla, joiden yläpuolisen valuma-alueen turvemaiden ojitusosuus oli Suomen mittakaavassa suhteellinen alhainen, noin 20–40 %. Vaikka kangasmaiden jokityyppien valuma-alueilla on vähemmän turvemaita (aineistossa yleensä < 30 %), myös niiden joukossa vesien typpi- ja humuspitoisuudet lisääntyivät turvemaiden ojitusosuuden kasvaessa.

Vesistöt ovat tummuneet laajasti koko pohjoisella pallonpuoliskolla (Monteith ym. 2007; Filella & Rodríguez-Murillo 2014). Humuksen huuhtoutumista vesistöihin ovat todennäköisesti lisänneet happaman laskeuman väheneminen ja etenkin ilmastonmuutoksen aiheuttamat lisääntyneet virtaamat sateisuuden kasvun myötä (de Wit ym. 2016) ja tummumista on havaittu myös luonnontilaisissa vesistöissä (Leppistö ym. 2021). Seurantajaksolla 2008–2020, joka on sinänsä lyhyt tummumistrendien havaitsemiseen, ei MaaMet-kohteilla havaittu lisätumumista. Suomen Itämereen laskevien suurten jokien hiilen määrä on eniten lisääntynyt voimakkaimmin ojitetuilla turvemaavaltaisilla alueilla (Asmala ym. 2019). Metsätalouden maankäytön merkitys on osoittautunut merkittäväksi tummumiseen vaikuttavaksi tekijäksi Suomessa (Nieminen ym. 2017; Finér ym. 2021) ja Ruotsissa (Kritzberg ym. 2017). Myös metsien puuston rakenteen muutosten kuten puuston määrän ja kuusen lisääntymisen on havaittu lisäävän tummumista ja raudan huuhtoumaa (Škerlep ym. 2020; Škerlep 2021).

Todennäköisesti ojitukset ja ilmastonmuutoksen vaikutukset vahvistavat toistensa vaikutusta. Viimeaikaisten havaintojen perusteella turvemaiden ojituksilla voi olla pitkäaikaisia vaikutuksia ravinteiden ja humusaineiden huuhtoutumiseen (Mattsson ym. 2006; Nieminen ym. 2017; Marttila ym. 2018; Finér ym. 2021). Todennäköinen mekanismi ojituksen aiheuttamaan lisäkuormitukseen on kuivuvan turpeen hajoaminen, joka vapauttaa ravinteita ja hiiltä valumavesiin (Nieminen 2017, 2020). Toisaalta MaaMet-seurantakohteilla oli viimeisen 20 vuoden aikana toteutettu eniten hakkuita (GFC-aineisto) valuma-alueilla, joiden turvemaita oli ojitettu eniten: haihduttavan puuston hakkuut ja maanmuokkaukset ovat saattaneet lisätä humusaineiden huuhtoutumista ja pitoisuuksia vesistöissä. Koska valuma-alueen hakkuiden määrä korreloi vahvasti turvemaiden ojitusprosentin kanssa, ei hakkuiden vaikutusta pystytä tällä aineistolla erottamaan ojituksen vaikutuksesta.

Jokien biologisten laatutekijöiden tilalla ei ollut selkeätä lineaarista yhteyttä turvemaiden ojitusten määrään, mutta erityisesti turvemaiden jokien piilevien ja kangasmaiden jokien kalaston tila oli heikentynein voimakkaimmin ojitetuilla alueilla. Piilevät mikroskooppisina eliöinä reagoinevat maankäytön vesistökuormitukseen herkemmin kuin isommat vesieliöt (esim. Hering ym. 2006). Vesistöjen tummuminen vaikuttaa valaistusolosuhteisiin kytkeytyneisiin ravintoverkkoprosesseihin ja voi vähentää kalojen tiheyksiä (Kritzberg ym. 2020). Metsätalouden vaikutukset näkyvät voimakkaimmin pienissä

virtavesissä, missä hakkuut voivat lisätä ojitusalueiden pohjaeläimistön lajikatoa ja näin heikentävät niiden ekologista tilaa (Aroviita ym. 2021; Rajakallio ym. 2021). Erityisesti sedimentaatiolle herkän pohjaeläinlajiston on havaittu taantuneen ojitetujen metsätalousalueiden virtavesissä. Myös taimen on taantunut ojitusalueiden puroissa (Sutela ym. 2021). Tuoreiden valtakunnallisten arvioiden mukaan virtavesien luonnontila on laaja-alaisesti heikentynyt ojitusten ja uomien suoristamisen takia ([www.syke.fi/hankkeet/Purohelmi](http://www.syke.fi/hankkeet/Purohelmi)).

Metsätalousalueiden järviaineistossa tummavetisimmät järvet ja korkeimmat ravinnepitoisuudet olivat eniten ojitetuilla alueilla. MaaMet-seurantajärvien biologisen tilan arvioilla ei ollut kuitenkaan systemaattista suhdetta turvemaiden ojitusosuuteen. Useat biologisen tilan indikaattorit on kehitetty indikoimaan erityisesti rehevöitymiskehitystä, jolloin indeksiarvot eivät välttämättä kuvasta biologisissa laatutekijöissä tapahtunutta humus- ja kiintoaineiden aiheuttamaa muutosta. Tummuminen ja ravinnekuormituksen nousu voivat olla erityisesti ulapan tuottajatasen kasviplanktonille haitallista (Taipale ym. 2016). Ravinnekuormitus heikentää tilaa lisäämällä leväbiomassaa (klorofylli-*a* ja kokonaisbiomassa) ja mahdollisesti myös sinilevien runsastumista, joskin vesien tummumisen saattaa vähentää sinibakteerien esiintymistä (Lepistö ym. 1994). Tummumisen ja orgaanisen typen pitoisuuksien kasvu ovat merkittäviä tekijöitä tuottajatasen eliöiden kuten kasviplanktonin ja litoraalien piilevien aineenvaihdunnan ja selviytymisen kannalta. Metsätalouden ravinne- ja kiintoainekuormitus kasvattaa vastaanottavan vesistön rehevöitymisriskiä ja haitallisten sinileväkukintojen todennäköisyyttä (Kreutzweiser ym. 2008; Conley ym. 2009). Tummuminen saattaa vähentää myös pohjaeläinten runsautta pienissä metsäjärvisissä (Arzel et al. 2020), jolla yhdessä habitaattien tilan heikkenemisen kanssa voi olla vaikutuksia koko järven ravintoverkkoon vesilintuihin saakka (Holopainen & Lehikoinen 2022).

### 8.3 Hajakuormitettujen vesistöjen tilan kehitys

Seurantaverkon kohteiden ekologisessa tilassa ei ollut havaittavissa yhdenmukaista paranemista tai heikkenemistä vuosien 2008–2020 aikana. Myöskään vertailujoilla ja -järvillä ei ollut havaittavissa yleisiä tilan paranemis- tai heikkenemistrendejä (ks. Liite 4). Yksittäisissä vesimuodostumissa ja yksittäisissä laatutekijöissä oli kuitenkin muutossuuntia. Maatalouskohteista esimerkiksi Varsinais-Suomen Säkylän Pyhäjärveen laskevan Yläneenjoen tila oli heikentynyt sekä fosforipitoisuuden että piilevien ja pohjaeläinten perusteella. Myös Kaakkois-Suomen Onkamaanjoella piilevien tila vaikutti heikentyneen. Näitä tuloksia saattaa selittää lisääntynyt talvisateisuus ja eroosio pelloilta.

Metsätalouskohteista Pohjois-Karjalan Kuohattijoella piilevien tila-arvio ja Kuohattijärvellä rantavyöhykkeen pohjaeläinten laski yhdenmukaisesti seurantajakson aikana. Vedenlaatuaineisto ei avannut selkeitä syitä laskulle, sillä kokonaisfosfori ja veden väri olivat pysyneet suhteellisen samalla tasolla Kuohattijoella ja veden väri Kuohattijärvellä. Myös Pohjois-Pohjanmaan metsätalousvaltaisella Muhosjoella piilevien sekä kalojen tila-arviot olivat laskusuunnassa; laskua selittänee samanaikainen kokonaisfosforipitoisuuden nousu. Pohjois-Pohjanmaalla myös Komujärven tila heikkeni tarkastelujaksolla yhden tilaluokan kaikkien laatutekijöiden perusteella. Komujärven vesi kirkastui samaan aikaan, joten ainakaan veden tummuminen ei ole ELS-arvojen laskun syynä, vaan luultavimmin kasvanut fosforin kuormitus. Lapin Kelujärvi-Matalajärvellä fosforipitoisuus oli selkeästi kasvanut ja aiheuttanut tilaluokan laskun *erinomaisesta hyvään*. Veden värissä ei kuitenkaan ollut havaittavissa selkeitä ajallisia muutoksia, joten fosforipitoisuuden nousu liittyyne mahdollisesti tehtyihin lannoituksiin tai muihin veden ravinteisuutta kasvattaviin toimiin valuma-alueella.

Osassa jokipaikoista ja järvistä oli vuosien välillä paljon vaihtelua vedenlaadun ja biologisten laatutekijöiden ELS-arvoissa. Toisaalta suunnilleen yhtä yleistä oli, että ELS-arvot olivat pysyneet toisilla jokipaikoilla ja järvillä huomattavan muuttumattomina vuodesta toiseen. Vesimuodostumien ominaispiirteet ja paikalliset ja vuosienväliset erot esimerkiksi sääoloissa kuten sadannassa, mahdollisissa lähivaluma-alueiden muokkauksissa, vesistöissä ja kunnostuksissa voivat vaikuttaa siihen, miksi havainnoissa oli vuosienvälistä ja alueellista vaihtelua. Esimerkiksi Pohjois-Savon Korpjoen vuoden 2018 ja

osin myös vuoden 2019 poikkeuksellisen matalat piilevien, pohjaeläinten ja kalojen ELS-arvot johtuivat todennäköisesti molempien vuosien loppukesien pitkistä kuivuusjaksoista.

Seurannan perusteella maatalouden ja metsätalouden hajakuormitus on edelleen hyvin merkittävä vesistöjen tilaa heikentävä tekijä. Hajakuormitusta ei ole onnistuttu vähentämään tarpeeksi ja vesiensuojelutoimet ovat olleet riittämättömiä tai heikosti kohdennettuja, jotta vaikutukset näkyisivät ekologisen tilan paranemisena. Suomi ei ole hajakuormitushaasteensa kanssa yksin. Vastaavia tuloksia raportoitiin vastikään Ranskasta, missä jokien piilevä-, pohjaeläin- ja kalayhteisöissä ei havaittu selviä ajallisia muutoksia vuosien 2004–2017 aikana (Alric ym. 2021). Ilmastonmuutos voi osaltaan sään ääri-ilmiöineen, lauhempine talvineen ja suurempine syys- ja talvisateineen vaikuttaa maalta vesistöihin huuhtoutuvan aineksen määrään ja todennäköisesti kasvattaa tulevaisuudessa valuma-alueilta vesistöihin päätyviä ravinnekuormia entisestään (Parjanne ym. 2018). Ilmastonmuutoksen myötä kasvanut sadanta ja lämpötila ovatkin voineet vähentää jo tehtyjen vesiensuojelutoimenpiteiden tehoa (Räike ym. 2020). Esimerkiksi ojitetuilta turvemailta vuosien saatossa kasvavat kuormitukset (Nieminen ym. 2020) lienevät sidoksissa sadannassa ja lämpötilassa jo tapahtuneisiin muutoksiin.

## 9 Seurannan ja vesienhoidon kehitystarpeet

Kustannustehokas vesienhoito edellyttää maantieteellisesti ja ajallisesti kattavaa hajakuormituksen vesistövaikutusten seuranta. MaaMet-seurantaohjelmaa tulisi kehittää huomioimalla paremmin erityisesti metsätalouden vesistövaikutusten erityispiirteitä. Seurannan tulokset auttavat hahmottamaan kehitystarpeita vesiensuojelulle ja -hoidolle.

### 9.1 Seurannan kehitystarpeet

MaaMet-seurannan avulla saadaan tärkeää valtakunnallista tietoa maatalouden ja metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksista vesien tilaan ja hajakuormitettujen vesien tilakehityksestä. Ohjelma tuottaa myös merkittävästi näytteenottotietoa valtakunnalliseen kuormituslaskentaan (VEMALA-malli, Huttunen ym. 2016) ja esimerkiksi uusiin vaikutusmalleihin (Purohelmi-hanke, SYKE 2021a). Vesienhoidon ekologisen tilan luokittelussa ohjelman kaikki tulokset ovat olleet kiinteästi käytössä alusta lähtien. Valtakunnallisesti kattava ja ajallisesti jatkuva hajakuormituksen vesistövaikutusten seuranta on välttämätön edellytys kustannustehokkaalle vesienhoidon suunnittelulle. Seuranta-aineistojen arvo myös kasvaa koko ajan seurantavuosien karttuessa.

Ymmärrys turvemaavaltaien alueiden maankäytön vesistökuormituksesta on lisääntynyt viime vuosina. Sekä metsätalouden että maatalouden tarpeisiin muokatut turvemaat voivat aiheuttaa suuremmat päästöt kuin kivennäismailla tehdyt muokkaukset (Rankinen ym. 2016; Finér ym. 2020; Nieminen ym. 2020). Metsätaloudesta syntyy maanlaajuisesti merkittävää virtavesien kiintoainekuormitusta (Turunen ym. 2019a). Metsätalouden hajakuormituksen vaikutusten seuranta on haastavaa metsätaloustoimenpiteiden suuren paikallisen vaihtelun takia. Siinä missä maatalousalueilla samat pellot ovat pääsääntöisesti viljelyssä vuodesta toiseen, metsätaloustoimenpiteitä tehdään vuodesta toiseen vaihtuvilla aloilla. Vaikutusten seuranta tulee tehdä alueilla, jotka ovat intensiivisen metsätalouden piirissä. Metsätalouden vesistökuormitusta seurataan pienten metsäisten valuma-alueiden seurantaverkon avulla (<https://www.luke.fi/projektit/vesistokuormitus-seurantaverkko/>, Finér ym. 2017). Muutama verkon metsätalouskohde on myös MaaMet-seurantaverkossa.

Hakkuumäärät ovat kasvaneet 2010-luvulla. **Metsätalouden vaikutusseurantaan olisi tarpeellista lisätä kohteita, joihin tietyinä ajanjaksona tiedetään kohdistuvan erityinen maankäyttöpaine hakuiden ja maanmuokkauksen myötä.** Nykyistä avointa metsätietoa voitaisiin käyttää aiempaa enemmän tämänkaltaisen paikassa vaihtelevan seurannan suunnittelussa. Koska metsätalouden vesistövaikutukset kohdistuvat voimakkaimmin ja ensimmäiseksi valuma-alueiden yläosien latvavesiin, tulisi myös **ekologisten vaikutusten seuranta kohdistaa pienempiin vesiin, erityisesti virtavesiin, joihin vaikutukset kohdistuvat suorimmin.** Osa MaaMet-verkoston seurantakohteista on kooltaan melko suuria vesistöjä, joissa metsätalouden maankäytön vaikutukset vaimenevat ja ovat myös vaikeasti tunnistettavissa niiden sekoittuessa muihin valuma-alueen paineisiin. Lähitulevaisuudessa olisikin hyödyllistä käydä MaaMet-verkoston kohteiden edustavuus erityisesti metsätalousalueiden osalta.

Maankäytön ekologiselle tilalle aiheuttamien riskien seuranta voitaisiin myös laajentaa uusilla seurantamenetelmillä. Esimerkiksi **maastonäytteenoton yhteydessä tehtävä uomien pohjan hienoainespeittävyden arviointi kuvaisi paremmin pohjien liettymistä**, jota vesinäytteiden kiintoainepitoisuus ei hyvin kuvasta. Myös tarkempien maankäyttöaineistojen käyttö ja kehitys tehostaisivat seuranta. Tässä käytetty SYKEN turvemaiden ojitustilanneaineisto sopii parhaiten käytettäväksi isoissa mittakaa-voissa. **Tarpeellista olisi kehittää metsätalouden toimenpiteiden vaikutusten laajuuden ja intensiteetin kuvaamiseksi myös hakkuut ja maanmuokkaukset huomioiva mittari.** Tässä voisi olla hyödyksi Metsäkeskuksen avoimet aineistot, joiden avulla voisi arvioida, kuinka iso osa valuma-alueesta on tietyinä ajanjaksona käsitelty voimakkaimmin kuormitusta lisäävällä tavalla.

Tutkimustyötä tarvittaisiin myös yksittäisten **biologisten laatutekijöiden indeksikehityksessä**, jotta metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksille, kuten humuskuormitukselle, löytyisi herkempiä indikaattoreita. Nykyisellään esimerkiksi järvikalojen ja kasviplanktonin indikaattorit ovat kehitetty indikoimaan erityisesti rehevöitymiskehitystä, jolloin indeksiarvot eivät välttämättä kuvasta biologisissa laatutekijöissä tapahtunutta humus- ja kiintoaineiden aiheuttamaa muutosta.



*Keravanjoen maisemaa. Kuva: Petri Pietikäinen, Vastavalo.net.*

## 9.2 Vesiensuojelun ja -hoidon kehitystarpeet

Ravinteiden, kiintoaineen ja orgaanisen aineksen hajakuormituksen hallinta maatalousalueiden ja metsätalousalueiden vesien hyvän tilan saavuttamiseksi lienee vesiensuojelu ja -hoitotyön vaikein tehtävä. Haastetta lisää se, että samanaikaisesti hajakuormitusalueiden vesistöjen tilaa heikentävät edelleen vuosikymmeniä sitten tehdyt tai tapahtuneet muutokset: virtavesissä etenkin kuivatuksen tehostamiseksi tehdyt uomien perkaukset ja suoristamiset ja useissa järvissä sisäkuormituksen aiheuttamat ongelmat. Lisäksi ilmastonmuutos lisää huuhtoumaa pelloilta ja metsistä (Fleming ym. 2021). Lisääntyvä sateisuus etenkin kasvukauden ulkopuolella lumettomaan maahan lisää eroosiota ja ainehuuhtoumia. Myös lämpötilan nousu lisää turpeen hajoamista ja humuksen huuhtoutumista. Hajakuormituksen ja ilmastonmuutoksen kumulatiiviset vaikutukset vedenlaatuun ja ekologiseen tilaan voivat vaikeasti ennustettavia, sillä lisääntyvän sateisuuden vaikutus ainehuuhtoumiin tulee todennäköisesti olemaan huomattava (Reid ym. 2019).

**Sekä maatalouden että metsätalouden hajakuormituksen hallinta on tehtävä valuma-alueella ennen vesistöön huuhtoutumista.** Maatalousalueilla vesistökuormituksen vähentäminen perustuu Suomessa lähinnä eroosiontorjuntaan (Puustinen ym. 2019). Vesistökuormituksen kannalta oleellista on, ettei pellon pinta olisi paljaana talvikaudella. Toimiin kuuluvat syyskynnön vähentäminen ja peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden lisääminen. Muokkauksen vähentäminen vähentääkin eroosiota ja sitä myöten kiintoaineen ja siihen sitoutuneen fosforin määrää. Eroosion torjuntatoimien kääntöpuolena on kuitenkin liuenneen fosforin huuhtouman kasvu. Myös rakennekalkituksella ja kipsin levityksellä



mereen laskevien savimaajokien pelloilla voidaan vähentää eroosiota (ks. SAVE-hanke 2018). Järvissä järjestelmällisellä hoitokalastuksella on mahdollista poistaa merkittävä määrä ravinteita vesistöistä (Ventelä ym. 2007; Puustinen ym. 2019). Ravintoketjukuristuksilla voidaan saada nopeasti näkyviä vaikutuksia aikaiseksi, mutta niiden pitkäaikainen onnistuminen edellyttää ulkoisen kuormituksen hallintaa.



*Avoimia suojakaistoja. Kuva Etelä-Pohjanmaalta Kälviänjoelta. Kuva: Maria Rajakallio.*

Metsätalousalueiden vesistökuormituksen haasteet ovat erityisesti kiintoaine, humusaineet sekä ravinteista erityisesti typpi. **Vesistökuormituksen vähentämiseksi keskeistä olisi vähentää ojittujen alueiden valumia, etenkin tulvakausina.** Kun vesi viipyy valuma-alueella kauemmin, myös orgaanista ainetta hajoaa ja sedimentoituu sinne enemmän. Tämä myös vähentäisi ojien eroosiota. Erityisesti ojitetuilla turvemailla tehtäviä avohakkuuta tulisi vähentää ja jättää hakkuissa ainakin jonkin verran puustoa (Nieminen ym. 2020). Koska puusto lisää haihduntaa ja vähentää valumia, jatkuvapeitteisen kasvatuksen avulla voitaisiin vähentää kuormitusta, etenkin jos kunnostusojitusten tarve vähenisi. Myös vesien-suojelurakenteilla kuten putkipadoilla voidaan vähentää erityisesti kiintoainetta ja siihen sitoutunutta kuormitusta (Joensuu ym. 2019). Hiilen huuhtoutumista ja tummumista saattaisi vähentää lehtipuiden osuuden lisääminen metsissä (Kritzberg ym. 2020). Myös soiden ennallistamisella ja purojen kunnostamisella voidaan viivyttää vettä.

Keskeinen vesiensuojelun keino sekä metsätaloudessa että maataloudessa ovat vesistöjen varsille jätettävät suojakaistat ja -vyöhykkeet. Metsätalousalueilla tulee jättää puustoiset suojavyöhykkeet, joilla on suuri merkitys pienten virtavesien monimuotoisuudelle. Rannalla kasvava metsä varjostaa uomaa ja pitää veden viileämpänä. Puista tippuvat lehdet ja maahyönteiset taas ovat tärkeä ravinnonlähde esimerkiksi pohjaeläimille ja kaloille. **Rantavyöhykkeen ominaisuuksien kuten kosteusolojen mukaan voitaisiin suunnitella vaihtelevan levyiset suojavyöhykkeet, jolloin ne parantavat luonnon monimuotoisuutta ja vesiensuojelua** (Kuglerová ym. 2014; Annala ym. 2021). Valuma-alueen pienten virtavesien hyvä tila on tärkeä koko vesistön tilatavoitteiden saavuttamiseksi.

Metsätalousalueiden suojavyöhykkeellä tulee puusto säilyttää, mutta maatalousalueilla suojavyöhyke on osa peltoa joka niitetään vuosittain. Koska kaltevilla pelloilta huuhtoutuu herkemmin ravinteita ja kiintoainetta, **tulisi kuormituksen vähentämisen kannalta suojavyöhykkeet kohdentaa nykyistä enemmän kaltevimmille peltolohkoille ja vuosittain tulviville pellon osille** (Puustinen ym. 2019). Suojavyöhykkeet alentavat kaltevilla pelloilla eroosiota ja partikkelimaisen fosforin kuormitusta sille varatun peltoalan jäädessä pysyvästi kasvipeitteiseksi. Suojavyöhykkeen kasvillisuus poistetaan vuosittain pyrkimyksenä vähentää liukoisen fosforin huuhtoutumista. Käytäntö on osittain ristiriitainen vesistöjen ekologisen tilan tavoitteiden kanssa, sillä luontainen rantavyöhykkeen kasvillisuus on tärkeä jokien ekologiselle tilalle (Turunen ym. 2019b). Etenkin pienemmissä uomissa rannan puustolla on selkeä veden lämpötilaa viilentävä ja ekologista tilaa parantava vaikutus (Turunen ym. 2021). Vesienhoidon kolmannen kauden ekologisen tilan luokittelussa pienten ja keskisuurten maatalousjokivarsien metsäisyyden lisääntyminen 10 %:sta 60 %:iin paransi ekologista tilaa lähes yhdellä tilaluokalla (Tolkkinen ym. 2021). Tämä parannus näkyi vesimuodostumien tila-arvioissa ja oli riippumaton valuma-alueen kuormituksen vaikutuksesta. Vaikka valuma-alueen kuormitusta ei aina täysin saataisikaan kuriin, **jokivesien rantavyöhykkeillä tulisi jättää luontaista metsäistä kasvillisuutta**. Rantametsät voivat vaikuttaa positiivisesti ekologiseen tilaan maatalouden voimakkaastikin kuormittamissa jokivesissä.



*Metsäinen rantavyöhyke parantaa eliöstön olosuhteita kuormituksesta huolimatta. Kuva Uudenmaan Taasianjoelta. Kuva: Jaana Rääpysjärvi.*



*Seinäjoen jokimaisemaa. Kuva: Aarno Isomäki, Vastavalo.net.*

## Lähteet

- Alric, B., Dézerald, O., Meyer, A., Billoir, E., Coulaud, R., Larras, F., Mondy, C.P., & Usseglio-Polatera, P. 2021. How diatom-, invertebrate- and fish-based diagnostic tools can support the ecological assessment of rivers in a multi-pressure context: Temporal trends over the past two decades in France. *Science of The Total Environment* 762: 143915. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143915>
- Alahuhta, J. & Aroviita, J. 2016. Quantifying the relative importance of natural variables, human disturbance and spatial processes in ecological status indicators of boreal lakes. *Ecological Indicators* 63: 240–248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.003>
- Annala, M., Mykrä, H., Piirainen, S. & Hilli, A. 2021. Monimuotoisuutta purojen suojavyöhykkeisiin. *Metsään-lehti* 2.11.2021. <https://www.metsaan-lehti.fi/uutiset/luonto/monimuotoisuutta-purojen-suojavyohykeisiin.html>
- Aroviita, J., Ilmonen, J., Rajakallio, M., Sutela, T., Mykrä, H., Martinmäki-Aulaskari, K., Karttunen, K., Kuoppala, M., Leinonen, A., Jyväsjärvi, J., Ulvi, T., Vehanen, T. & Virtanen, R. 2021. Pienten virtavesien tilan arvioinnin kehittäminen (Development of assessment methods for small streams). *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* (Reports of the Finnish Environment Institute) 25/2021: 1–70. <http://hdl.handle.net/10138/329671>
- 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., Räike, 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. 96 s. <http://hdl.handle.net/10138/45017>
- Aroviita, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. (toim.) 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 37/2019. 177 s. <http://hdl.handle.net/10138/306745>
- Arzel, C., Nummi, P., Arvola, L., Pöysä, H., Davranche, A., Rask, M., Olin, M., Holopainen, S., Viitala, R., Einola, E. and Manninen-Johansen, S. 2020. Invertebrates are declining in boreal aquatic habitat: The effect of brownification? *Science of the Total Environment* 724: 138199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138199>
- Asmala, E., Carstensen, J. & Räike, A. 2019. Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers. *Environmental Research Letters* 14(12): 124018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4fa9>
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. & Likens, G.E. 2009. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science* 323: 1014–1015. doi: 10.1126/science.1167755.
- EEC 1991. ‘Council directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC)’, *Off. J. Eur. Communities* L375, 1–8.
- EEC 1992. ‘Council Regulation (EEC) No 2078/92 of 30 June 1992 on agricultural production methods compatible with the requirements of the protection of the environment and the maintenance of the countryside’, *Off. J. Eur. Communities* L215, 85–90.
- EC 2000. ‘Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy’, *Off. J. Eur. Communities* L327, 1–73.
- Ekhholm, P. & Mitikka, S. 2006. AGRICULTURAL LAKES IN FINLAND: CURRENT WATER QUALITY AND TRENDS. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 111–135. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7231-3>
- Ekhholm, P., Granlund, K., Kauppila, P., Mitikka, S., Niemi, J., Rankinen, K., Räike, A. & Räsänen, J. 2007. Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science* 16: 228–300. <https://doi.org/10.2137/145960607784125401>
- Ekhholm, P., Rankinen, K., Rita, H., Räike, A., Sjöblom, H., Raateland, A., Vesikko, L., Cano Bernal, J.E. & Taskinen, A. 2015. Phosphorus and nitrogen fluxes carried by 21 Finnish agricultural rivers in 1985–2006. *Environmental Monitoring and Assessment* 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4417-6>
- Ekhholm, P., Virtanen, J. & Mitikka, S. 2004. Maatalouden ravinnekuormitus ja sen vesistövaikutukset arviointi seuranta-aineistojen avulla. *Järvien vedenlaatu. Maa- ja elintarviketalous* 59. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/457517>
- Elbrecht, V., Vamos, E., Meissner, K., Aroviita, J. & Leese, F. 2017. Assessing strengths and weaknesses of DNA metabarcoding-based macroinvertebrate identification for routine stream monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 1265–1275. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12789>
- Filella, M. & Rodríguez-Murillo, J.C. 2014. Long-term Trends of Organic Carbon Concentrations in Freshwaters: Strengths and Weaknesses of Existing Evidence. *Water* 6: 1360–1418. <https://doi.org/10.3390/w6051360>

- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Lauren, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiaho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. Suomen ympäristö 10/2010.
- Finér, L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Tattari, S., Huttunen, M., Härkönen, L., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S., Sarkkola, S., Sallantausta, T. & Ukonmaanaho L. 2020. Metsistä ja soilta tuleva vesistökuormitus 2020. MetsäVesi-hankkeen loppuraportti. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2020: 6.
- Finér, L., Piirainen, S., Launiainen, S., Laurén, A., Mattsson, T., Tattari, S. & Linjama, J. 2017. Metsätalouden vesistökuormituksen seuranta- ja raportointiohjelma. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 21/2017
- Finér, L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Härkönen, L., Huttunen, M., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tattari, S. & Ukonmaanaho, L. 2021. Drainage for forestry increases N, P and TOC export to boreal surface waters. *Science of The Total Environment* 762: 144098. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144098>
- Fleming, V., Kuosa, H., Hoikkala, L., Räike, A., Huttunen, M., Miettinen, E., Virtanen, E., Tuomi, L., Nygård, H. & Kauppila, P. 2021. Rannikkovesiemme vedenlaadun ja rehevöitymistilan tulevaisuus ja sen arvioiminen. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2021:14. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-111-7>
- Granlund, K., Rankinen, K. & Lepistö A. 2004. Testing the INCA model in a small agricultural catchment in southern Finland. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 717–728. <https://doi.org/10.5194/hess-8-717-2004>
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. & Townshend J.R.G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21<sup>st</sup>-Century Forest Cover Change. *Science* 342: 850–853.
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K. & Verdonschot, P.F.M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757–1785.
- Holopainen, S. & Lehikoinen, A. 2022. Role of forest ditching and agriculture on water quality: Connecting the long-term physico-chemical subsurface state of lakes with landscape and habitat structure information. *Science of The Total Environment* 806: 151477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151477>
- Huttunen, I., Huttunen, M., Piirainen, V., Korppoo, M., Lepistö, A., Räike, A., Tattari, S. & Vehviläinen, B. 2016. A National-Scale Nutrient Loading Model for Finnish Watersheds—VEMALA. *Environmental Modeling & Assessment* 21: 83–109. <https://doi.org/10.1007/s10666-015-9470-6>
- Hyvönen, T., Heliölä, J., Koikkalainen, K., Kuussaari, M., Lemola, R., Miettinen, A., Rankinen, K., Regina, K. & Turtola, E. 2020. Maatalouden ympäristötoimenpiteiden ympäristö- ja kustannustehokkuus (MYTTEHO) : loppuraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 76 s.
- Häkanson, L. 2004. Internal loading: a new solution to an old problem in aquatic sciences. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 9: 3–23. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2004.00230.x>
- Joensuu, S., Kauppila, M., Lindén, M. & Tenhola, T. 2019. Metsänhoidon suositukset vesiensuojeluun, työopas. Tapion julkaisuja.
- Järvinen, M., Aroviita, J., Hellsten, S., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Meissner, K., Mykrä, H. & Vuori K.M. 2019. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Suomen ympäristökeskus. 42 s. [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien\\_tila/Pintavesien\\_tilan\\_seuranta/Biologisten\\_seurantamenetelmien\\_ohjeet](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet)
- Karttunen, K., Kuoppala, M. & Riihimäki, J. 2020. Virtavesien vesikasviseuranta. 6 s. [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien\\_tila/Pintavesien\\_tilan\\_seuranta/Biologisten\\_seurantamenetelmien\\_ohjeet](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet)
- Kenttämies, K. & Mattsson, T. 2006. Metsätalouden vesistökuormitus MESUVE- projektin loppuraportti. Suomen Ympäristö, 816, 1–163. <http://hdl.handle.net/10138/40492>
- Khanal, S. & Parajuli, P.B. 2013. Evaluating the Impacts of Forest Clear Cutting on Water and Sediment Yields Using SWAT in Mississippi. *Journal of Water Resource and Protection* 5: 474–483. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.54047>
- Kreutzweiser, D.P., P.W. Hazlett & J.M. Gunn. 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews* 16: 157–179. <https://doi.org/10.1139/A08-006>
- Kritzberg, E. S. 2017. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2(4): 105–112. <https://doi.org/10.1002/lo12.10041>
- Kritzberg, E. S., Hasselquist, E. M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A. & Laudon, H. 2020. Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio* 49(2): 375–390. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>

- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, H. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033>
- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J. 1994. The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia* 273: 1–8. <https://doi.org/10.1007/BF00126764>
- Lepistö, A., Räike, A., Sallantausta, T. & Finér, L. 2021. Increases in organic carbon and nitrogen concentrations in boreal forested catchments — Changes driven by climate and deposition. *Science of The Total Environment* 780: 146627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146627>
- Marttila, H., Karjalainen, S., Kuoppala, M., Nieminen, M.L., Ronkanen, A., Kløve, B. & Hellsten S. 2018. Elevated nutrient concentrations in headwaters affected by drained peatland. *Science of the Total Environment* 643: 1304–1313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.278>
- Mattsson, T., Ahtiainen, M., Kenttämies, K. & Haapanen, M. 2006. Avohakkuun ja ojituksen pitkäaikaisvaikutukset valuma-alueen ravinne- ja kiintoainehuuhtoumiin. *Teoksessa* Kenttämies K. & Mattsson T. Metsätalouden vesistökuormitus MESUVE- projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 1–163.
- Mitikka, S., Britschgi, R., Granlund, K., Grönroos, J., Kauppila, P., Mäkinen, R., Niemi, J., Pyykkönen, S., Raateland, A. & Silvo, K. 2005. Report on the implementation of the Nitrates Directive in Finland 2004. Finnish environment 741. Finnish Environment Institute, Helsinki. 92 s. ISBN 952-11-1917-9.
- Mitikka, S., Grönroos, J., Kauppila, P., Kauranne, L.-M., Orvomaa, M., Rankinen, K. & Salminen, A. 2017. Nitraattidirektiivin täytäntöönpano Suomessa Raportointijakso 2012–2015. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2017. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 71 s. ISBN 978-952-11-4657-2.
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450(7169): 537–540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Moss, B. 2008. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1491): 659–666. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2176>
- Nieminen, M., Sallantausta, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T. M., & Sarkkola, S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of The Total Environment* 609: 974–981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.210>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Hellsten, S., Marttila, H., Piirainen, S., Sallantausta, T. & Lepistö, A. 2018. Increasing and Decreasing Nitrogen and Phosphorus Trends in Runoff from Drained Peatland Forests—Is There a Legacy Effect of Drainage or Not? *Water, Air, & Soil Pollution* 229: 286. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3945-4>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Haahti, K., Sallantausta, T., Koskinen, M. & Ojanen, P. 2020. Metsäojitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitus Suomessa. *Suo* 71(1): 1–13.
- Niemistö, J. 2008. Sediment resuspension as a water quality regulator in lakes. Väitöskirja. Helsingin yliopisto. 47 pp.
- Palviainen, M. & Finér, L. 2013. Kunnostusojituksen vaikutus vesistöjen humuskuormitukseen. TASSO-hankkeen julkaisu. <https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B482AEFDD-91BB-4837-9068-1988A3C09CD6%7D/94655>
- Palviainen, M., Finér, L., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T. & Starr, M. 2014. Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. *AMBIO* 43(2): 218–233. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x>
- Parjanne, A., Silander, J., Tiitu, M. & Viinikka, A. 2018. Suomen tulvariskit nyt ja tulevaisuudessa – Varautuminen maankäytön, talouden ja ilmaston muutokseen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 30/2018. 78 s. <http://hdl.handle.net/10138/278893>
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J., Sammalkorpi, I., Uusitalo, R., Lemola, R. & Hjerppe, T. 2019. Ravinteiden kierrätys alkutuotannossa ja sen vaikutukset vesien tilaan. Suomen Ympäristökeskuksen Raportteja 22/2019. 146 s. <http://hdl.handle.net/10138/304956>
- R Core Team 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rajakallio, M., Jyväsjärvi, J., Muotka, T. & Aroviita, J. 2021. Blue consequences of the green bioeconomy: clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 58: 1523–1532. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13889>

- Rankinen, K., Keinänen, H. & Cano Bernal, J.E. 2016. Influence of climate and land use changes on nutrient fluxes from Finnish rivers to the Baltic Sea. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216: 100–115. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2015.09.010>
- Rask, M., Olin, M. & Ruuhijärvi, J. 2010. Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology* 17, 126–133. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00685.x>
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D. & Cooke, S.J. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94: 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Räike, A., Pietiläinen, O., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. & Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *Science of the Total Environment* 310: 47–59. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00622-8](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00622-8)
- Räike, A., Taskinen, A. & Knuuttila, S. 2020. Nutrient export from Finnish rivers into the Baltic Sea has not decreased despite water protection measures. *Ambio* 49: 460–474. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01217-7>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.014>
- Saukkonen, S. & Kenttämies, K. 1995. Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Suomen ympäristö 2. <http://hdl.handle.net/10138/182244>
- SAVE-hanke 2018. SAVE – Saaristomeren vedenlaadun parantaminen peltojen kipsikäsitelyllä. SAVE-hankkeen loppuraportti. <https://blogs.helsinki.fi/save-kipsihanke/files/2019/03/SAVE-hankkeen-loppuraportti-2018.pdf>
- Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A. & Kritzberg, E. S. 2020. Afforestation driving long-term surface water browning. *Global Change Biology* 26(3): 1390–1399. <https://doi.org/10.1111/gcb.14891>
- Škerlep, M. 2021. Changing land cover as a driver of surface water browning. Väitöskirja. 174 s. Lundin yliopisto.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506: 135–145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- Sutela, T. & Vehanen, T. 2010. Responses of fluvial fish assemblages to agriculture within the boreal zone. *Fisheries Management and Ecology* 17: 141–145. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00711.x>
- Sutela, T., Vehanen, T. & Jounela, P. 2010. Response of fish assemblages to water quality in boreal rivers. *Hydrobiologia* 641: 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0048-7>
- Sutela, T., Vehanen, T., Jounela, P. & Aroviita, J. 2021. Species–environment relationships of fish and map-based variables in small boreal streams: Linkages with climate change and bioassessment. *Ecology and Evolution* 11: 10457–10467. <https://doi.org/10.1002/ece3.7848>
- SYKE 2020. Vesistöjen kuormitus ja luonnon huuhtouma. [https://www.ymparisto.fi/fi-fi/kartat\\_ja\\_tilastot/vesistöjen\\_kuormitus\\_ja\\_luonnon\\_huuhtouma](https://www.ymparisto.fi/fi-fi/kartat_ja_tilastot/vesistöjen_kuormitus_ja_luonnon_huuhtouma) 3.11.2021
- SYKE 2021a. Arviot pienten virtavesien luonnontilan muuttuneisuudesta – PUROHELMI. <https://syke.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=fefc71aa76b64e88b88cdc28a209832b> 9.11.2021
- SYKE 2021b. Ravinnekuormituksen kokonaisvaltainen mallinnus- ja arviointijärjestelmä VEMALA. [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesitilanne\\_ja\\_ennusteet/Ravinnekuormitus/Ravinnekuormitus\(25867\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesitilanne_ja_ennusteet/Ravinnekuormitus/Ravinnekuormitus(25867)) 9.11.2021
- SYKE 2011. Soiden ojitustilanne –paikkatietoaineisto. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/soiden-ojitustilanne> 26.11.2021
- SYKE 2018. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/corine-maanpeite-2018> 26.11.2021
- Taipale, S. J., Vuorio, K., Strandberg, U., Kahilainen, K. K., Järvinen, M., Hiltunen, M., Peltomaa, E. & Kankaala, P. 2016. Lake eutrophication and brownification downgrade availability and transfer of essential fatty acids for human consumption. *Environment International* 96: 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.08.018>
- Tolkkinen, M., Vaarala, S. & Aroviita, J. 2021. The importance of riparian forest cover to the ecological status of agricultural streams in a nationwide assessment. *Water Resources Management* 35: 4009–4020. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02923-2>
- Turunen, J., Muotka, T., Vuori, K.-M., Karjalainen, S.M., Rääpysjärvi, J., Sutela, T. & Aroviita, J. 2016. 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>

- Turunen, J., Aroviita, J., Marttila, H., Louhi, P., Laamanen, T., Tolkkinen, M., Luhta, P.-L., Kløve, B. & Muotka, T. 2017. Differential responses by stream and riparian biodiversity to in-stream restoration of forestry-impacted streams. *Journal of Applied Ecology* 54: 1505–1514. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12897>
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M. & Aroviita, J. 2019b. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of The Total Environment* 649: 495–503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.427>
- Turunen, J., Marttila, H., Kämäri, M., Saari, M., Heikkinen, K., Postila, H. & Koljonen, S. 2019a. Kiintoaineen eroosio ja sedimentaatio virtavesissä - luonnollisesta prosessista virtavesien ongelmaksi. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 46/2019. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/306978>
- Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D. & Aroviita, J. 2021. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology* 66: 785–798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa. Kala- ja riistaraportteja 398. 36 s.
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data – a contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries Management and Ecology* 17: 165–175. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2400.2009.00716.X>
- Ventelä, A.M., Tarvainen, A., Helminen, H. & Sarvala, J. 2007. Long-term management of Pyhäjärvi (southwest Finland): eutrophication, restoration – recovery? *Lake and Reservoir Management* 23: 428–438. <https://doi.org/10.1080/07438140709354028>
- Vuori, K. & Joensuu, I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: Do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77(1): 87–95. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00123-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00123-9)
- Vuoristo, H., Kauppila, P., Räike, A., Ekholm, P., Rekolainen, S., Niemi, J., Kiirikki, M. & Pitkänen, H. 2002. Vesien tila 1990-2000. Vesiensuojelun tavoiteohjelman väliarviointi. Suomen ympäristökeskuksen moniste 250. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 64 s.
- de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Räike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. 2016. Current browning of surface waters will be further promoted by wetter climate. *Environmental Science & Technology Letters* 3(12): 430–435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- Yli-Viikari, A. (toim.) 2019. Maaseutuohjelman (2014–2020) ympäristöarviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 63/2019. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 215 s.
- Ylivainio, K. & Peltovuori, T. 2012. Phosphorus acquisition by barley (*Hordeum vulgare* L.) at suboptimal soil temperature. *Agricultural and Food Science* 21(4): 453–461.



## Liite 1. Paikkalista ja metatiedot

Taulukko L1.1. Jokikohteet ja niiden metatiedot.

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu- paikan ID	Tyyppi	Merkittä- vin paine	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve- maa-%	Ojitetut turve- maat %	Ojitus- % turve- mailla	Hak- kuu-%
Vanjoki	UUD	6700173	343818	23.041_y01	1278	Ksa	Maa	483,2	12	11	9	78	18
Vihtijoki	UUD	6702028	357182	23.091_y01	1496	Ksa	Maa	166,4	15	8	6	81	16
Pusulanjoki	UUD	6700964	331446	23.061_002	1348	Ksa	Maa	244,3	16	6	5	77	18
Lepsämänjoki ala	UUD	6693152	376193	21.041_001	54645	Ksa	Maa	198,5	22	6	3	54	11
Lepsämänjoki keski	UUD	6696252	370238	21.042_001	63636	Psa	Maa	-	36	-	-	-	-
Kirkkojoki	UUD	6675933	340179	22.006_001	22756	Ksa	Maa	123,8	28	2	2	65	13
Ingarskilaån	UUD	6661838	344813	81.064_001	2909	Ksa	Maa	157,9	30	6	3	52	13
Taasianjoki	UUD	6705518	462304	15.002_001	199	Ksa	Maa	476,3	31	6	5	83	18
Sipoonjoki ala	UUD	6691685	404154	20.001_001	582	Ksa	Maa	151,9	33	2	1	61	11
Laajoki	VAR	6739447	218072	31.001_y01	71522	Kt	Maa	360,0	12	28	17	61	15
Kiskonjoki	VAR	6672070	286689	24.011_y02	6047	Kk	Maa	595,0	15	9	6	72	15
Puttaanjoki	VAR	6739287	211964	82.056_a01	67655	Psa	Maa	29,0	27	6	4	72	14
Yläneenjoki	VAR	6757313	250859	34.041_y01	42344	Ksa	Maa	196,8	28	15	10	67	14
Loimijoki	VAR	6786161	268354	35.911_y01	6534	Ssa	Maa	2653,5	33	13	9	70	14
Aurajoki ala ja keski	VAR	6722009	250995	28.001_y01	66599	Ksa	Maa	532,2	34	14	8	59	12
Paimionjoki Raunion saha	VAR	6728597	283554	27.021_y01	6204	Ksa	Maa	567,2	39	7	6	79	11
Paimionjoki Patakoski	VAR	6730956	289719	27.021_y01	66598	Ksa	Maa	-	37	-	-	-	-
Uskelanjoki	VAR	6706219	291839	25.001_y01	66597	Ksa	Maa	481,2	43	7	5	72	12
Aurajoki ylä	VAR	6747429	264488	28.003_001	68342	Psa	Maa	70,9	43	12	9	72	12
Tarpianjoki	PIR	6779988	314574	35.222_y02	7963	Ksa	Maa	305,1	18	11	8	75	16
Punkalaitumenjoki	PIR	6782840	286291	35.943_y01	9611	Ksa	Maa	357,1	37	9	7	81	14

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu- paikan ID	Tyyppi	Merkittävän paine	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve- maa-%	Ojitetut turve- maat %	Ojitus- % turve- mailla	Hak- kuu-%
Onkamaanjoki	KAS	6722523	532136	11.006_001	11315	Kk	Maa(Met)	98,9	17	15	13	86	20
Torasjoki ala	KAS	6765001	489734	14.991_001	12289	Ksa	Maa(Met)	134,0	17	17	16	94	23
Teutjoki	KAS	6726057	471781	14.151_y01	11696	Ksa	Maa	107,6	39	4	3	89	16
Jänhijoki	HAM	6747555	304829	35.97_001	2463	Ksa	Maa	198,7	30	10	8	84	15
Lanskinjoki	HAM	6741164	450397	16.004_001	309	Ksa	Maa	213,8	30	4	3	83	17
Nytkymenjoki	KES	6855527	401635	14.226_a01	63744	Kk	Maa	89,9	8	12	10	79	17
Murronjoki	KES	6948749	410863	14.616_001	53206	Kk	Maa	99,4	9	13	11	83	16
Lestijoki	EPO	7064467	368636	51.022_y01	59165	St	Maa	663,4	6	37	26	71	13
Kruunupyyinjoki	EPO	7072385	303307	48.001_001	26722	Kt	Maa(Met)	760,0	12	37	30	80	16
Maalahdenjoki	EPO	6990539	224767	40.001_001	55734	Kt	Maa	422,7	13	26	21	82	15
Laihianjoki	EPO	6993549	246391	41.001_001	4350	Kt	Maa	306,3	18	24	18	73	11
Vieriesjoki	EPO	7013029	337247	47.071_001	5083	Pt	Maa	97,9	21	33	28	86	14
Taipaleenjoki	POK	6944719	615188	04.351_001	22544	Sk	Maa	987,5	8	16	14	88	14
Koskenjoki	POS	7060755	478950	04.561_y01	18054	Ksa	Maa(Met)	649,1	12	39	35	89	13
Korpijoki	POS	7066849	469350	04.565_001	18170	Kt	Maa(Met)	123,8	12	37	34	93	15
Luohuanjoki	POP	7159695	416957	57.081_y01	61426	Kt	Maa(Met)	271,3	9	51	42	81	12
Tyrnävänjoki	POP	7189094	427806	58.051_y01	28169	Kt	Maa	304,5	14	55	31	56	8
Malisjoki	POP	7090689	399417	53.061_y01	27203	Kt	Maa	378,1	20	24	22	91	14
Virtutjoki	KAS	6810024	595014	4.118_001	10561	Pt	Met	54,8	0	24	21	88	16
Äiniönjoki	HAM	6787506	410275	14.222_001	72513	Pt	Met	34,0	1	27	25	91	17
Sikkilänjoki	PIR	6859877	323210	35.344_b01	62472	Pk	Met	62,7	1	24	18	74	15
Konnusjoki	ESA	6869756	544798	04.178_a02	55017	Pt	Met	45,9	1	39	37	94	21
Pahkajoki	EPO	7039110	371825	49.072_a01	26860	Pt	Met	41,7	2	46	30	64	8
Haapajoki	POK	7002553	703591	04.951_y01	63307	Kt	Met	530,8	0	48	13	27	8
Kuohattijoki	POK	7056871	620365	04.478_001	67445	Kt	Met	58,2	0	32	30	94	20
Koppelojoki	POK	7065234	578963	04.465_001	65850	Kt	Met	58,1	0	48	43	90	14

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu- paikan ID	Tyyppi	Merkittävän paine	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve- maa-%	Ojitetut turve- maat %	Ojitus- % turve- mailla	Hak- kuu-%
Kohisevanpuro	POS	6969104	514446	14.774_a01	20695	Pk	Met	9,7	0	27	24	88	16
Luostanjoki	POS	7026604	579897	04.682_001	43750	Kt	Met	364,7	1	41	36	86	14
Myllypuro	KAI	7176434	577153	59.431_a01	53126	Pt	Met	10,0	0	33	29	88	20
Nuottipuro	KAI	7121298	528697	59.338_001	31453	Pt	Met	16,8	1	35	30	87	7
Pohjajoki	KAI	7130725	551149	59.336_001	31614	Pt	Met	47,3	3	32	28	85	19
Aittojoki	POP	7158824	508123	59.341_y01	31297	Kt	Met	247,6	2	57	47	82	12
Muhosjoki	POP	7175120	453770	59.161_y01	28315	Kt	Met(Maa)	242,6	7	54	38	71	11
Iso Tainijoki	LAP	7327861	444998	64.000_007	66595	Pt	Met	53,6	0	58	27	46	6
Vuotosjoki	LAP	7445218	529780	65.400_005	66754	Kt	Met	727,4	1	41	13	33	5
Akkunusjoki	LAP	7299036	388807	65.100_003	51545	Kt	Met	422,7	1	47	29	63	9
Martimajoki	LAP	7342905	360101	67.100_002	38311	Kt	Met	364,1	1	60	42	69	8
Kaisajoki	LAP	7329837	394744	65.100_006	68707	Kt	Met	228,7	3	58	43	75	10
Saarajoki	LAP	7315975	389675	66.006_001	64576	Pt	Met(Maa)	78,6	1	54	40	73	14
Partakoski-Siikakoski	KAS	6793240	537580	4.141_001	10743	Kk	Ref	862,9	2	9	6	76	18
Sirkkapuro	ESA	6841711	513920	04.153_003	13548	Pt	(Ref)	36,0	3	14	12	85	26
Puuskankoski	ESA	6825262	484590	14.913_y01	14978	Sk	Ref	3552,6	3	14	12	81	16
Lestijoki	EPO	7057379	375834	51.032_001	26986	Kt	(Ref)	405,6	3	36	26	74	14
Koirajoki	KES	7022607	389407	14.456_001	25600	Pt	Ref	45,7	0	45	14	31	4
Jurvonjoki	KES	6944547	446158	14.418_001	50262	Pk	Ref	18,2	0	11	9	80	14
Puukkoistenkoski	KES	6843884	401601	14.261_y01	24814	Kk	Ref	181,2	1	8	6	73	18
Hassinkoski	KES	6846236	403354	14.261_y01	24818	Kk	Ref	234,5	2	8	6	73	19
Pusonjoki	POK	6989304	646701	04.412_002	67201	Pk	Ref	28,8	0	18	15	83	18
Hietapuro	POK	7009752	686930	04.963_a02	24491	Pt	Ref	4,5	0	36	1	2	0
Kalliojoki	POK	6977915	640367	04.871_y01	56063	Pt	(Ref)	28,9	1	28	24	89	15
Kuusoja	POK	6962775	654990	04.343_001	22450	Pk	Ref	90,5	1	12	9	80	19
Kangasjoki	POK	6902201	683141	01.016_001	66162	Kt	Ref	115,7	3	20	17	87	18

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu- paikan ID	Tyyppi	Merkittä- vin paine	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve- maa-%	Ojitetut turve- maat %	Ojitus- % turve- mailla	Hak- kuu-%
Palosenjoki	POS	6977644	516365	04.284_001	68217	Pk	Ref	75,5	0	12	10	80	20
Koivujoki	POS	7028798	470698	14.751_y01	21047	Kk	(Ref)	206,9	5	25	21	87	15
Taivaljoki Taivalkoski	KAI	7233867	624942	59.591_y01	33303	Kt	Ref	227,3	0	43	8	19	5
Hossanjoki	KAI	7256683	617755	59.521_y01	32867	Kk	Ref	908,9	0	31	16	50	10
Aittokoski Lentiira	KAI	7144119	636231	59.911_y01	34937	Kk	Ref	411,9	0	38	22	58	9
Lohijoki	POP	7238500	552609	61.759_001	53410	Pt	Ref	53,8	0	28	16	58	16
Oulankajoki	POP	7362817	603809	73.011_y01	29521	Sk	Ref	1985,2	0	41	8	20	4
Korpijoki	POP	7235636	527350	61.711_y01	29135	Sk	Ref	2507,4	1	35	24	69	11
Kitkajoki	POP	7355301	596240	73.021_y01	29635	Sk	Ref	1705,1	1	25	12	47	6
Kuusinkijoki	POP	7343097	616062	73.041_001	29764	Kk	Ref	832,6	2	25	11	42	6
Viivajoki	LAP	7503400	500393	65.893_001	71939	Pt	Ref	36,9	0	38	6	17	8
Pallasjoki	LAP	7548321	386725	65.600_009	63309	Kk	Ref	105,3	0	13	1	5	0
Simojoki	LAP	7312870	487595	64.000_002	61500	Kt	Ref	859,3	1	43	22	52	6

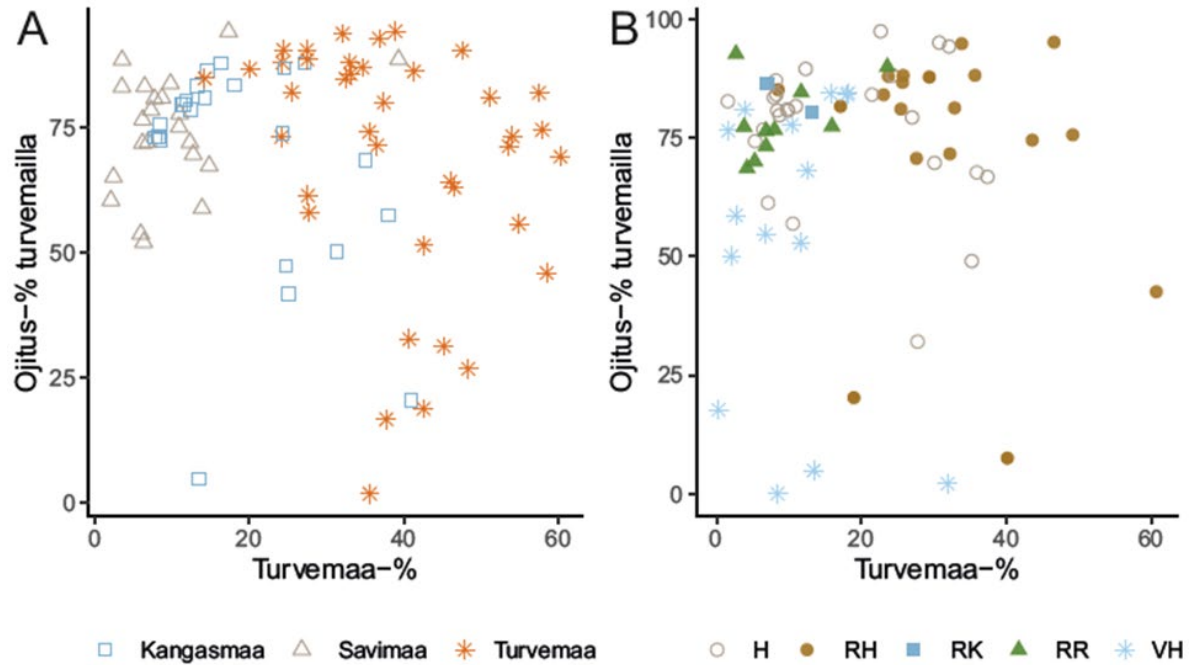
Taulukko L1.2. Järvikohteet ja niiden metatiedot.

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu-paikan ID	Tyyppi	Merkittävän paine	Valumalue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve-maa-%	Ojitetut turve-maat %	Ojitus-% turve-mailla	Hak-kuu-%
Hiidenvesi	UUD	6696123	345759	23.031.1.001_001	1256	Rr	Maa	925,8	14	8	6	77	16
Pusulanjärvi	UUD	6706362	333851	23.062.1.001_001	1360	Rr	Maa	223,4	14	7	5	76	18
Tiiläänjärvi	UUD	6712444	429031	17.005.1.004_001	366	Rr	Maa	37,6	21	4	3	69	23
Karhijärvi	VAR	6836068	260505	36.092.1.001_001	9865	MRh	Maa	488,2	11	17	14	82	15
Kaks Kerranjärvi	VAR	6701118	236857	95.110.1.001_001	6751	Vh	Maa	7,4	16	0	0	18	2
Painio	VAR	6721742	320717	27.042.1.001_001	1639	Rr	Maa	108,3	20	12	10	85	15
Jämijärvi	VAR	6860588	274524	35.542.1.001_002	8815	Rh	Maa	349,3	20	28	19	71	12
Ylisjärvi	VAR	6697991	294715	24.043.1.001_001	6122	Rr	Maa	129,1	22	7	5	73	15
Köyliönjärvi	VAR	6784628	249426	34.054.1.001_001	6417	Rr	Maa	145,2	27	16	12	77	13
Kivijärvi	KAS	6761005	537480	14.192.1.001_002	11983	Kh	Maa	217,1	16	10	8	81	20
Kannusjärvi	KAS	6729688	511202	12.005.1.006_001	12808	Ph	Maa	31,6	20	8	7	87	19
Pieni Rautjärvi	KAS	6843246	645341	03.040.1.013_001	12679	Ph	Maa	71,4	21	12	11	89	14
Simpelejärvi	KAS	6820350	635127	03.070.1.001_001	67860	MVh	Maa	24,0	28	2	1	76	13
Sääskjärvi	KAS (HAM)	6743997	457686	16.004.1.001_001	12300	Rr	Maa	65,1	31	3	3	93	15
Hauhonselkä	HAM	6783806	366213	35.772.1.001_001	1832	Kh	Maa	1724,3	8	10	8	81	17
Äimäjärvi	HAM	6772566	346594	35.262.1.001_001	1796	Mh	Maa	93,5	12	8	7	84	19
Villikkalanjärvi	HAM	6737229	447680	16.003.1.003_001	307	Rr	Maa	411,4	29	4	3	77	17
Eräjärvi	PIR	6828364	373015	35.726.1.001_001	9278	Mh	Maa	58,2	14	6	5	77	17
Pyhäjärvi-Hulaus	PIR	6810226	313447	35.211.1.001_003	7562	Mh	Maa	120,3	20	8	7	83	16
Tottijärvi	PIR	6812941	303985	35.211.1.009_a01	7593	Mh	Maa	5,5	22	-	-	-	-
Valvatus	ESA (POS)	6898777	543091	04.213.1.002_001	13939	Rk	Maa	116,5	12	13	11	80	17
Korttajärvi	KES	6912310	432112	14.292.1.002_001	25000	Ph	Maa(Met)	235,6	7	11	9	82	21
Lehesjärvi-Vähäjärvi	KES	6913786	434804	14.296.1.001_001	25004	Ph	Maa	100,1	11	8	7	81	20
Ahveninen	KES	6923222	448840	14.353.1.001_001	25253	MVh	Maa	7,1	18	4	3	81	10

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu-paikan ID	Tyyppi	Merkittäv-paine	Valuma-alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve-maa-%	Ojitetut turve-maat %	Ojitus-% turve-mailla	Hak-kuu-%
Ullavanjärvi	EPO	7060405	354489	49.054.1.001_001	26825	MRh	Maa	144,2	9	32	23	72	11
Alajärvi	EPO	6990020	341315	47.043.1.001_001	5063	MRh	Maa	482,0	11	24	21	88	15
Kuortaneenjärvi	EPO	6970916	319697	44.041.1.001_001	4753	Rh	Maa	1257,9	15	23	19	84	14
Räyriinjärvi	EPO	7033317	339602	48.005.1.003_001	26689	Mh	Maa	15,3	16	27	21	79	7
Keskimmäinen-Sulkama	POK	6943608	611973	04.316.1.007_001	22225	Ph	Maa	7,7	29	5	4	74	9
Iso Vatjusjärvi	POP	7106654	418941	54.039.1.002_001	27748	Ph	Maa	44,0	9	23	22	97	15
Viitaanjärvi	POS	7051195	515377	04.581.1.012_001	18294	Rh	Maa	1334,6	7	33	27	81	14
Haapajärvi	POS	7047676	499661	04.522.1.001_001	18025	MRh	Maa	1936,8	13	29	26	88	14
Syväjärvi	POS	6946381	484778	14.711.1.032_001	20429	Ph	Maa	5,4	17	2	1	83	16
Niemisjärvi	POS	7057823	474517	04.556.1.001_y01	18158	Rr	Maa	181,1	18	24	21	90	15
Kirmanjärvet	POS	7039283	515248	04.516.1.001_001	17934	Rr	Maa	29,5	27	5	4	70	8
Lyhyenjärvi	POS	6993064	525544	04.289.1.016_001	17557	Rk	Maa	14,9	37	7	6	86	11
Pääjärvi	HAM	6743129	340206	35.984.1.017_001	41732	Rh	Met	30,8	1	26	23	88	18
Kalliojärvi	PIR	6867245	368060	35.756.1.048_a01	9549	Rh	Met	4,1	0	9	7	85	30
Hirvijärvi	ESA	6914184	498193	14.935.1.015_001	15498	MRh	Met	14,8	0	36	31	88	23
Laavus	ESA	6891226	505575	14.938.1.003_001	15385	MRh	Met	14,3	1	49	37	76	16
Iso Vehkajärvi	ESA	6873606	613213	04.184.1.008_001	13822	Mh	Met(Maa)	42,5	3	31	29	95	19
Kuohattijärvi	POK	7057500	622586	04.478.1.015_001	23561	Kh	Met	56,8	0	32	30	94	20
Kajoonjärvi	POK	7000724	598323	04.761.1.001_001	23782	Kh	Met	125,8	2	24	21	88	12
Viekijärvi	POK	7034240	635543	04.482.1.001_001	23633	Rh	Met(Maa)	597,9	4	26	22	87	16
Iso Riihijärvi	KAI	7121215	656773	59.963.1.047_001	35289	MRh	Met	17,4	0	44	32	74	6
Roukajärvi	KAI	7160471	579605	59.426.1.002_001	32162	MRh	Met	15,4	0	47	44	95	10
Komujärvi	POP	7057936	456285	54.053.1.001_001	27358	MRh	Met(Maa)	95,8	7	34	32	95	18
Pasmajärvi	LAP	7447010	386391	67.862.1.001_001	48214	Mh	Met	143,7	0	35	17	49	9
Siika-Kämä	LAP	7344965	476960	64.094.1.004_001	36280	Mh	Met	18,0	1	37	25	67	7
Kuhajärvi	LAP	7310299	486256	61.468.1.008_001	36051	Mh	Met	16,0	5	30	21	70	4

Nimi	ELY	P_ETRS-TM35FIN	I_ETRS-TM35FIN	vmTunnus	Vedenlaatu-paikan ID	Tyyppi	Merkittäv-paine	Valuma-alue (km <sup>2</sup> )	Pelto-%	Turve-maa-%	Ojitetut turve-maat %	Ojitus-% turve-mailla	Hak-kuu-%
Kelujärvi-Matalajärvi	LAP	7483347	502928	65.896.1.001_001	38080	Mh	Met(Maa)	62,7	2	28	9	32	7
Simijärvi Iso-Simi	UUD	6675576	308564	82.002.1.031_001	2987	Vh	Ref	9,8	0	7	4	55	7
Marsjön	UUD	6660635	326207	81.068.1.001_001	51626	MVh	Ref	13,6	8	3	2	59	9
Valkjärvi	VAR	6856864	237163	36.019.1.001_001	9676	Mh	Ref	12,5	1	11	6	57	15
Sonnenan	HAM	6795871	469264	14.179.1.074_001	14538	Vh	Ref	4,5	0	2	1	50	5
Valkea-Kotinen	HAM	6791312	396041	35.787.1.030_001	1898	Rh	Ref	0,2	0	19	4	20	0
Ala-Rieveli	HAM	6796874	455635	14.171.1.001_a01	14547	Kh	Ref	769,9	3	9	7	80	16
Luomajärvi	KAS	6728849	507375	12.005.1.004_001	11397	Vh	(Ref)	5,6	2	12	6	53	21
Siikajärvi	PIR	6855975	352338	35.754.1.010_001	9518	Vh	Ref	4,2	0	13	9	68	12
Kovero	PIR	6880551	339083	35.413.1.005_001	8404	Ph	Ref	24,1	1	7	4	61	11
Vehkajärvi	PIR	6818087	386736	35.784.1.002_001	9604	Vh	(Ref)	207,8	2	10	8	78	17
Kuusvesi	KES	6921551	452320	14.351.1.001_001	59857	Vh	(Ref)	7305,1	5	16	13	84	16
Iso Hietajärvi	POK	7009182	686490	04.963.1.012_001	24486	Vh	Ref	4,1	0	32	1	2	0
Pusonjärvi	POK	6988193	645179	04.412.1.014_001	23039	Ph	(Ref)	22,3	0	21	18	84	19
Petäjajärvi	POS	7004002	489932	14.748.1.002_001	20919	MRh	(Ref)	160,8	3	25	21	81	17
Koskelovesi	POS	6948131	495841	14.713.1.001_001	41832	Vh	(Ref)	4641,2	4	18	15	84	15
Hankavesi	POS	6941185	488881	14.712.1.001_y01	20367	Vh	(Ref)	5121,1	5	18	15	84	16
Raatejärvi	POP	7043167	401583	53.056.1.007_001	27161	MRh	Ref	4,5	0	40	3	7	1
Oijärvi	POP	7279483	450020	63.021.1.001_001	29488	MRh	(Ref)	704,7	1	61	26	43	6
Jongunjärvi	POP	7240822	512028	61.214.1.001_001	28736	Mh	(Ref)	2683,5	1	36	24	68	11
Keimiöjärvi	LAP	7540483	380894	67.476.1.001_001	38556	MVh	Ref	9,2	0	8	0	0	0
Pallasjärvi	LAP	7548773	383300	65.652.1.001_001	37657	Vh	Ref	107,3	0	13	1	5	0

## Liite 2. Turvemaiden ojitusosuuden ja valuma-alueen turvemaaosuuden suhde



Kuva L2. Turvemaiden ojitusosuuden (Ojitus-% turvemaiilla) ja kaikkien turvemaiden osuuden (Turvemaa-%) suhde jokien (A) ja järvien (B) valuma-alueilla. Muuttujien välillä ei ole tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota (jokikohteilla Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin  $r_s = -0,125$ ,  $p = 0,258$ ; järvillä  $r_s = 0,120$ ,  $p = 0,317$ ). Symbolit kuvaavat joki- ja järvi-kohteiden vesienhoidon tyypittelyä. H = humuksinen, RH = runsahumuksinen, RK = runsaskalkkinen, RR = runsaravinteinen, VH = vähähumuksinen.



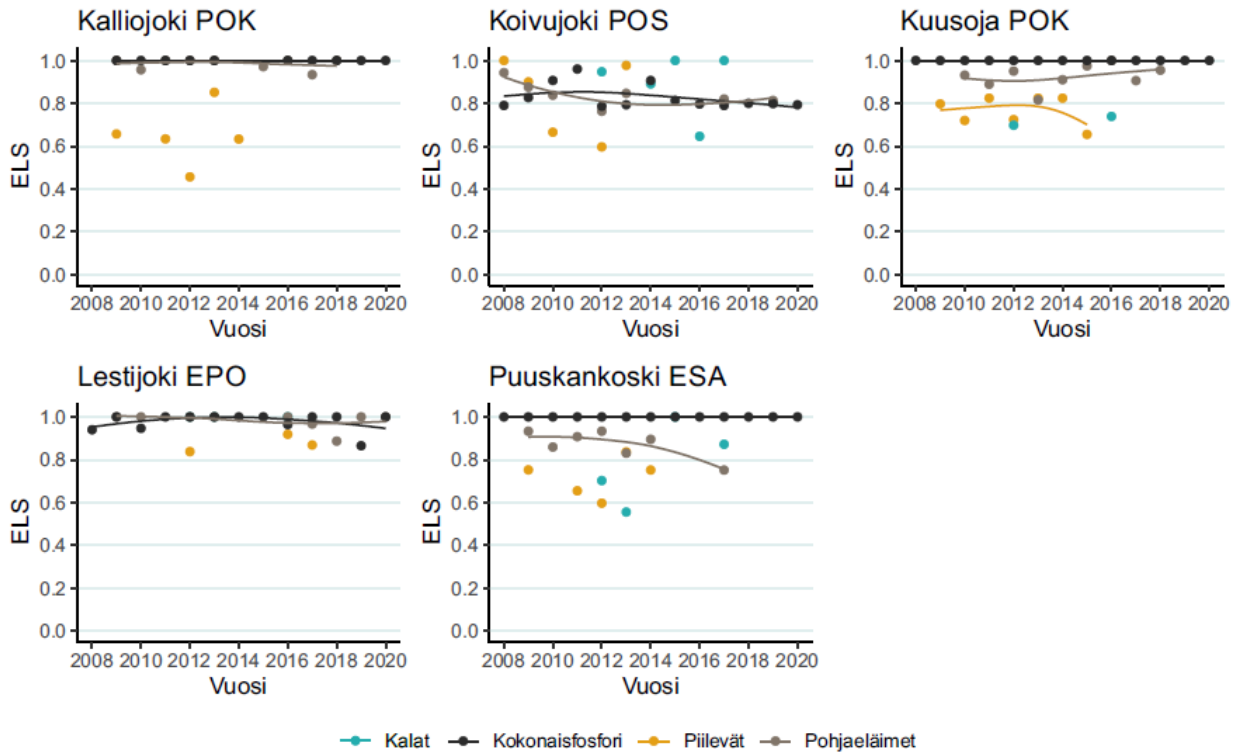
### Liite 3. Lineaaristen regressiomallien vertailu järvillä

**Taulukko L3.** Järvien vedenlaatuomuttujien yksinkertaisten ja monimuuttujaregressiomallien vertailu. Kullekin vedenlaatuomuttujalle rakennettiin yksinkertainen malli turvemaaosuudella johon sitten lisättiin selittäväksi muuttujaksi turvemaiden ojitusosuus ja myös valuma-alueen hakkuuosuus. Tarkastelussa ovat mukana metsätalouden kuormittamat järvet ja vertailujärvet. Kustakin kolmesta regressiomallista paras on lihavoitu.

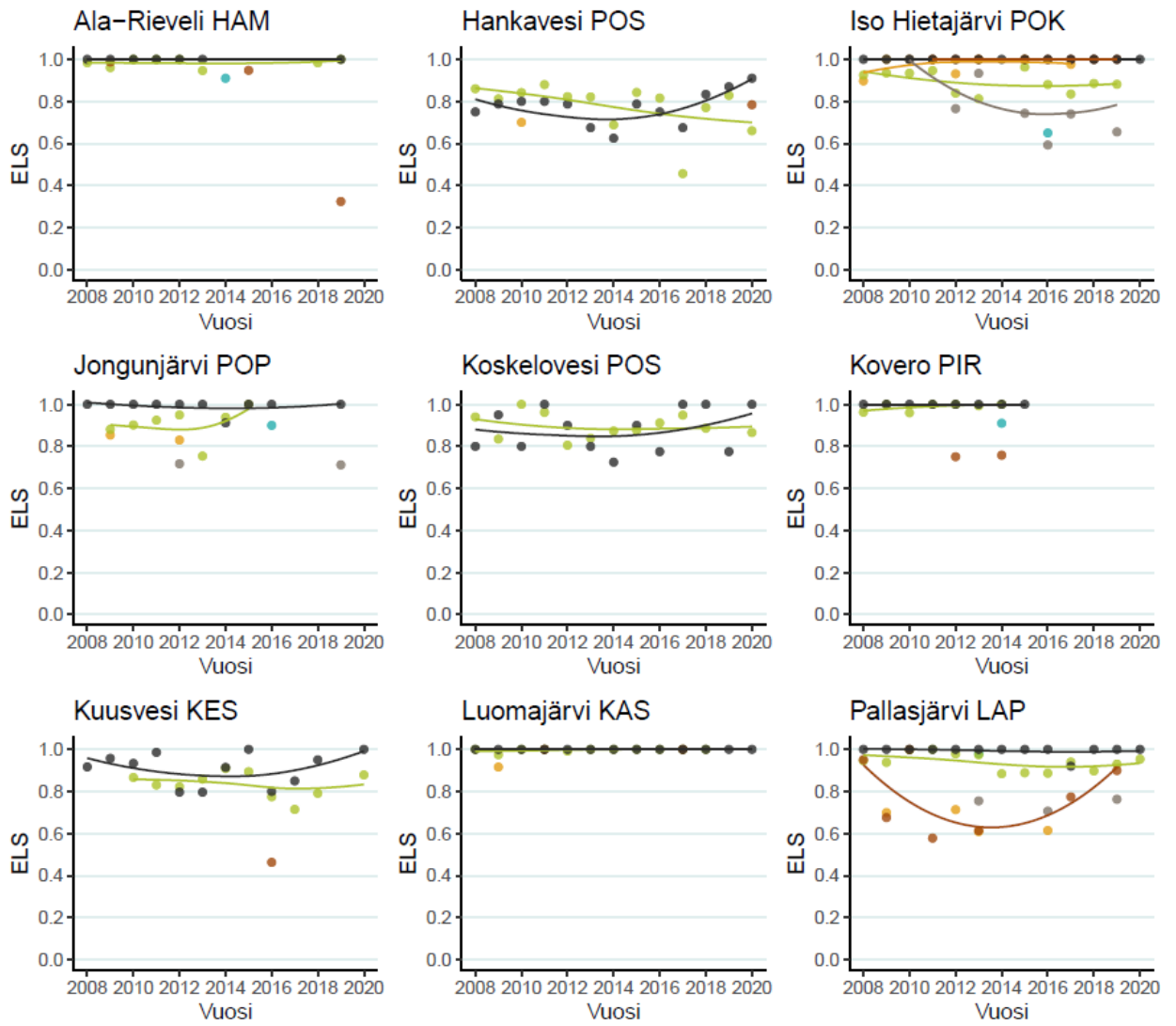
Aineisto	Vastemuuttuja	Regressiomallit	Sov. R <sup>2</sup>	p	AIC	
Runsashumuksiset järvet	Kok. P	Turvem-% va	0.08	0.187		
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0.16</b>	<b>0.181</b>		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.07	0.349		
	Kok. N	Turvem-% va	0.00	0.786		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.658		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.801		
	Minimi-pH	Turvem-% va	0.14	0.129		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.21	0.137		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.25	0.160		
	Väri	Turvem-% va	0.00	0.517		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.517		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.541		
	Kem.hapenk.	Turvem-% va	0.00	0.365		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.17	0.179		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.21	0.195		
	Org. hiili	Turvem-% va	0.00	0.512		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.31	0.172		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.14	0.373		
	Humusjärvet	Kok. P	Turvem-% va	0.34	0.028	90.92
			<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0.39</b>	<b>0.043</b>	<b>90.67</b>
			Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.35	0.097	
		Kok. N	Turvem-% va	0.06	0.214	
			Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.444	
			Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.20	0.210	
Minimi-pH		Turvem-% va	0.11	0.153		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.04	0.342		
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.04	0.379		
Väri		Turvem-% va	0.54	0.004	107.92	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0.68</b>	<b>0.002</b>	<b>104.46</b>	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.64	0.010	106.30	
Kem.hapenk.		Turvem-% va	0.46	0.009	57.00	
		<b>Turvem-% va + Ojitus-% turvem</b>	<b>0.50</b>	<b>0.017</b>	<b>56.80</b>	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.46	0.047	58.28	

Aineisto	Vastemuuttuja	Regressiomallit	Sov. R <sup>2</sup>	p	AIC
	Org. hiili	Turvem-% va	0.00	0.508	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.553	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.847	
Vähähumuksiset järvet	Kok. P	Turvem-% va	0.00	0.405	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.638	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.838	
	Kok. N	Turvem-% va	0.00	0.545	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.09	0.267	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.448	
	Minimi-pH	Turvem-% va	0.00	0.884	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.784	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.919	
	Väri	Turvem-% va	0.06	0.228	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.00	0.433	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.00	0.662	
	Kem.hapenk.	Turvem-% va	0.06	0.225	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.29	0.089	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.23	0.180	
	Org. hiili	Turvem-% va	0.00	0.388	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem	0.49	0.080	
		Turvem-% va + Ojitus-% turvem + Hakkuu-%	0.57	0.105	

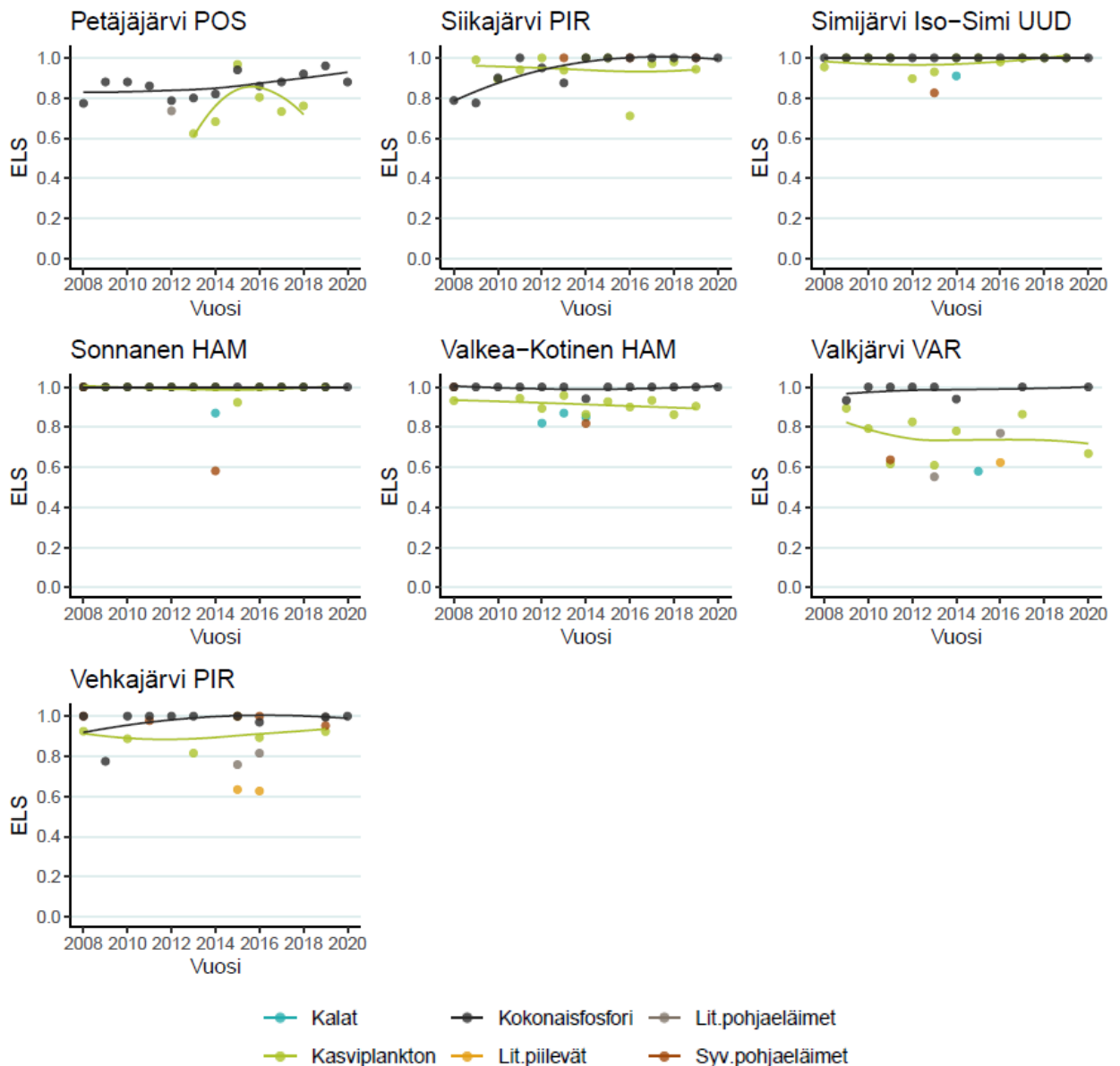
## Liite 4. Vertailupaikkojen ajallinen vaihtelu



Kuva L4.1. Biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen vaihtelu tarkastelujaksolla 2008–2020 jonkin biologisen laatutekijän osalta intensiiviseuratulla vertailujokien paikoilla. ELS-arvot pysyivät suhteellisen vakaina lukuun ottamatta pohjaeläinten laskua erinomaisen tilan ylärajalta erinomaisen ja hyvän tilaluokan rajalle Pohjois-Savon Koivujoella. Etelä-Savon Puuskankoskella pohjaeläinten tila laski luokasta erinomainen luokkaan hyvä viimeisenä havaintovuotena, tosin havaintoja tarkastelukauden loppupuolelta on vähän. Piilevien ja kalojen tila-arvioissa esiintyi kohtalaisen paljon vuosien välistä vaihtelua ja usein ne luokittuivat hyvään, joskus jopa tyydyttävään tilaan. Kokonaisfosfori pysyi vakaana vuodesta toiseen ja sen pitoisuus oli kaikilla paikoilla lähes aina alle vertailuarvopitoisuuden (ELS=1).



Kuva L4.2. Jatkuu seuraavalla sivulla.



Kuva L4.2 (sivut 82 ja 83). Biologisten laatutekijöiden ja kokonaisfosforin ELS-arvojen vaihtelu tarkastelujaksolla 2008–2020 jonkin biologisen laatutekijän osalta intensiiviseuratulla järvellä. ELS-arvot pysyivät pääasiassa suhteellisen vakaina. Pohjois-Savon Hankaveden kasviplankton oli erinomaisen tilan raja-arvojen sisällä tarkastelukauden alkupuolella, mutta vuodesta 2014 eteenpäin yleisemmin hyvässä tai tyydyttävässä kuin erinomaisessa tilassa. Kokonaisfosforin ELS-arvot laskivat tai nousivat samaan aikaan kuin kasviplanktonin ELS-arvot, lukuun ottamatta viimeistä havaintovuotta 2020, jolloin kasviplanktonin ELS-arvo oli laskenut selvästi, mutta kokonaisfosforin ELS-arvo oli kohentunut entisestään. Yleisesti ottaen saman suuntainen vaihtelu viittaa kuitenkin siihen, että fosforipitoisuudet säätelevät kasviplanktoniyhteisöjä Hankavedellä. Pohjois-Karjalan Iso Hietajärven litoraalin pohjaeläimet olivat tarkastelukauden alussa useimmin erinomaisessa tilassa, mutta loppupuolella yleensä hyvässä tilassa. Pallasjärvellä Lapissa syvänpohjaeläinten tila laski tarkastelukaudella hyvään ja tyydyttävään tilaan, mutta nousi takaisin erinomaiseen tilaan vuonna 2019. Pohjois-Savon Petäjajärvellä kokonaisfosforin tila on silmämääräisesti lievästi parantunut erinomaisen tilaluokan sisällä tarkastelukauden aikana. Pirkanmaan Siikajärvellä kokonaisfosforin tila parani ensimmäisten havaintovuosien hyvän ja erinomaisen tilaluokan rajalta erinomaisen tilan ylärajalle (pitoisuus < vertailuarvo) jossa se on pysynyt vuodesta 2014.







ISBN 978-952-11-5449-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)