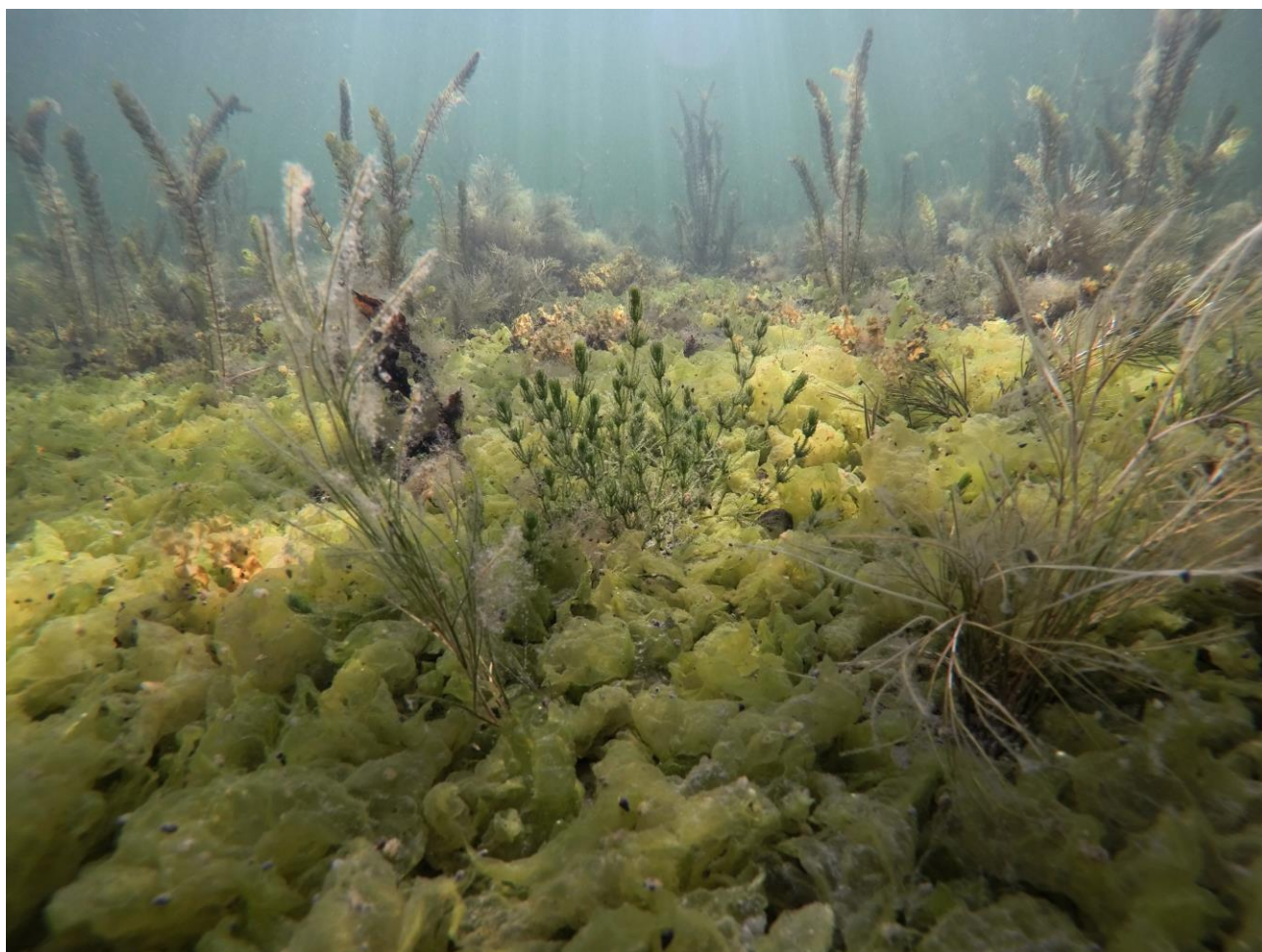


VELMU Meriluonto 2021- Indikaattorit



Skålskär Kemiönsaari Kuva: Kevin O'Brien Metsähallitus



Antti Takolander¹, Rasmus Boman², Louise Forsblom¹, Sonja Salovius-Laurén³, Samuli Korpinen¹, Joonas Hoikkala², Elina Virtanen¹, Lasse Kurvinen²

- 1) Suomen Ympäristökeskus (Syke), Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki
- 2) Metsähallitus, Luontopalvelut, Ratatie 11, 01301 Vantaa
- 3) Åbo Akademi, Ympäristö- ja meribiologia, Henrikinkatu 2, 20520 Turku

Johdanto

Yhtenä Meriluonto 2021 -kampanjan tavoitteena oli pyrkiä saamaan vastauksia meriluontotyyppien tilaan liittyviin kysymyksiin. VELMU-ohjelma on ensisijaisesti kartoitusohjelma, ja aineistoa oli kertynyt runsaasti vuosien 2004–2020 aikana. Aineiston käyttö indikaattorityössä on kuitenkin haastavaa, sillä aineiston keruuta ei ole suunniteltu indikaattorikäyttöön; vedenalaista luontotietoa on kertynyt eri tahtiin eri merialueilla, ja ympäristöolosuhteet vaihtelevat vuosittain. Indikaattorien kehittämisessä olennaista olisivat alueellisesti kattavat luontotiedot samanaikaisesti kerätyn ympäristötiedon kanssa.

Suomen merialueilla ei ole kattavasti testattu indikaattoreiden toimivuutta (ks. kuitenkin Hansen ja Snickars (2014); Rinne ym. (2018)), vaikka tarvetta niille olisi esimerkiksi meristrategia- ja vesipuidedirektiivien toteuttamisessa, Itämeren luontotyyppien tilaluokittelussa, aluesuunnittelussa, luontokadon arvioinnissa sekä toimenpiteiden ohjaamisessa. Vuonna 2021 toteutettiin intensiiviset lajistokartoitukset (nk. Meriluonto 2021 -kampanja) ennalta määritellyillä kohteilla, ja aineistoa käytettiin erilaisten indikaattorien toimivuuden testaamisessa.

Kohdevalinnat

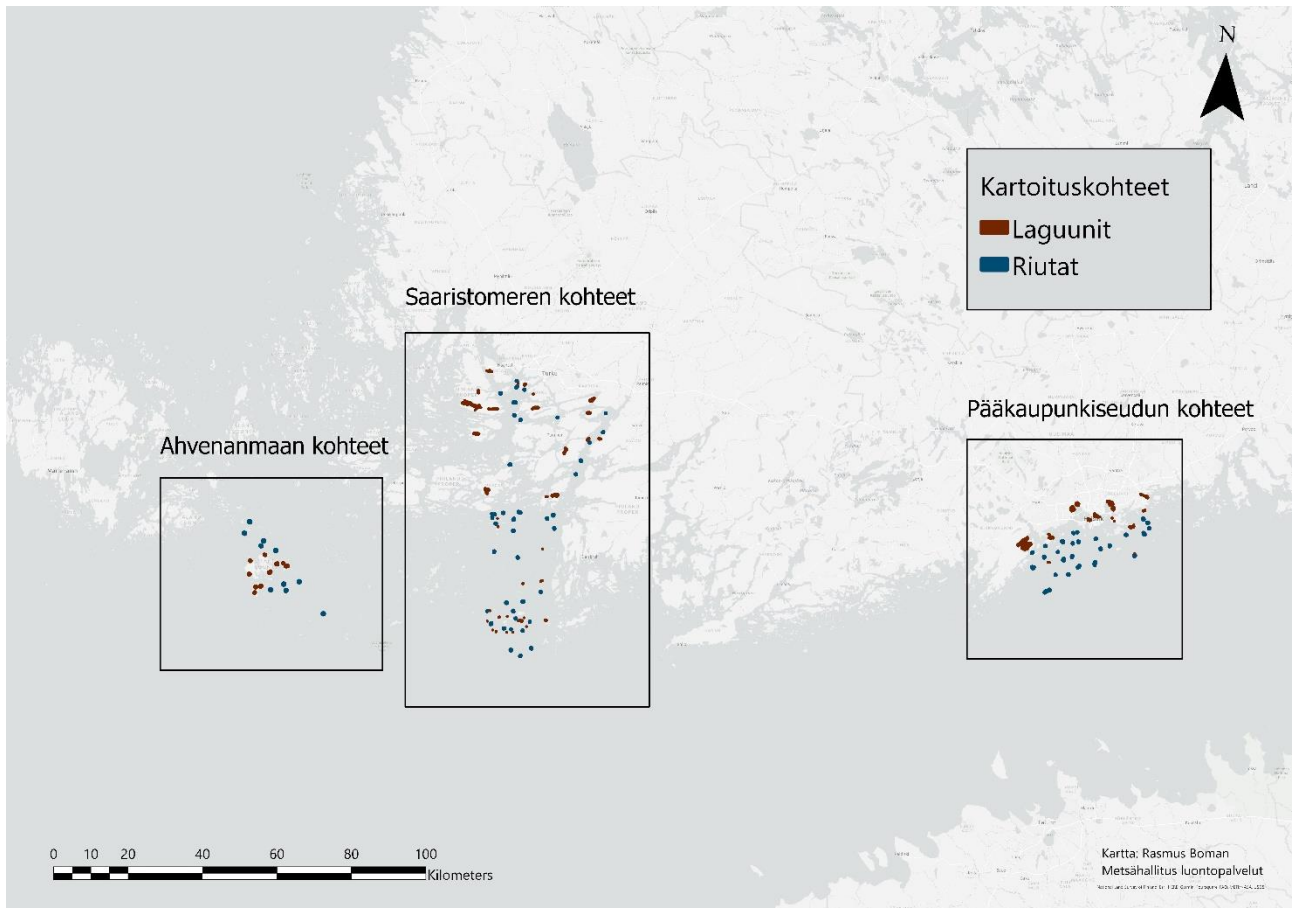
Meriluonto 2021 -kampanjassa kartoitukset suunniteltiin toteutettavaksi yhtenä vuonna, samaan vuodenaikaan, mahdollisimman vertailukelpoisilla kohteilla ja samoilla menetelmillä kolmella eri alueella: pääkaupunkiseutu, Saaristomeri ja Ahvenanmaa (Kuva 1 a-d).

Kartoitettavat kohteet sijoitettiin erilaisille rehevöitymis- ja avoimuusgradienteille ulottuen sisäsaaristosta ulkomerelle, sekä idästä pääkaupunkiseudulta länteen Kökarin saaristoon Ahvenanmaalle, jotta indikaattorien toimivuutta pystyttiin arvioimaan. Tähän hyödynnettiin MERIS-satelliittitulkintaan pohjautuvaa näkösyvyyttä, jonka spatiaalinen resoluutio oli 300m (Lappalainen ym. 2019). Kartoitettavat kohteet sijoitettiin kolmeen eri luokkaan näkösyvyyden perusteella. Hypoteesina oli, että heikompi näkösyvyys heijastelisi rehevöityneempää aluetta. Rehevöitymisluokkien määrittelyn tukena käytettiin myös pintavesien ekologisen tilanluokittelun raja-arvoja (Aroviita ym. 2012), niitä hieman soveltaen. Lopulliset raja-arvot luokille tässä työssä olivat: Huono >2,9, Tyydyttävä 2,9-4,6 ja Hyvä >4,6.

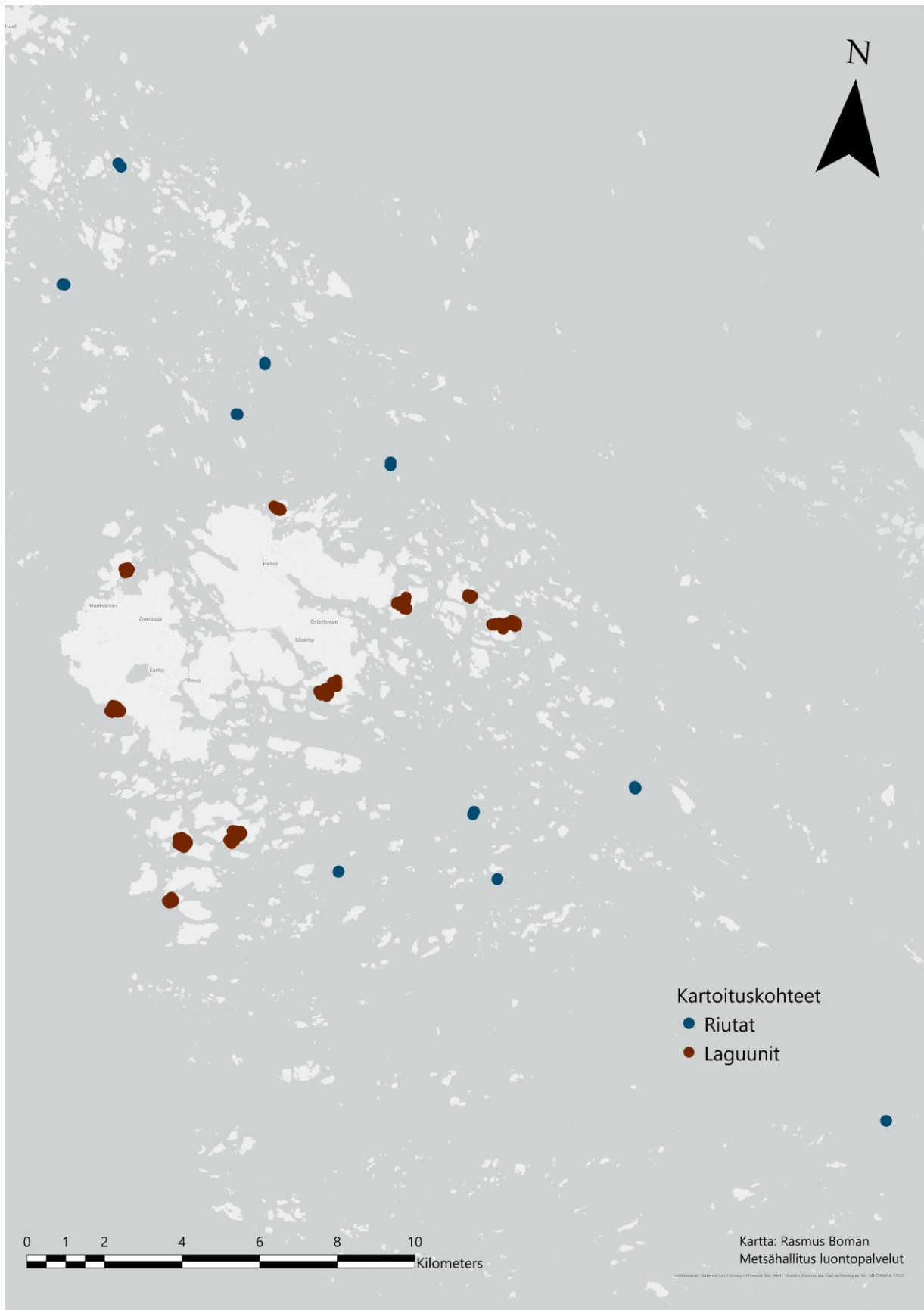
Jokaiseen luokkaan sijoitettiin kymmenen kohdetta kahdesta eri luontodirektiivin (92/43/EEC) luontotyyppistä: riutoista (1170) ja rannikon laguuneista (1150). Riuttojen kokohaarukaksi asetettiin 1–10 ha ja laguuneille 0,5-5ha, jonka lisäksi tarkasteluun otettiin pelkästään fladamaiset laguunit. Laguuneista valikoitui mukaan kuitenkin myös yli 5ha kohteita, mikäli soveltuvia kohteita ei muuten löytynyt riittävästi. Riutat pyrittiin lisäksi sijoittamaan avoimuudeltaan (merenpinnan avoimuus) samanlaisille alueille, jotta vaihtelu pysyisi vähäisempänä. Avoimuuden määrittelyyn käytettiin Isæus (2004) tuottamaa avoimuustasoa, ja vaihtelu pyrittiin pitämään välillä 10000-100000.

Saaristomereltä löytyivät kaikki kolme rehevöitymisluokkaa (huono/ tyydyttävä/ hyvä), pääkaupunkiseudulta kaksi (tyydyttävä/ huono), ja Ahvenanmaalta yksi (hyvä). Saaristomerelle sijoitettiin 30 riutaa ja 30 laguunia, pääkaupunkiseudulle 20 ja Ahvenanmaalle 10 kumpaakin luontotyyppiä. Pääkaupunkiseudun laguuneita ei voitu sijoittaa tasaisesti eri rehevöitymisluokille, sillä valtaosa laguuneista sijaitsi secchisyvyytensä puolesta huonoissa olosuhteissa (kuva 1d). Tällä ei kuitenkaan ollut jatkoanalyysien kannalta merkitystä, sillä rehevöitymisluokkaa ei käytetty muuttujana näiden osalta. GTK toteutti luotauksia

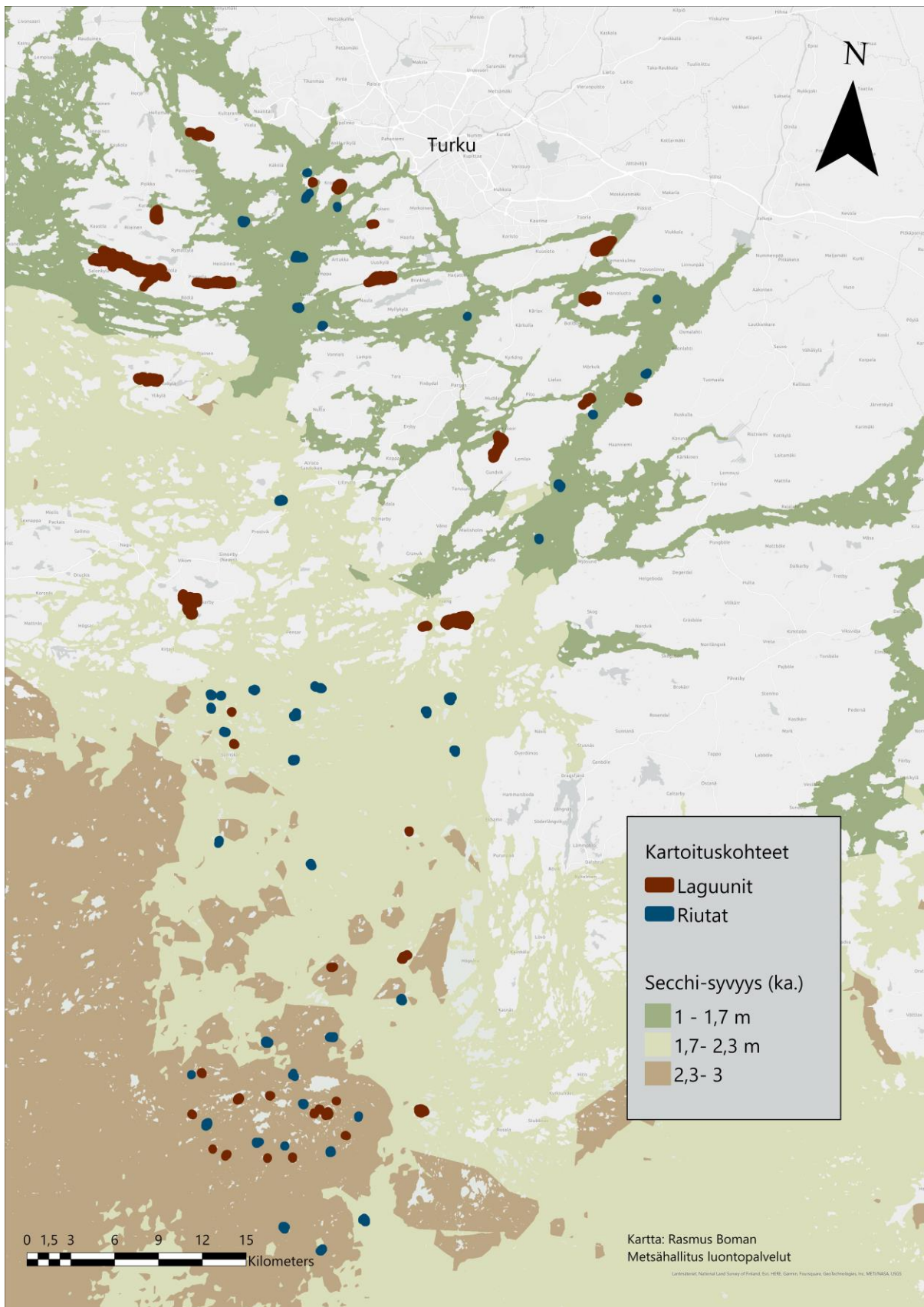
kahdella riutalla per rehevöitymisluokka vuonna 2020, joiden tuloksia voitiin hyödyntää sukelluslinjojen suunnittelussa, varsinkin alakasvurajatarkastelujen osalta. Edeltävänä kenttäkautena 2020 tehtiin lisäksi MH:n kenttätiimien osalta alustavia testauksia, esimerkiksi alakasvurajatarkastelujen osalta, joiden tuloksia hyödynnettiin jatkosuunnittelussa (O'Brien ym. 2020).



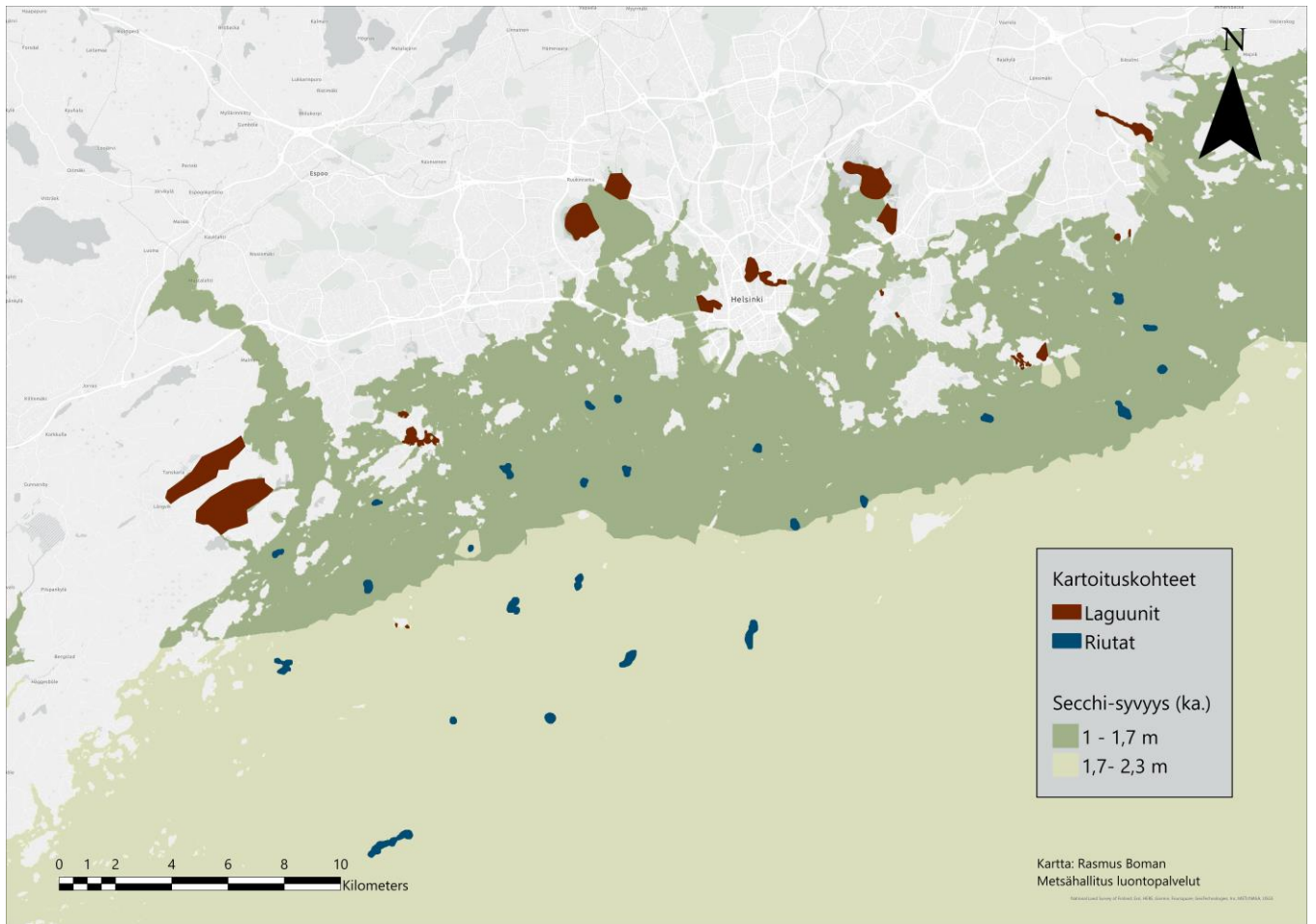
Kuva 1a. Kartoitusalueet Suomen etelärannikolla



Kuva 2b. Ahvenanmaan kartoituskohteet



Kuva 3c. Saaristomeren kartoituskohteet



Kuva 4d. Pääkaupunkiseudun kartoituskohteet

Kandidaatti-indikaattoreiden ekologinen tausta

Monivuotiset makrolevät kärsivät rehevöitymisestä sedimentaation ja lisääntyneen epifyyttisten rihmalevien kilpailupaineen kautta (Korpinen ym. 2007), ja rehevöitymispaineen kasvaessa yksivuotiset, opportunistiset lajit syrjäyttävät monivuotiset makroleväyhteisön valtalajeina (Worm ja Lotze 2006). Punalevät ovat keskimäärin viher- ja ruskoleviä herkempiä rehevöitymisen vaikutuksille (Takolander ym. 2017), minkä vuoksi niiden lajimäärä saattaa heijastella kasvupaikan rehevöitymispainetta. Puneleväpohjat on luokiteltu erittäin uhanalaisiksi (EN), ja punaleville suotuisten pohjien on arvioitu vähentyneen 50 – 70 % rannikkoalueilla rehevöitymisen vaikutuksesta (Kotilainen ym. 2018). Toisaalta monivuotisten lajien on havaittu kestävän melko rehevöityneitäkin olosuhteita (Rinne ym. 2011).

Makrolevävyöhykkeen alaosissa valtalajeina esiintyvien rusko- ja punalevien esiintymissyvyyden alaraja riippuu näkösyvyydestä (Rinne ym. 2011) ja saattaa siten olla potentiaalisesti käyttökelpoinen rehevöitymisen indikaattori. Näkösyvyyden heikkenemisen lisäksi rehevöitymisen kiihdyttämä sedimentaatio ja pohjien liettyminen estää makrolevien itiöiden kiinnittymisen kovalle pohjille, erityisesti syvällä, missä aallokon vaikutus on vähäistä (Eriksson ja Johansson 2003; Eriksson ja Johansson 2005). Suomen rannikkoalueilla suolapitoisuus sekä rannan avoimuus määrittävät rehevöitymisgradientin ohella melko voimakkaasti makrolevälajiston esiintyvyyttä (Rinne ym. 2011), mikä on huomioitava analyysseissa.

Rakkohaurua pidetään Itämeren rannikkovyöhykkeen avainlajina, ja rakkohauruvaltaiset pohjat ylläpitävät monipuolista eliöstöä (Schagerström ym. 2014). Rakkohaurun esiintyvyys ylläpitää myös muun makrolevälajiston monimuotoisuutta (Eriksson ym. 2006; Blanc ym. 2023). Rakkohauru on taantunut voimakkaasti rehevöitymisen vaikutuksesta viime vuosikymmeninä (Kautsky ja Kautsky 1986; Sahla ym. 2020).

Näkinpartaiset ovat herkkiä rehevöitymiselle (Hansen 2012; Pitkänen ym. 2013) ja muille vaikutuksille ihmistoiminnasta, kuten pienveneilylle (Hansen ym. 2019), ja puolet arvioituista lajeista on luokiteltu uhanalaisiksi (Kostamo ym. 2019b). Näkinpartaiset esiintyvät valtalajeina suhteellisen häiriintymättömissä merenlahdissa ja fladoissa (Munsterhjelm 1997), minkä vuoksi niiden suhteellisen yleisyyden voidaan ajatella heijastelevan rehevöitymispainetta.

Sinisimpukka (*Mytilus trossulus*) on riuttojen avainlaji, joka muodostaa kovalle pohjille leimallisen elinympäristön ja ylläpitää riuttalajiston monimuotoisuutta esiintyen yhdessä erilaisten punalevien kanssa (Koivisto ja Westerbom 2010; Attard ym. 2020; Westerbom ja Koivisto 2022). Vaikka maltillinen rehevöitymisen aiheuttama perustuotannon kasvu voi potentiaalisesti olla sinisimpukalle hyödyllistä, sinisimpukkapohjien häviäminen on liitetty mm. riuttoja peittävien rihmalevämattojen esiintymiseen (Baden ym. 2021). Rihmalevämatot saattavat estää nuorten yksilöiden kiinnittymisen pohjaan tai hajotessaan kuluttaa hapen paikallisesti, hävittäen sinisimpukkapohjat. Myös lisääntyneen sedimentaation oletetaan estävän sinisimpukkapopulaation uusiutumista (Westerbom ja Jattu 2006; Westerbom ym. 2008).

Testattavat indikaattorit

Testattavat indikaattorit valikoituivat asiantuntijatyönä Suomessa ja Virossa jo käytössä olevista (Torn ym. 2017; Rinne ym. 2018; Ahlman ym. 2020) minkä lisäksi kehitettiin uusia. Indikaattoreita jäseneltiin elinympäristön ja eliöstön mukaan (Taulukko 1). Valintaan vaikutti myös se, onko indikaattori testattavissa VELMU-sukelluslinjalta saatavan tiedon perusteella. Työn kuluessa indikaattoreita jätettiin kuitenkin pois kenttätöiden virtaviivaistamiseksi, erityisesti pohjajeläimiin liittyen (Taulukko 2).

Taulukko 1. Meriluonto 2021 -kampanjan testattavat indikaattorit.

Luontotyyppi	Eliöstö	Indikaattori
Riutta	Kasvillisuus	Monivuotisten lajien peittävyyssumma
Riutta	Kasvillisuus	Alimman makrofyttin esiintymissyvyys
Riutta	Kasvillisuus	Punalevien lajiston monimuotoisuus
Riutta	Kasvillisuus	Rakkohaurun peittävyys (koko riutta)
Riutta	Kasvillisuus	Vesikasvien päällykslevät
Matalat lahdet	Kasvillisuus	Näkinpartaisten peittävyys ja suhde putkilokasveihin
Matalat lahdet	Kasvillisuus	Rehevöitymisestä hyötyvien lajien osuus kasvillisuudesta (suhteelliset lajimäärät/peittävyydet) / Meriavain kasvi-indeksi
Matalat lahdet	Kasvillisuus	Vesikasvien päällykslevät
Riutta	Pohjaeläimet	Sinisimpukan peittävyys
Riutta	Pohjaeläimet	Rakkohaurufauna (lajisto, lajimäärä, biomassoja). Raportoitu erikseen ja julkaistu (Rinne ym. 2022)

Taulukko 2. Listauksessa mukana olleita indikaattoreita, joita ei testattu kautena 2021

Vedenalaiset hiekkasärkät	Kasvillisuus	Mukulanäkinparran, merisykeröparran ja meriajokkaan peittävyys
Vedenalaiset hiekkasärkät	Kasvillisuus	Rehevöitymisestä hyötyvien lajien osuus kasvillisuudesta (suhteelliset lajimäärät/peittävyydet) / Meriavain kasvi-indeksi
Vedenalaiset hiekkasärkät	Kasvillisuus	Ajelehtivien levämattojen seuranta
Vedenalaiset hiekkasärkät	Kasvillisuus	Vesikasvien päällykslevät
Vedenalaiset hiekkasärkät	Pohjaeläimet	Infaunan esiintyminen
Vedenalaiset hiekkasärkät	Pohjaeläimet	Detritus / suodattajien funktionaalisten ryhmien suhde, infauna
Vedenalaiset hiekkasärkät	Pohjaeläimet	Makroeliöiden lajirunsaus, infauna
Vedenalaiset hiekkasärkät	Pohjaeläimet	Kaivautuvien simpukoiden esiintyvyys
Vedenalaiset hiekkasärkät	Pohjaeläimet	Sensitiivisten pohjaeliöiden esiintyvyys
Matalat lahdet	Pohjaeläimet	Pehmeän pohjan eliöstö
Matalat lahdet	Pohjaeläimet	Putkilokasvien vedenpäällisten osien selkärangatonlajisto

Kenttätyöt

Kaudella 2021 Metsähallituksella (MH) oli indikaattorikartoituksissa kentällä Saaristomerellä kolme tiimiä ja pääkaupunkiseudulla kaksi. Åbo Akademin (ÅA) tiimi Ahvenanmaalla teki tiivistä yhteistyötä Åland Sea Map -hankkeen kanssa, ja samalla ÅA täydensi kaudella 2020 aloitettuja rakkohaurun eliöstökartoituksia. Näiden lisäksi sekä ÅA että MH mittasivat laguuneista ravinnepitoisuuksia (kokonaistyyppi- ja fosfori, 2 näytettä/laguuni, ~1m syvyydestä), joita hyödynnettiin laguunien osalta indikaattorianalyseissä paikallisen

rehevöitymisen kuvaajina. PK-seudulla kenttätöiden osalta tehtiin yhteistyötä Helsingin kaupungin kanssa sekä kartoituksissa että ravinnemittauksissa.

Suurin osa tiedosta kerättiin VELMU-sukelluslinjalla (VELMU 2022), joten samaa aineistoa voi hyödyntää usean indikaattorin laskentaan. VELMU-sukelluslinjadatan käyttö mahdollistaa myös toimivaksi havaittujen indikaattoreiden laskemisen/skaalaamisen laajemmille alueille hyödyntäen koko rannikolta kerättyä VELMU-aineistoa. Joitain poikkeuksia tähän oli, esimerkiksi alakasvurajojen osalta, jossa alimpia havaintoja etsittiin myös varsinaisen linjan vierestä.

Riutoille tehtiin kaksi sukelluslinjaa pääsääntöisesti. Laguunien osalta linjamäärät vaihtelivat hieman laguunin koon mukaan, mutta seurasivat VELMU-menetelmäohjetta.

Analyysien toteutus

Muutokset suunniteltuihin indikaattoreihin

Taulukossa 1 esitettyjen indikaattorien lisäksi analyyseissa testattiin kahta lisäindikaattoria: kaikkien makrolevien lajirunsautta sekä syvyyttä, jolla makrolevien kumulatiivinen peittävyys on 10 % (taulukko 3). Lahdille suunniteltu taulukossa 1 esitetty Meriavain kasvi-indeksi korvattiin analyysivaiheessa kehitetyllä uudella kasvillisuusindikaattorilla, jolla annettiin työnimeksi MQI (Macrophyte Quality Index, taulukko 3). Ehdotettu alkuperäinen Meriavain-indeksi perustui havaittuihin makrofyyttien lajimääriin, ja havaittujen ja odotettujen lajimäärien välisiin suhteisiin. Aineistoa visualisoitaessa ei kuitenkaan havaittu indikaattorissa ehdotettujen herkkien tai habitaatteja muodostavien lajien tai lajien kokonaismäärän havaittu suoraan korreloivan rehevöitymisen kanssa (kuva 15). Tämän vuoksi päädyttiin kehittämään uusi indikaattori, jossa laskettiin yksi suure (MQI) kuvaamaan makrofyyttilajiston rakennetta. Vesikasvien epifyyttiset levät jätettiin toistaiseksi pois analyyseista.

Taulukko 3. Indikaattoreiden tilanne analyysivaiheessa. BD = Biodiversea-hanke, C5 = Biodiversean C5-työpaketti.

Luontotyyppi	Indikaattori	Jatkotoimenpiteet
Riutta	1. Punalevien monimuotoisuus	Jatkokehitetään BD C5:ssä
Riutta	2. Makrolevien monimuotoisuus	-/-
Riutta	3. Makroleväindikaattorien alaraja (alimman makrofyytin esiintymissyvyys)	-/-
Riutta	4. Monivuotisten makrolevien peittävyys	-/-
Riutta	4.1. Mallinnettu 10% kumulatiivisen makroleväpeittävyden esiintymissyvyys	-/-
Riutta	5. Rakkohaurun peittävyys	-/-
Riutta	6. Sinisimpukan peittävyys	-/-
Riutta	7. Vesikasvien epifyyttisten levien määrä	selvitetään käyttökelpoisuutta BD C5:ssä
Riutta	8. Rakkohaurun lajisto	
Lahti	9. Näkinpartaisten peittävyys	
Lahti	9.1. Näkinpartaisten suhde putkilokasveihin	

Lahti	10. Meriavain kasvi-indeksi	selvitetään käyttökelpoisuutta BD C5:ssä
Lahti	10.1. Macrophyte Quality Index	Jatkokehitetään BD C5:ssä
Lahti	11. Vesikasvien epifyyttisten levien määrä	selvitetään käyttökelpoisuutta BD C5:ssä

Makrolevien 10% kumulatiivisen peittävyys syvyys kuvaa syvyyttä, jolla makrolevien kumulatiivinen peittävyys on 10%. Rannan avoimuus ja syvyys vaikuttavat makrolevien kokonaispeittävyteen. Avoimilla rannoilla peittävyys vesirajan alapuolella on aallokon vaikutuksesta alhaisempi kuin syvemmillä, jossa monivuotiset lajit muodostavat suuren osan levävyöhykkeen biomassasta (Kiirikki 1996). Makrolevien kumulatiivinen peittävyys eri syvyyksillä riippuu valon määrästä (näkösyvydestä), ja erityisesti syvemmillä näkösyvyyden vaikutus monivuotisten lajien peittävyteen on merkittävä (Rinne ym. 2018).

Makrolevien ja muiden makrofytyttien peittävyys vähenee valon määrän vähentyessä, ja on siksi käytettävissä rehevöitymisen indikaattorina. Toisaalta myös runsas sedimentaatio vähentää esiintymissyvyyttä (syvemmillä vähemmän aaltoliikettä), mikä osaltaan heijastelee rehevöitymistä tai pohjasedimenttien resuspensiota. Rehevöityneillä kohteilla, jossa näkösyvyys on alhainen, 10% kumulatiivinen makroleväpeittävyys esiintyy oletettavasti lähempänä pintaa kuin kohteilla, joissa rehevöitymispaine on alhainen ja näkösyvyys suurempi. Makrolevien kokonaispeittävyttä mallinnettiin Tanskan rannikkovesien tilan arviointiin kehitetyllä mallilla (Carstensen 2020).

Indikaattoreiden laskenta ja analyyseissa käytetyt muuttujat

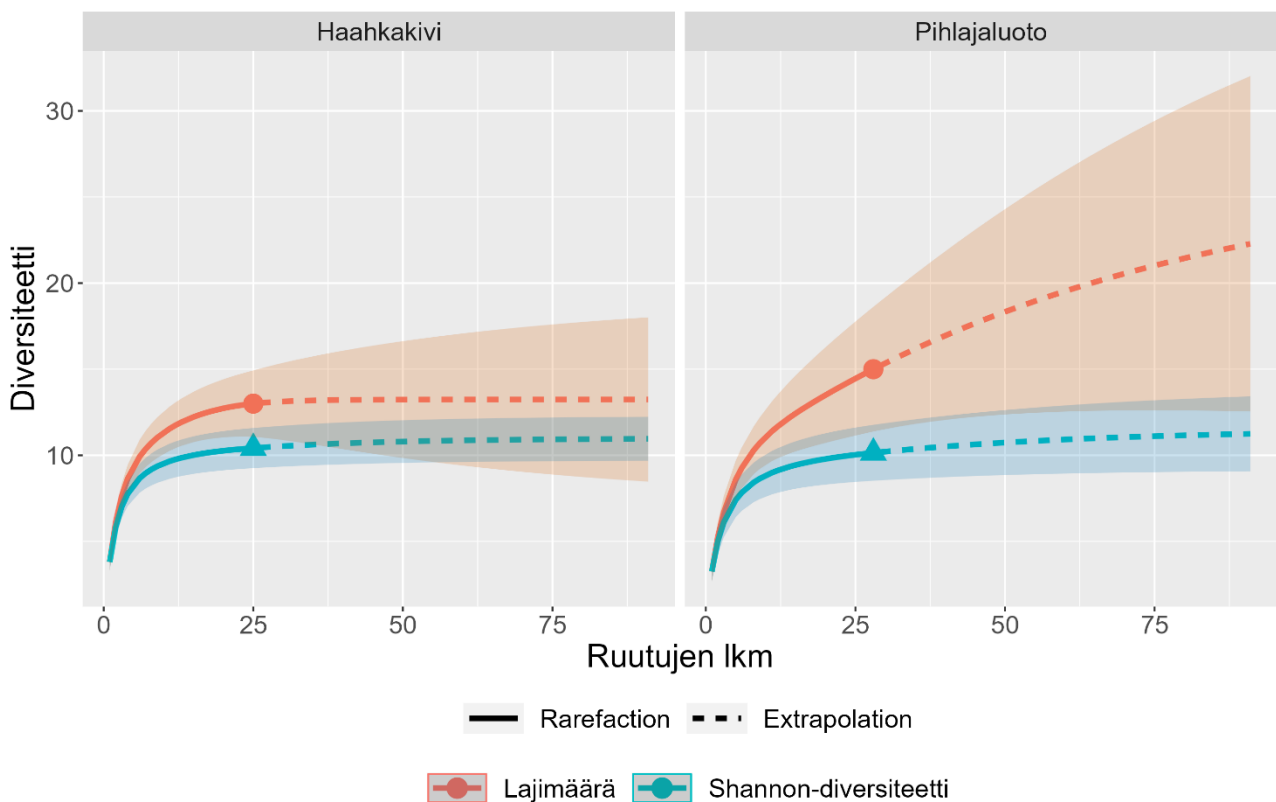
Rehevöitymisen kuvaajana käytettiin riuttakohteilla secchisyvyyttä. Ravinnemittauksia riuttakohteilta ei tehty kartoitusten yhteydessä. 10% kumulatiivisen makroleväpeittävyys esiintymissyvyyden analysoinnissa käytettiin rehevöitymisen kuvaajana interpoloitua kokonaisfosforia, koska secchisyvyyttä oli jo käytetty makrolevien kumulatiivisessa peittävyysmallissa valon vaimenemiskertoimen arvioinnissa (ks. alla). Lahdilla rehevöitymisen indikaattorina käytettiin kartoitusten yhteydessä mitattua lahden kokonaisfosforipitoisuutta, joka keskiarvoistettiin jokaiselle lahdelle kahdesta tehdystä mittauksesta.

Secchisyvyydestä ei ollut kattavia mittauksia kartoitusten yhteydessä, joten secchiarvot poimittiin riutoille keskiarvoistetulta rasteritasolta (Lappalainen ym. 2019), joka kattoi vuodet 2003-2011. Samaa tasoa hyödynnettiin myös kenttätöiden suunnitteluvaiheessa kohteiden sijoittelussa rehevöitymisgradientille. Rehevöitymispaineen lisäksi ympäristömuuttujina käytettiin mallinnettua pintaveden suolapitoisuutta (Virtanen ym. 2018), veteen liuenneen humuksen määrää (eng. Coloured Dissolved Organic Matter, CDOM) (Virtanen ym. 2018), pinnan aaltoekspositiota (Isæus 2004) ja merenpohjan avoimuusindeksiä (seafloor fetch) (Sahla 2019). Merenpohjan avoimuusindeksi kuvaa esteetöntä etäisyyttä merenpohjalla, ja kuvaa pinnalle laskettua tuulen pyyhkäisymatkaa paremmin aallokon vaikutusta pohjalla, kun esimerkiksi riuttojen suojaava vaikutus otetaan huomioon. Peittävyysindikaattoreiden analyyseissa käytettiin lisäksi meren osuutta 10 x 10 km solusta (laskettuna 20 x 20 m resoluutiolle) (Virtanen ym. 2018), kasvillisuusruudun syvyyttä ja kovan pohjan osuutta ruudun pinta-alasta. Kaikkien rasteritasojen spatiaalinen resoluutio oli 20 x 20 metriä. Analyyseista pudotettiin pois valitun rehevöitymisen kuvaajan (secchisyvyys tai kokonaisfosfori) kanssa voimakkaan korreloituneet ympäristömuuttujat. Pohjatyyppiä kuvattiin laskemalla joko kovien tai pehmeiden pohjien osuus jokaiselle kasvillisuusruudulle. Koviksi pohjiksi laskettiin kallio, erilaiset lohkat (> 600 mm) sekä isot kivet (100 – 600 mm). Pehmeiksi pohjiksi laskettiin hiekka, siltti, turve, muta, liikkuva sedimentti ja sora.

Lajirunsaudet, syvimmän makrofyitin esiintymissyvyys, 10% kumulatiivisen peittävyuden esiintymissyvyys ja MQI analysoitiin riutta-/lahtikohtaisista estimaateista/keskiarvoista (1 riutta = 1 havaintopiste), jota varten myös poimitut ympäristömuuttujat keskiarvoistettiin jokaiselle kohteelle. Lahti- tai riuttakohtaiset lajirunsaudet estimoitiin iNEXT-R-paketilla (Hsieh ym. 2016), koska kartoitusintensiteetti vaihteli kohteiden välillä (keskimäärin kahdesta neljään sukelluslinjaa/riutta).

iNEXT-analyysi perustuu kolmen lajiston monimuotoisuutta kuvaavan suureen, lajimäärän, Shannon-diversiteetin ja Simpson-diversiteetin, n.s. Hillin lukujen (Hill 1973) estimointiin. iNEXT-paketti ennustaa kolmen edellä mainitun suureen arvot halutulle näytteenottointensiteetille joko ekstrapoloimalla tai havainnointi-intensiteetin korjauksella (kuva 2). Käytännössä lajimäärää arvioitaessa ekstrapolaation tulisi rajoittua havaintomääriin, jotka ovat noin kaksin- tai kolminkertaiset toteutettuihin havaintoihin verrattuna (eli jos on kartoitettu 50 ruutua, voidaan lajimäärän kehitystä arvioida suhteellisen luotettavasti sataan ruutuun saakka) (Chao ym. 2014; Hsieh ym. 2016). iNEXT-estimointia varten riutan makrolevien peittävyysaineisto muutettiin esiintyvyydeksi. Analyysit tehtiin erikseen punaleville sekä kaikille havaituille makroleville samalla tavalla. Jokaiselle riutalle arvioitiin standardoitu lajirunsaus ekstrapoloimalla tai havainnointi-intensiteetin korjauksella (nk. rarefaction) (kuva 2).

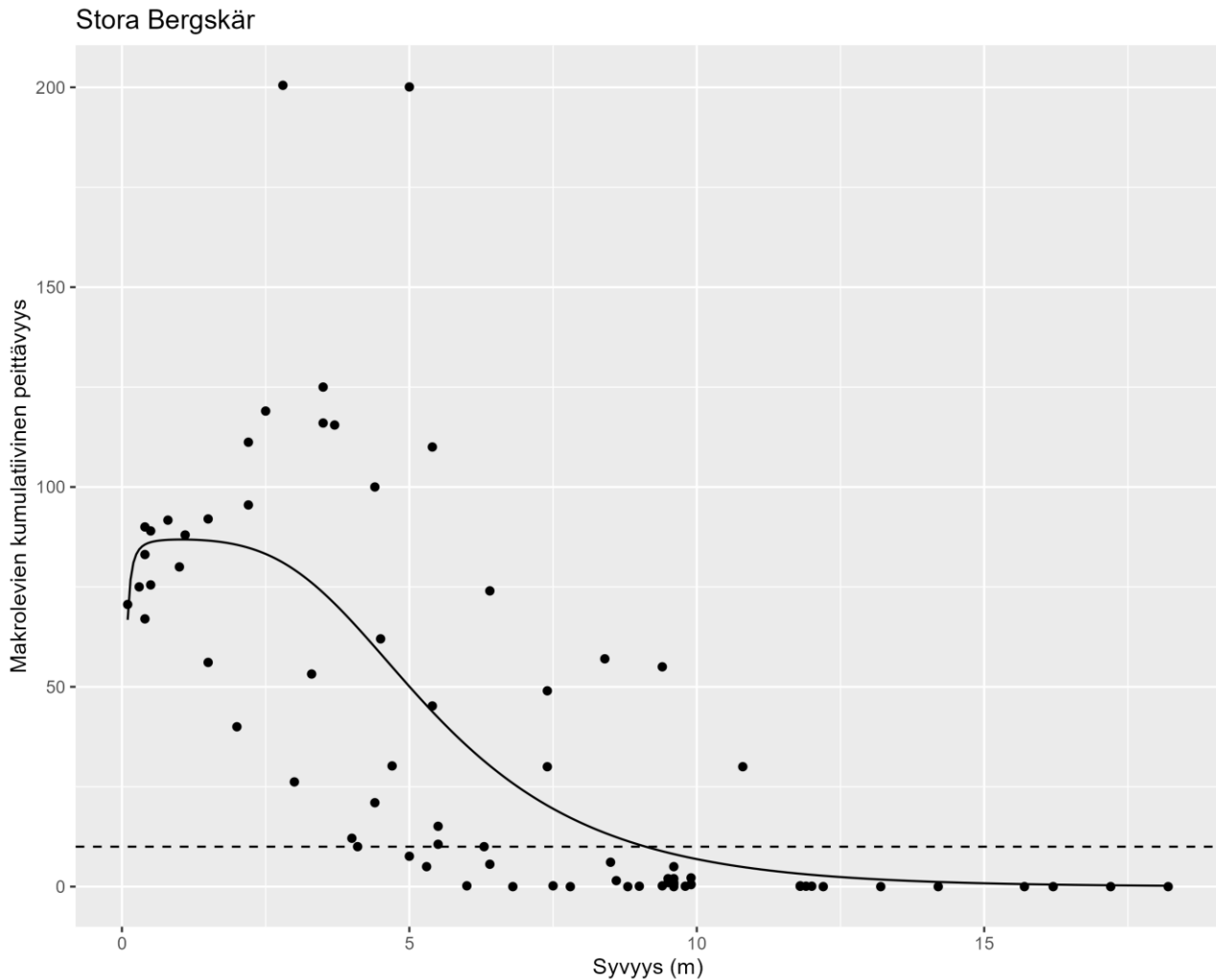
Riuttojen kartoitusintensiteetti (kasvillisuusruutujen määrä) vaihteli välillä 13 – 91 ruutua, ja keskiarvo oli 44 ruutua. Makrolevien ja punalevien lajirunsausta arvioitiin tilanteelle, jossa kartoitettujen ruutujen määrä per riutta olisi 91 (x-akselin pituus kuvassa 2). Tämä vastaa tilannetta, jossa keskimääräiselle riutalle ekstrapolaatio tehtäisiin noin kaksinkertaiseen havaintomäärään (2n) verrattuna. Toisaalta joidenkin vähemmän kartoitettujen kohteiden kohdalla ekstrapolaatio oli huomattavasti suurempi kuin 2n (katkoviiva esimerkkikuvassa 2), mikä aiheutti joissakin tilanteissa suuret luottamusvälit tilanteisiin, joissa ennustettu lajimäärä oli suuri (esim. kuva 2, oikeanpuoleinen osakuva).



Kuva 2. iNEXT-estimoitu makrolevien lajimäärän (oranssi) ja Shannon-diversiteetin (sininen) kehitys suhteessa kartoitettujen kasvillisuusruutujen määrään. Kiinteä viiva kuvaa mallin interpolaatio-osuutta

(rarefaktio), katkoviiva ekstrapoloitua diversiteettiä. Piste- ja kolmiosymbolit kuvaavat havaittua lajirunsautta. Varjostettu alue kuvaa ennusteen 95 % luottamusväliä.

Makrolevien kumulatiivista peittävyttä ennustavassa mallissa (Carstensen 2020) (kaava 1) valon määrän vähenemistä syvyyden kasvaessa mallinnettiin kuten alkuperäisessä julkaisussa (Carstensen 2020) kaavalla 2, ja valon määrä jokaiselle kasvillisuusruudulle laskettiin kuten alkuperäisessä mallissa kuvattiin. Valon vaimenemiskerroin, k_d , arvioitiin French ym. (1982) mukaan näkösyvyydestä (kaava 3). Näkösyvyytiedot jokaiselle riutalle poimittiin secchi-rasterista (Lappalainen ym. 2019). Valon määräksi kesällä vedenpinnalla arvioitiin $1600 \mu \text{ mol fotoneita m}^2\text{s}^{-1}$ (Lindström 2000). Kumulatiivisen peittävyysmallin avulla laskettiin jokaiselle kohderiutalle syvyys, jolla makrolevien ennustettu kumulatiivinen peittävyys on 10 % (kuva 3).



Kuva 3. Makrolevien kumulatiivinen peittävyys syvyyden funktiona yhdellä esimerkkiriutalla (Stora Bergskär). Pisteet ovat sukelluslinjoilla havaittuja makrolevien kumulatiivisia kokonaispeittävyksiä (kaikki lajit yhteensä), viiva on peittävyysmallin ennuste. Katkoviiva kuvaa 10% kumulatiivista peittävyyttä, ja syvyys jolla ennustettu kumulatiivinen peittävyys on 10% on viivojen leikkauspisteessä.

$$C = C_{max} * \tanh\left(\left(\frac{I_0}{I_{sat}}\right)^{(-K_{bio}*d)}\right) * \frac{1}{(1 + K_{exposure} * d^{-2})}$$

Kaava 1. Makrolevien kumulatiivisen peittävyden laskemiseen käytetty malli (Carstensen 2020). C_{max} on kumulatiivinen maksimipeittävyys, joka on ratkaistu Jassby ja Platt (1976) -mallista, joka kuvaa kumulatiivista peittävyttä valon määrän funktiona. I_0 on valon määrä pinnalla (Lindström

2000), I_{sat} on valon määrä, jolla kumulatiivinen peittävyys saturoituu (Jassby ja Platt 1976), d on syvyys, K_{bio} ja $K_{exposure}$ ovat parametrejä jotka kuvaavat makroleväpeittävyden vaimenemista syvyyden kasvaessa (valon määrän aiheuttama peittävyden lasku) sekä avoimuuden kasvaessa lähellä pintaa (Carstensen 2020).

$$I = I_0^{(-K_d * d)}$$

Kaava 2. Valon vaimeneminen syvyyden funktiona. I on arvioitu valon määrä, I_0 on valon määrä pinnalla, K_d on valon vaimenemiskerroin, d on syvyys (m).

$$K_d = 1.7 * \text{secchisyvyys}$$

Kaava 3. Valon vaimenemiskertoimen (K_d) ja secchisyvyyden välinen suhde (French ym. 1982).

MQI-indeksi perustuu vahvasti pehmeiden pohjien indikaattorityössä käytettyä Benthic Quality Indexiä (BQI) (Rosenberg ym. 2004). Kuten BQI, myös MQI pohjautuu lajien estimoituihin herkkyysiin ihmistoiminnalle, sekä kohteen kokonaislajimäärään, ja kuvaa tätä yhdellä kohdekohtaisella suureella (kaava 4). MQI:n laskennassa lajikohtaiset herkkyudet rehevöitymiselle arvioitiin käyttäen ES50-arvoja (Rosenberg ym. 2004). ES50-lajikohtaiset sensitiivisyysarvot arvioitiin VELMU-kartoituksissa havaituista makrofyttilajeista poimimalla lajihavainnot rannikon laguunit -luontotyyppien (1150) sijaintipolygonilla vuosilta 2011–2021 kerätyistä VELMU-aineistoista. ES50 tarkoittaa tässä tapauksessa lajimäärää, joka on arvioitu laguunille, kun näytteenottomäärä on 50 kasvillisuusruutua. Oletus on, että ihmistoiminnalle herkät lajit esiintyvät keskimäärin runsaslajisissa yhteisöissä (korkea ES50-arvo), kun taas resiliensit lajit voivat esiintyä hyvin häiriintyneissä oloissa, joissa lajirunsaus on alhainen (matala ES50-arvo). Tässä tutkimuksessa MQI (ja ES50-arvot) laskettiin käyttämällä putkilokasveja, näkinpartaisia ja muita makroleviä.

Lajikohtainen sensitiivisyysarvo määritettiin aineistosta poimimalla jokaiselle lajille ES50-arvot niillä laguuneilla, joilla laji on havaittu. Kuten Rosenberg ym. (2004), lajikohtaisista ES50-arvoista poimittiin alimmat 5%, joita käytettiin kuvaamaan lajikohtaisia herkkyksiä ($ES50_{0.05}$). Saatua arvoja täydennettiin kirjallisuudesta poimituilla arvoilla (Hansen 2012; Takolander ym. 2017) niille lajeille, joille tällaisia oli saatavilla. Nämä lajit luokiteltiin neljään luokkaan: erittäin herkät, herkät, tolerantit ja erittäin tolerantit. Näille annettiin kaikista lajeista laskettujen $ES50_{0.05}$ kvartaalien mediaani- $ES50_{0.05}$ -arvot. MQI laskettiin mukailien BQI-indeksiä julkaisussa Rosenberg ym. (2004):

$$MQI_L = \sum_{i=1}^n \frac{A_i}{A_{tot}} * Sens_i * \log_{10}(S + 1)$$

Kaava 4. MQI-indeksin laskenta. MQI_L on MQI-indeksin arvo laguunissa L , A_i on lajin i esiintyvyyys (ruutujen määrä, joissa laji i esiintyy), A_{tot} on kaikkien lajien kokonaisuusmäärä laguunissa, ja S on laguunissa havaittu kokonaislajimäärä.

Indeksin laskennassa käytettiin tässä tutkimuksessa havaittua lajimäärää (S , kaava 4), koska iNEXT-estimoitujen asympotoottisten laguunikohtaisten lajirunsausten keskihajonta oli paikoin runsasta. Lajistoon otettiin mukaan putkilokasvit, vesisammalet sekä näkinpartaiset ja muut makrolevät.

Tilastolliset analyysit

Pääsääntöisesti analyysit toteutettiin käyttämällä yleistettyjä additiivisia malleja (GAM) (Hastie ja Tibshirani 1990), erityisesti indikaattoreille, jotka laskettiin riutta- tai lahtitasolle keskiarvoistetuista biologisista muuttujista (esim. riutakohtaiset makrolevien lajimäärät, alimman makrofyttin esiintymissyvyys, 10 % kumulatiivisen peittävyden esiintymissyvyys ja jokaiselle lahdelle estimoitu MQI-arvo).

Monivuotisten makrolevien peittävyttä, rakkohaurun ja sinisimpukan peittävyttä (indikaattorit 4, 5 ja 6) analysoitiin kasvillisuusruutudatasta ns. hurdle-malleilla, jossa esiintymistodennäköisyys mallinnettiin käyttäen regressiopuita (BRT) (Elith ym. 2008) ja peittävyys GAMM-sekamallilla (Hastie ja Tibshirani 1990; Pedersen ym. 2019) käyttäen Gamma-virhejakaumaa ja REML-estimointia. BRT-malleissa sallittiin interaktioita, ja "tree complexity" -parametri asetettiin arvoon 5. Koska peittävyksiä analysoitiin käyttäen havaintoina kasvillisuusruutuja, ja riutan sisällä tehtyjen havaintojen voitiin olettaa olevan keskenään korreloituneita, päädyttiin käyttämään GAMM-sekamalleja, jossa riutta asetettiin satunnaismuuttujaksi (random intercept). GAM- ja GAMM-mallien residuaaleja visualisoitiin simulaatiomenetelmällä R-paketilla "DHARMA" (Hartig 2017), ja lopullinen päätös satunnaismuuttujan käytöstä tehtiin tämän perusteella. Spatiaalinen korrelaatio huomioitiin BRT-malleissa ottamalla selittävinä muuttujina mukaan koordinaattitieto.

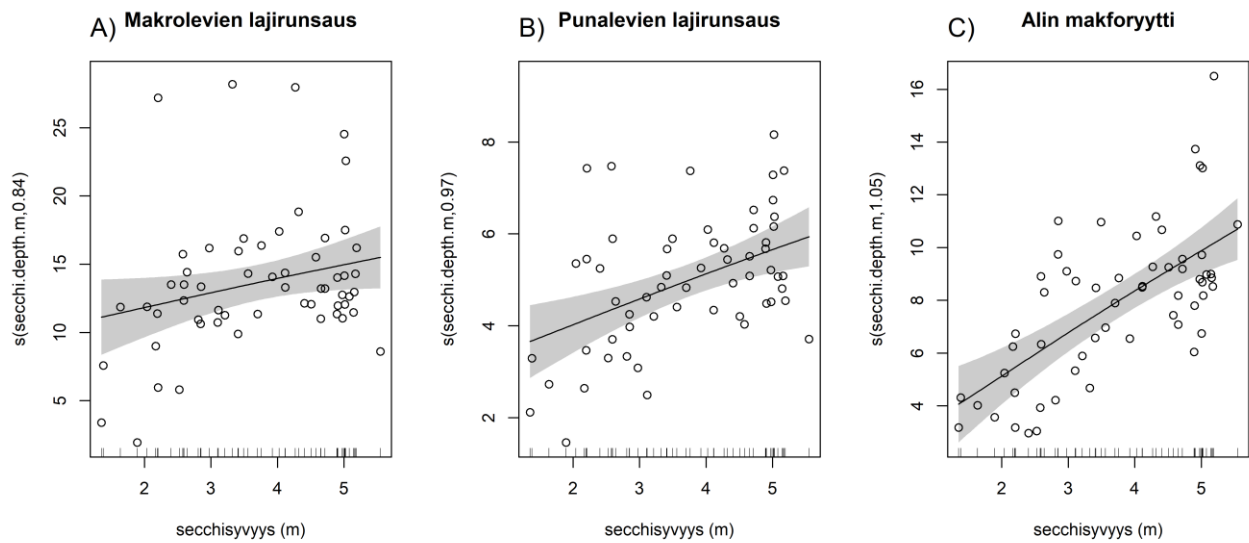
Muuttujien tärkeyttä GAM ja GAMM-malleissa arvioitiin soveltamalla muuttujiin kutistusparametriä, joka muuntaa estimoidun tasoituskäyrän kohti nollaa, mikäli se ei ole tilastollisesti merkitsevä (Marra ja Wood 2011). BRT-mallissa muuttujien vaikuttavuutta arvioitiin niiden suhteellisella merkitsevyydellä (Friedman 2001; Greenwell ym. 2020).

Suolaisuus jätettiin pois rakkohaurun ja sinisimpukan peittävyysanalyysistä, jotta voitaisiin välttää biologisesti epärealististen vasteiden sovittaminen. Tarkastelussa olevien riuttakohteiden alhaisin suolapitoisuus oli 4,8 yksikköä ja molemmat lajit esiintyvät runsaina Suomen rannikkovesillä tätä alhaisemmissa suolapitoisuuksissa (Westerbom ym. 2002; Riisgård ym. 2014; Barboza ym. 2019). Suolapitoisuus on lajista riippuen merkittävä näkinpartaisten esiintyvyyttä säätelevä tekijä (Blindow 2000), minkä vuoksi se otettiin mukaan näkinpartaismalleihin (indikaattorit 9 ja 9.1).

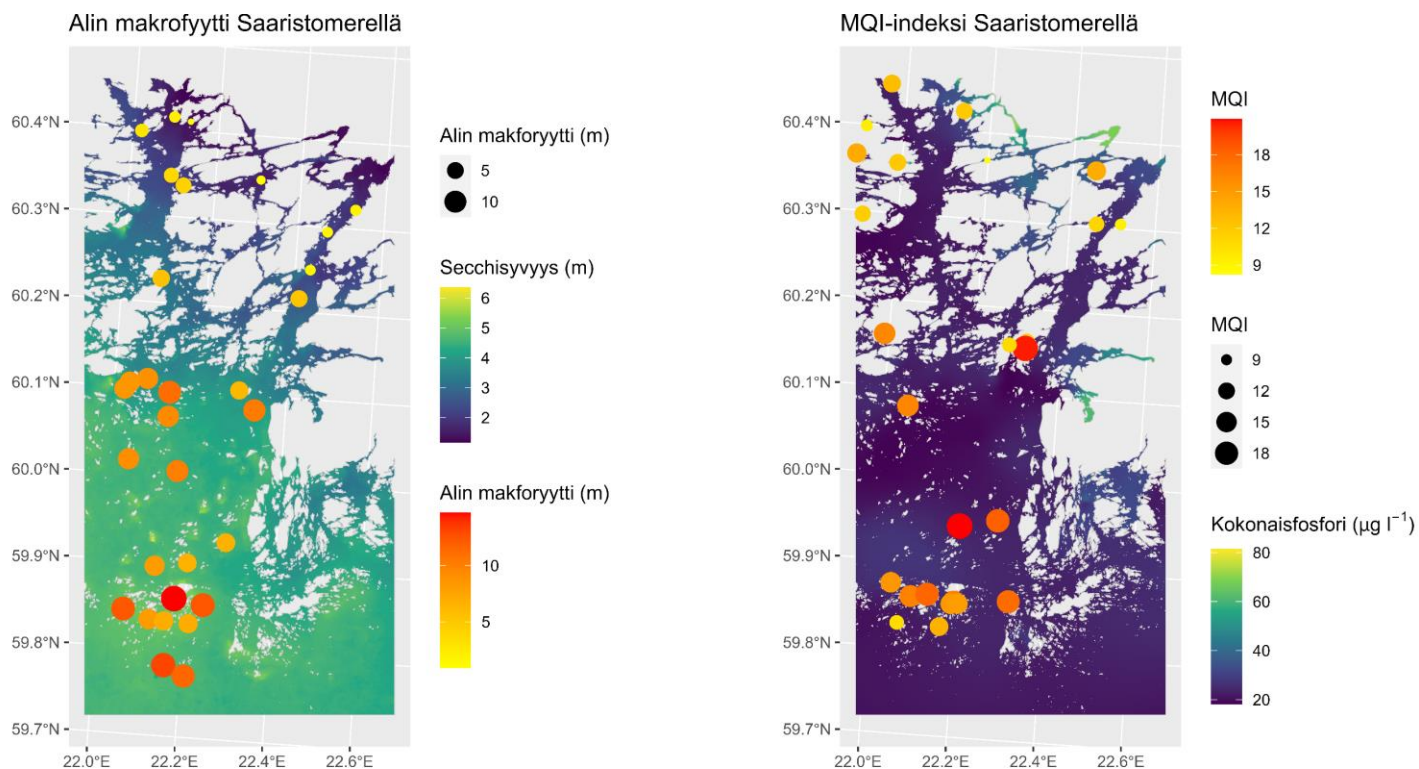
Tulokset

Makrolevien lajirunsaus ja alakasvurajat (indikaattorit 1-3)

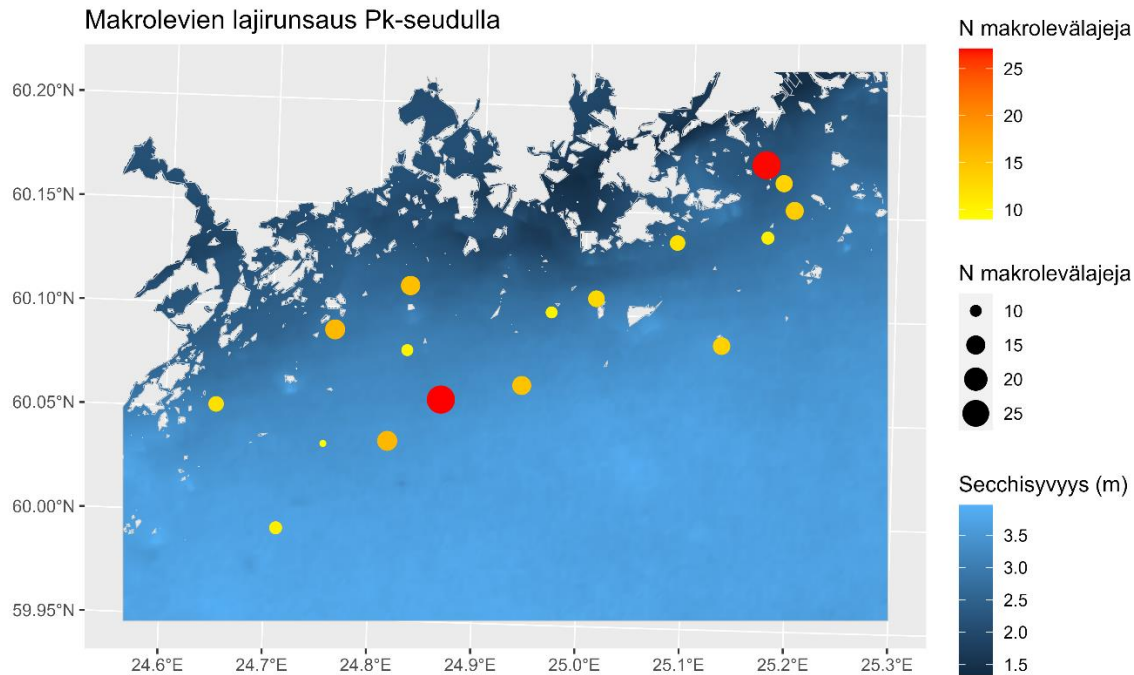
Rehevöitymisen indikaattorina käytetty secchisyvyys vaikutti tilastollisesti merkitsevästi puna- ja makrolevien lajirunsauteen sekä alimman makrofyytin esiintymissyvyyteen (kuva 4, taulukko 4). Vaikka alustavissa aineiston visuaalisissa tarkasteluissa vaikutti siltä, että secchisyvyyden vaikutus kaikkiin muuttujiin olisi suhteellisen epälineaarinen, GAM-mallin automattinen muuttujien valinta arvioi vaikutussuhteen lineaarisiksi kun pinnan aaltoeksposition vaikutus oli otettu huomioon (taulukko 4). Alimman makrofyytin esiintymissyvyys Saaristomerellä noudatteli rehevöitymis- ja sisä-ulkosaaristogradientteja (kuva 5). Pääkaupunkiseudulla makrolevien lajirunsaus ei ollut yhtä selkeästi spatiaalisesti sisä-ulkosaaristoon jakautunutta (kuva 6), mahdollisesti lyhyemmästä gradientista johtuen.



Kuva 4. Secchisyvyyden vaikutus makrolevien lajirunsauteen (A), punalevien lajirunsauteen (B) sekä alimman makrofyytin esiintymissyvyyteen (C) GAM-mallilla ennustettuna. Y-akselilla GAM-mallin secchisyvyyteen sovitetun tasoisfunktion vaikutus, kun muiden muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu mallista pois. Muita malleihin sovitettuja muuttujia (taulukko 4) ei visualisoitu. Harmaa alue on tasoisfunktion keskiarvon 95% luottamusväli.



Kuva 5. Alimman makrofyytin esiintymissyvyys riutoilla ja MQI-indeksi laguuneissa kokonaisfosforigradientilla Saaristomerellä.



Kuva 6. Makrolevien iNEXT-estimoitu lajirunsaus pääkaupunkiseudulla. Runsaimmat ennustetut lajirunsaudet, 27 lajia, esiintyivät Koirasaarenluodoilla ja Pihlajaluodolla. Molemmilla havaittiin 15 lajia.

Taulukko 4. GAM-mallin tulokset indikaattoreille 1-3. ”Muuttuja”-sarake kuvaa tasoitusfunktiolla mallinnettua (ympäristö)muuttujaa, edf on arvioitu tasoitusfunktion vapausasteiden määrä, Ref.df on tasoitusfunktion vapausasteiden enimmäismäärä. Vapausasteiden määrä 1 kuvaa lineaarista suhdetta, käytetty muuttujien valinta-algoritmi (Marra ja Wood 2011) kutistaa tilastollisesti ei-merkitsevien muuttujien edf-arvot kohti nollaa. F- ja p-arvot kuvaavat todennäköisyyttä tilanteelle, jossa tasoitusfunktion arvo on 0 (Wood 2012). *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

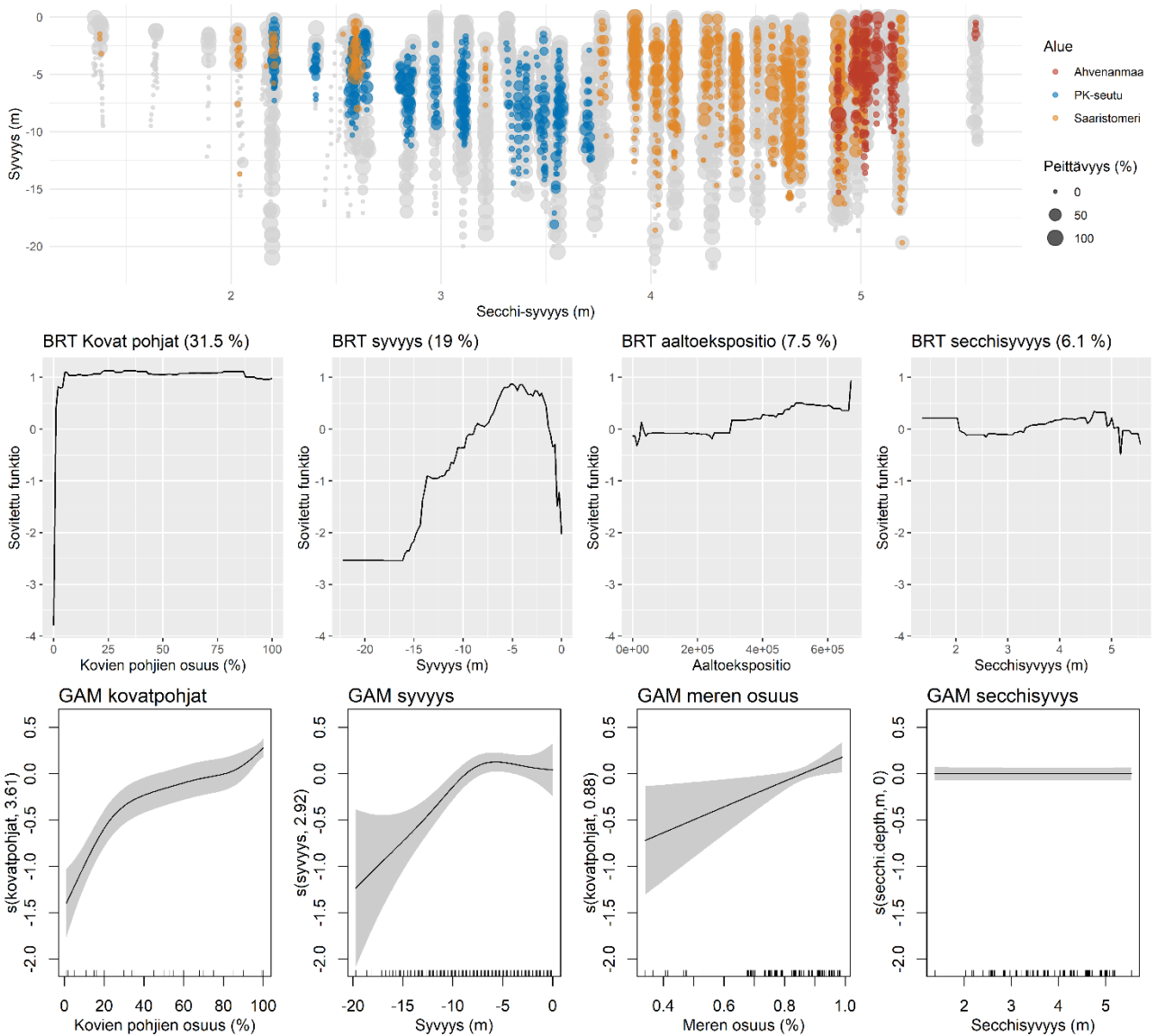
Indikaattori (no.)	Muuttuja	edf	Ref.df	F	p
Punalevien lajirunsaus (1)	s(secchi.depth.m)	0.966	9	1.587	< 0.001***
	s(salinity)	0.000	9	0.000	0.494
	s(cdom)	1.052	9	2.226	< 0.001***
	s(surface.wave.exposure)	0.892	9	0.768	0.004**
	s(seafloor.fetch.m)	0.667	9	0.216	0.083
Makrolevien lajirunsaus (2)	s(secchi.depth.m)	0.839	9	0.481	0.025*
	s(salinity)	0.000	9	0.000	0.408
	s(cdom)	0.657	9	0.203	0.098
	s(surface.wave.exposure)	0.001	9	0.000	0.306
	s(seafloor.fetch.m)	0.000	9	0.000	0.355
Alin makrofyytti (3)	s(secchi.depth.m)	1.047	9	4.403	< 0.001***
	s(salinity)	0.001	9	0.000	0.334
	s(cdom)	0.851	9	0.532	0.016**
	s(surface.wave.exposure)	1.992	9	4.363	< 0.001***
	s(seafloor.fetch.m)	0.228	9	0.033	0.247

Monivuotisten makrolevien peittävyys (indikaattorit 4 ja 4.1)

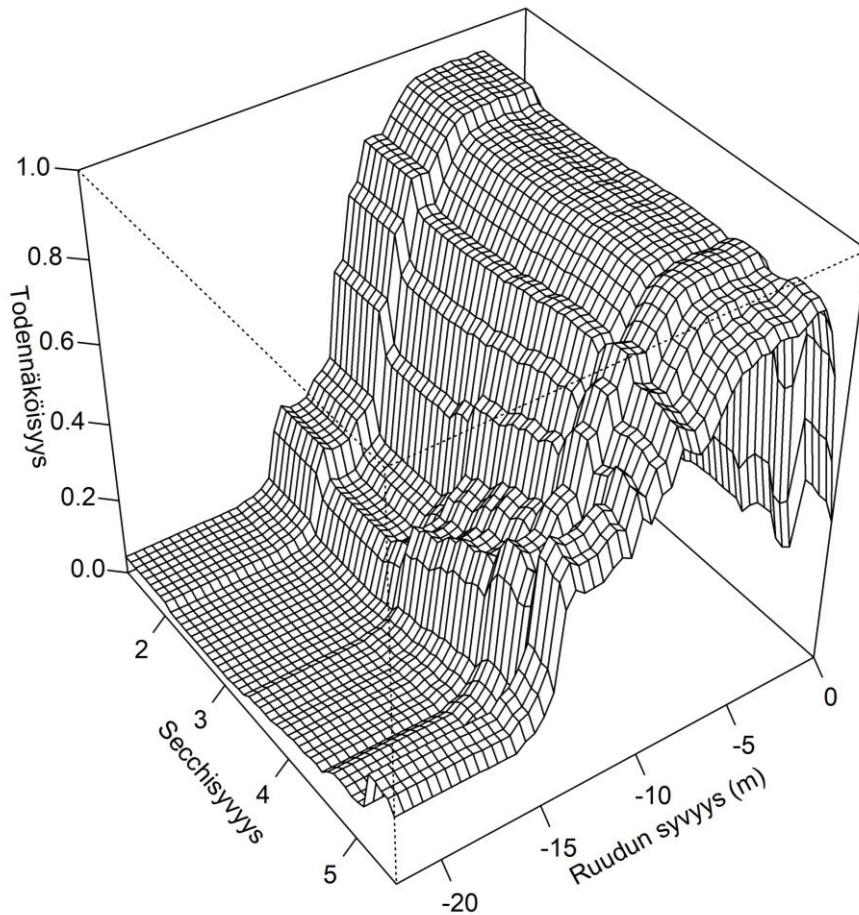
Monivuotisten makrolevien peittävyys ei lisääntynyt secchisyvyyden kasvaessa tilastollisesti merkitsevästi (taulukko 5, kuva 7). Tärkeimmät monivuotisten makrolevien esiintyvyyttä selittävät muuttujat olivat esiintymistodennäköisyyttä kuvaavassa BRT-mallissa kovien pohjien peittävyys ja syvyys (taulukko 5). Secchisyvyys oli neljänneksi tärkein muuttuja, mutta sen prosentuaalinen merkitsevyys oli vain 6 %. Lisäksi sovitettu funktio ei osoittanut suoraan monivuotisten lajien esiintymistodennäköisyyden kasvavan secchisyvyyden kasvaessa (kuva 7B). Vaikka secchisyvyyden päävaikutus oli molemmissa malleissa suhteellisen heikko, BRT-malli ennusti suurempaa monivuotisten makrolevien esiintymistodennäköisyyttä syville pohjille secchisyvyyden kasvaessa (kuva 8), mikä kertoo monivuotisten makrolevien katoamisesta sovelialta pohjilta rehevöitymisen ja sedimentaation vaikutuksesta.

Taulukko 5. GAM- ja BRT-mallien tulokset indikaattoreille 4 ja 4.1. ”Muuttuja”-sarake kuvaa tasoitusfunktiolla mallinnettua (ympäristö)muuttujaa, edf on arvioitu tasoitusfunktion vapausasteiden määrä, Ref.df on tasoitusfunktion vapausasteiden enimmäismäärä. Vapausasteiden määrä 1 kuvaa lineaarista suhdetta, käytetty muuttujien valinta-algoritmi (Marra ja Wood 2011) kutistaa indikaattoriin liittymättömien muuttujien edf-arvot kohti nollaa. F- ja p-arvot kuvaavat todennäköisyyttä tilanteelle, jossa tasoitusfunktion arvo on 0 (Wood 2012). Sarake ”brt.inf” kuvaa muuttujan prosentuaalista merkitsevyyttä esiintymistodennäköisyyttä kuvaavassa BRT-mallissa. *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$. Monivuotisten makrolevien peittävyttä (indikaattori 4) analysoitiin kasvillisuusruuduista, kun taas 10 % kumulatiivisen peittävyden syvyyttä (indikaattori 4.1.) analysoitiin riuttakohtaisesta aineistosta ilman BRT-mallinnusta.

Indikaattori (no.)	muuttuja	brt.inf	edf	Ref.df	F	p
Moniv. peittävyys (4)	s(kovatpohjat.cov)	31.556	1.296	9	9.748	< 0.001***
	s(syvyys_mitattu)	18.973	2.689	9	1.401	0.002**
	s(surface.wave.exposure)	7.484	0.003	9	0.000	0.640
	s(secchi.depth.m)	6.121	0.000	3	0.000	0.457
	s(seafloor.fetch.m)	5.166	0.815	9	0.483	0.019*
	s(seashare)	5.126	2.105	9	0.675	0.028
	s(cdom)	4.750	2.752	9	2.963	< 0.001***
	s(salinity)	1.929	0.808	9	0.376	0.031*
10% kumul. syvyys (4.1)	s(ptot)		1.104	9	2.939	< 0.001***
	s(salinity)		4.450	9	10.599	< 0.001***
	s(cdom)		2.286	9	2.215	< 0.001***
	s(surface.wave.exposure)		0.910	9	0.841	0.004**
	s(seafloor.fetch.m)		0.000	9	0.000	0.597

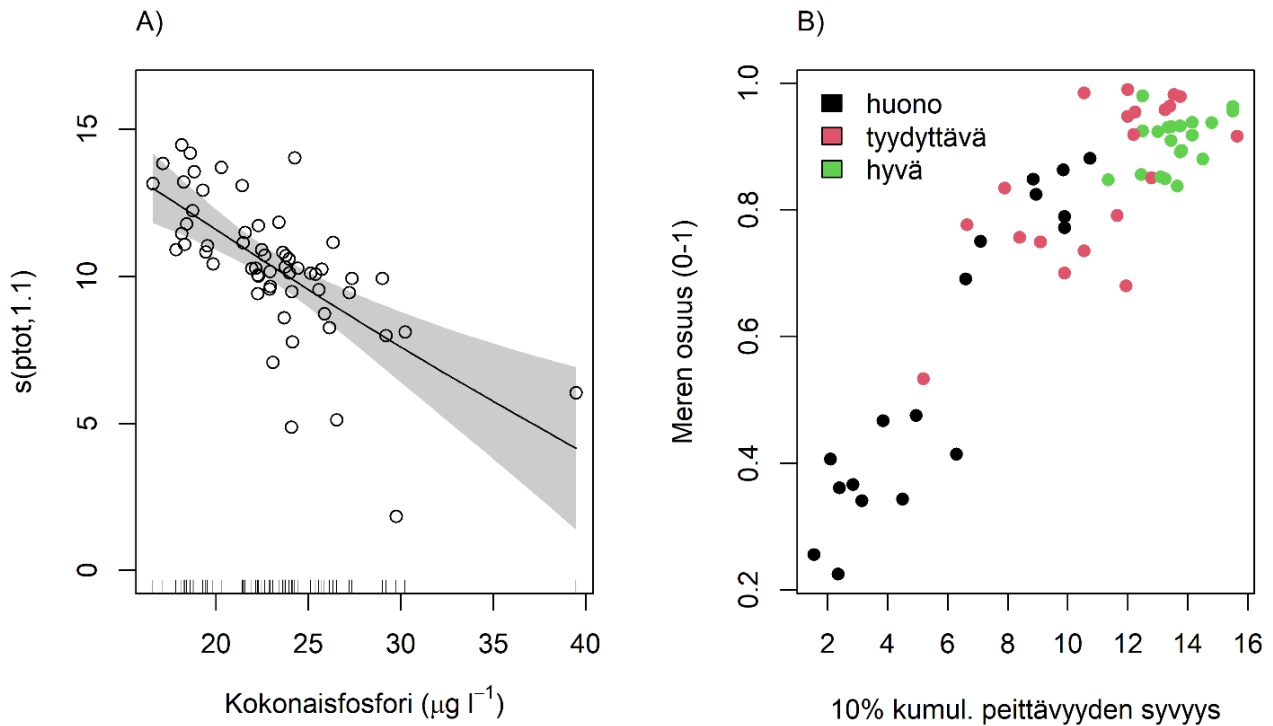


Kuva 7. Ylin rivi: monivuotisten makrolevien peittävyys eri syvyyksillä secchisyvyysgradientilla. Harmaa alue kuvaa kiven pohjien suhteellista osuutta, värit monivuotisten makrolevien peittävyksiä eri tutkimusalueilla. Keskimmäinen rivi: BRT-mallin ennuste monivuotisten makrolevien esiintymistodennäköisyydelle, kun muiden muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu mallista pois. Alin rivi: GAMM-mallin monivuotisten makrolevien peittävyttä kuvaavat funktiot, kun muiden muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu mallista pois.



Kuva 8. BRT-mallin ennustama monivuotisten makrolevien esiintymistodennäköisyys eri syvyyksillä ja secchisyvyyksillä, kun muiden ympäristömuuttujien arvot on keskiarvoistettu.

Kokonaisfosforipitoisuuden kasvu liittyi 10% kumulatiivisen makroleväpeittävyuden (indikaattori 4.1) syvyyden pienenemiseen (taulukko 5, kuva 9a). GAM-malli arvioi suhteen lineaariseksi. Toisaalta meren osuus rasterisolusta (keskiarvoistettuna riutalle), joka kuvaa riutan sijaintia sisä-ulkosaaristogradientilla, korreloi voimakkaasti indikaattorin 4.1 kanssa. Meren osuus jätettiin pois GAM-mallista, koska se oli huomattavan korreloitunut ($r = -0.47$) kokonaisfosforin kanssa, ja olisi siksi hankaloittanut rehevöitymispaineen arviointia. Tulosten valossa voidaan tulkita, että 10% kumulatiivisen peittävyuden esiintymissyvyyteen vaikuttaa rehevöitymispaineen lisäksi riutan sijainti sisä-ulkosaaristogradientilla, ja että huonokuntoisimmat riutat sijaitsevat sisäsaaristossa.



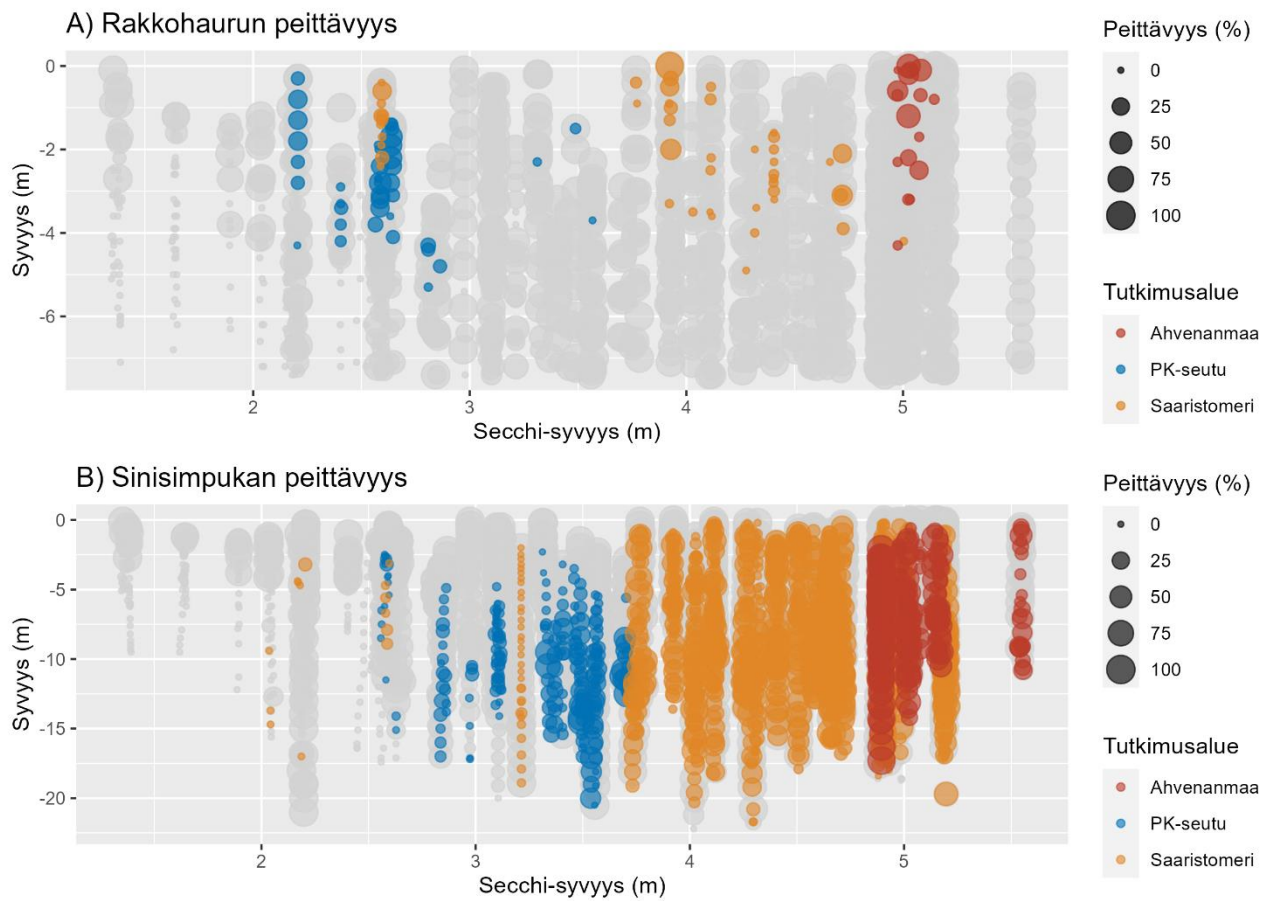
Kuva 9. Kokonaisfostorin vaikutus makrolevien 10% kumulatiivisen peittävyden syvyyteen (A) GAM-mallilla ennustettuna, sekä makrolevien 10% kumulatiivisen peittävyden syvyyden sekä ”meren osuus” -muuttujan välinen suhde eri secchiluokissa (B). A-kuvan Y-akselilla secchi-syvyyden GAM-tasointifunktion vaikutus, kun muiden muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu mallista pois. Harmaa alue on tasointifunktion keskiarvon 95% luottamusväli.

Rakkohaurun ja sinisimpukan peittävydet riutoilla (indikaattorit 5 ja 6)

Rehevöitymisen kuvaajan analyyseissa käytetty secchisyvyys ei vaikuttanut lainkaan rakkohaurun (*Fucus vesiculosus*) esiintyvyyteen, mutta oli merkittävin sinisimpukan (*Mytilus trossulus*) esiintymistodennäköisyyteen vaikuttava tekijä (taulukko 6, kuva 10, 11, 12).

Rakkohaurun peittävyys tutkimusriutoilla oli huomattavan alhainen (kuva 10A). Mahdollisesti tästä johtuen ei rakkohaurun esiintyvyydessä tai peittävydessä havaittu tilastollisesti merkitsevää yhteyttä secchisyvyyden kanssa (taulukko 6, kuva 11).

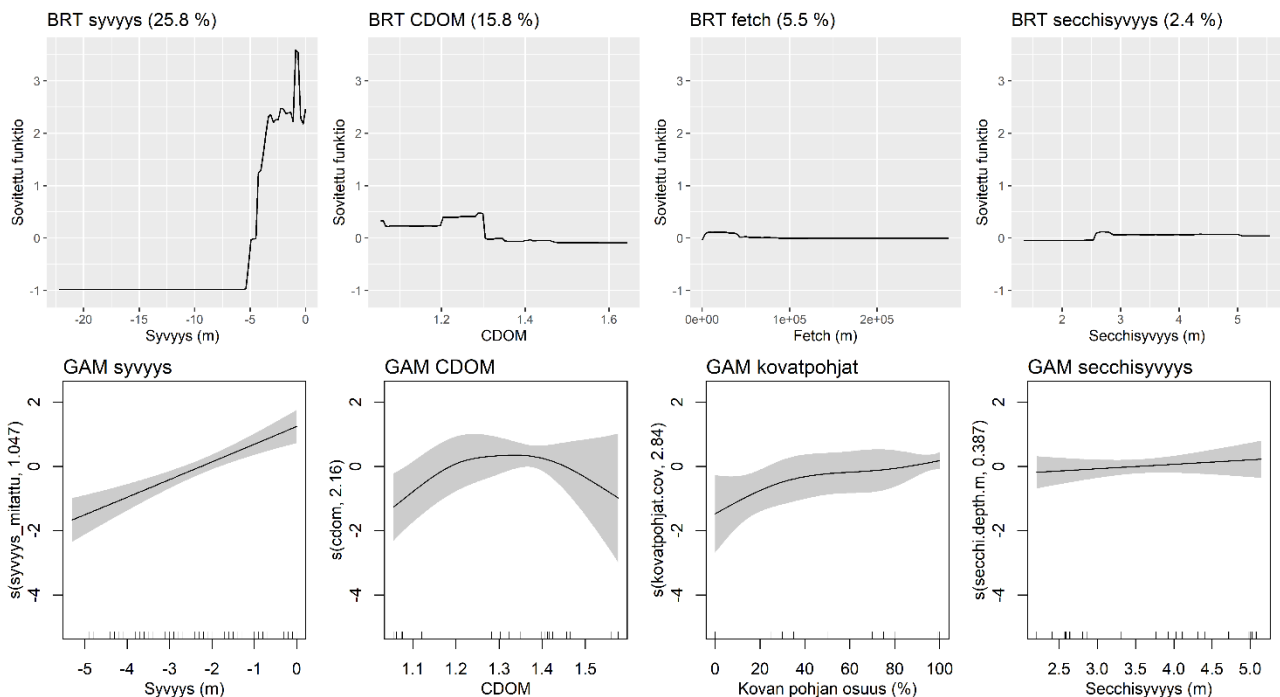
Sinisimpukan peittävyys lisääntyi voimakkaasti, kun secchisyvyys oli suurempi kuin 3,5 metriä (kuva 10B, kuva 10). Secchisyvyys oli tärkein muuttuja sekä sinisimpukan esiintymistodennäköisyyttä että peittävyttä selittävässä malleissa (taulukko 6, kuva 12). Sinisimpukka esiintyi Saaristomerellä syvemmällä muihin tutkimusalueisiin verrattuna (kuva 10B).



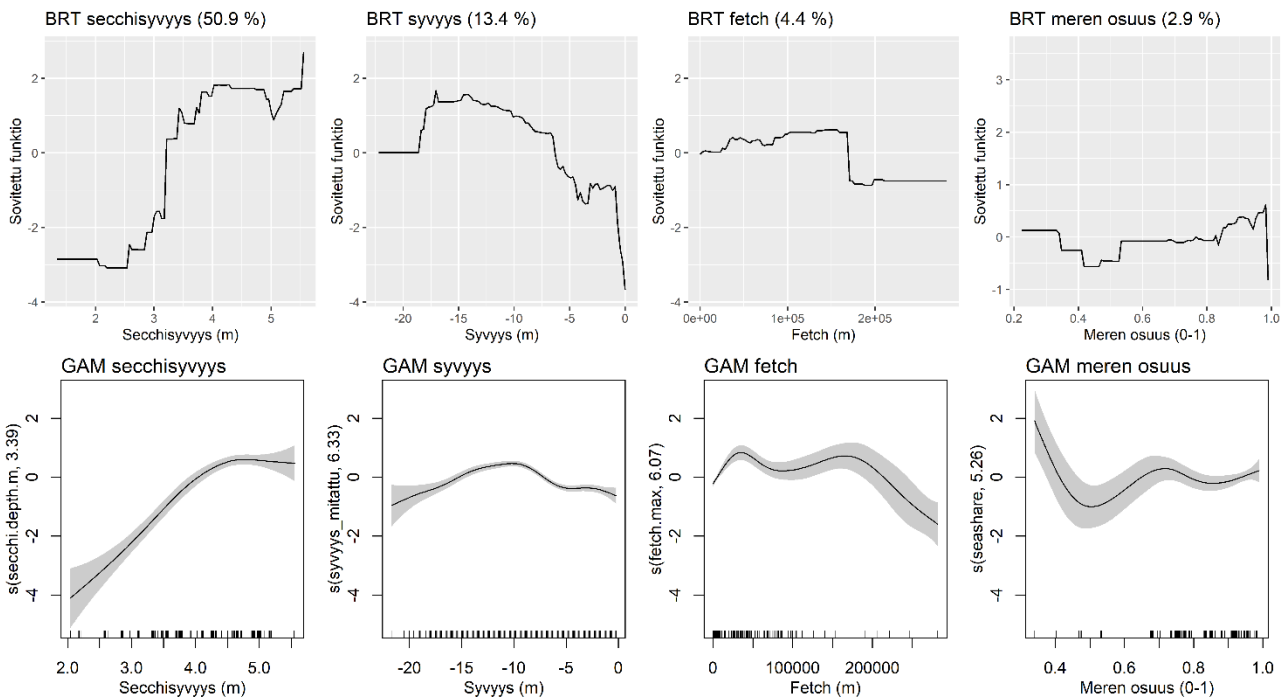
Kuva 10. Rakkohaurun (*F. vesiculosus*) ja sinisimpukan (*Mytilus trossulus*) peittävydet tutkimusriutoilla. Harmaa alue kuvaa kiven pohjen kokonaispeittävyttä kartoitetuilla sukelluslinjoilla, värillinen alue rakkohaurun tai sinisimpukan peittämää alaa.

Taulukko 6. GAM-ja BRT-mallien tulokset indikaattoreille 5 ja 6. ”Muuttuja”-sarake kuvaa tasoitusfunktiolla mallinnettua (ympäristö)muuttujaa, edf on arvioitu tasoitusfunktion vapausasteiden määrä, Ref.df on tasoitusfunktion vapausasteiden enimmäismäärä. Vapausasteiden määrä 1 kuvaa lineaarista suhdetta, käytetty muuttujien valinta-algoritmi (Marra ja Wood 2011) kutistaa indikaattoriin liittymättömien muuttujien edf-arvot kohti nollaa. F- ja p-arvot kuvaavat todennäköisyyttä tilanteelle, jossa tasoitusfunktion arvo on 0 (Wood 2012). Sarake ”brt.inf” kuvaa muuttujan prosentuaalista merkitsevyyttä esiintymistodennäköisyyttä kuvaavassa BRT-mallissa. *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

Indikaattori (no.)	muuttuja	brt.inf	edf	Ref.df	F	p
Rakkohaurun peittävyys (5)	s(syvyys_mitattu)	25.815	1.047	9.000	3.419	< 0.001***
	s(cdom)	15.782	2.175	9.000	1.790	< 0.001***
	s(seafloor_fetch)	5.523	0.000	9.000	0.000	0.589
	s(surface.wave.exp)	4.789	2.487	9.000	2.628	< 0.001***
	s(seashare)	3.643	0.001	9.000	0.000	0.247
	s(kovatpohjat.cov)	2.840	2.839	2.978	3.071	0.031*
	s(secchi.depth.m)	2.409	0.387	9.000	0.076	0.163
Mytiluksen peittävyys (6)	s(secchi.depth.m)	50.903	3.391	9	228.065	< 0.001***
	s(syvyys_mitattu)	13.400	6.327	9	34.350	< 0.001***
	s(seafloor_fetch)	4.445	6.071	9	24.829	< 0.001***
	s(seashare)	2.914	5.259	9	39.605	0.016*
	s(kovatpohjat.cov)	2.881	0.892	9	1.375	0.003**
	s(cdom)	2.880	0.001	9	0.000	0.990
	s(surface.wave.exp)	2.542	0.003	9	0.000	0.298
	s(paikka)		30.064	49	4.070	< 0.001***



Kuva 11. BRT- ja GAM-mallien arvioimat rakkohaurun esiintymistodennäköisyyttä (BRT, ylempi rivi) sekä peittävyttä (GAM, alempi rivi) kuvaavat funktiot, kun muiden selittävien muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu malleista pois. Ensimmäisellä rivillä suluissa muuttujan suhteellinen vaikutus BRT-mallissa.



Kuva 12. BRT- ja GAM-mallien arvioimat sinisimpukan esiintymistodennäköisyyttä (BRT, ylempi rivi) sekä peittävyttä (GAM, alempi rivi) kuvaavat funktiot, kun muiden selittävien muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu malleista pois. Ensimmäisellä rivillä suluissa muuttujan suhteellinen vaikutus BRT-mallissa. Kuvassa rehevöitymispainetta kuvaava secchisyvyys sekä kummankin menetelmän kolme tärkeintä muuttujaa.

Näkinpartaisten peittävyys ja suhde putkilokasveihin laguuneissa (indikaattorit 9 ja 9.1)

Näkinpartaisten peittävyys lahdilla selittyi parhaiten meren osuudella (taulukko 7, kuva 13). BRT-mallissa meren osuuden lisäksi tärkeitä näkinpartaisten esiintyvyyteen vaikuttavia tekijöitä olivat saliniteetti ja pinnan aaltoekspositio (taulukko 7, kuva 13). Mallin perusteella näkinpartaisten esiintymistodennäköisyys oli suuri suojaissa laguuneissa, joiden suolapitoisuus oli suhteellisen matala.

Meren osuus oli tärkein selittävä muuttuja myös GAMM-peittävyysmalleissa. BRT-mallissa meren osuus oli vaikuttavin muuttuja, mutta sovitetun funktion muoto oli melko monitulkintainen (kuva 13). Tähän saattaa vaikuttaa havaintojen epätasainen jakautuminen ”meren osuus” -gradientille. GAM-malleissa vaste arvioitiin lineaariseksi, ja näkinpartaisten peittävyys kasvoi meren osuuden kasvaessa, päinvastoin kuin BRT-esiintyvyyssmallissa, jossa näkinpartaisten esiintyvyys keskimäärin väheni meren osuuden kasvaessa. Mallien perusteella voidaan tulkita, että ulompana saaristossa sijaitseissa laguuneissa näkinpartaisten peittävyys on keskimäärin suuri, mutta esiintyvyyttä ei voida suoraviivaisesti ennustaa sisä-ulkosaaristogradientin perusteella.

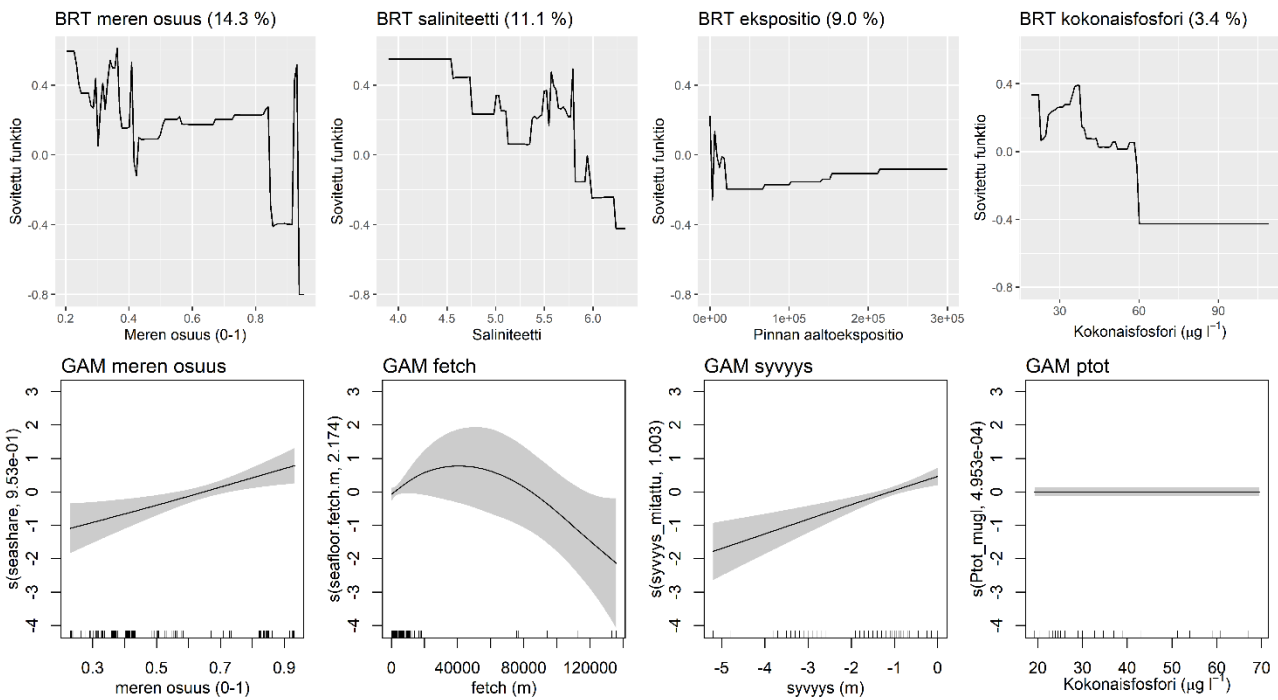
Rehevöitymistä kuvaava laguunin kokonaisfosforipitoisuus oli vähiten merkittävä muuttuja BRT-malleissa ja GAMM-peittävyysmallissa se ei ollut tilastollisesti merkitsevä (edf = 0, p = 0.963, taulukko 7). Toisaalta BRT-mallin sovittama funktio näkinpartaisten esiintymistodennäköisyyteen oli melko selkeä, ja näkinpartaisten ennustettu esiintymistodennäköisyys putosi ja pysyi matalana, kun kokonaisfosforipitoisuus ylitti rajan 60 $\mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 13).

Laguunin kokonaisfosforipitoisuus ei ollut tilastollisesti merkitsevällä tavalla yhteydessä näkinpartaisten ja putkilokasvien suhteeseen. Ainoat indikaattoriin 9.1. tilastollisesti merkitsevästi vaikuttavat muuttujat olivat meren osuus ja merenpohjan avoimuusindeksi (seafloor fetch, taulukko 7). Näkinpartaisten osuus

kasvillisuudesta kasvoi meren osuuden kasvaessa ja vastaavasti laski merenpohjan avoimuuden kasvaessa. Rehevöitymisen indikaattorina muuttuja ei kuitenkaan toiminut erityisen hyvin. Toisaalta merenpohjan avoimuusindeksin vaikutus perustunee muutamaankin laguuniin, jotka ovat pohjanmuodoiltaan erityisen avoimia (kuva 13, osakuva "GAM fetch"), kun taas valtaosa laguuneista on melko suojaisia. Tämän vuoksi GAMM-malleissa estimoituihin vasteisiin merenpohjan avoimuuden suhteen tulee suhtautua varauksella.

Taulukko 7. GAM- ja BRT-mallien tulokset indikaattorille 9 ja 9.1 (näkinpartaisten peittävyys ja näkinpartaisten suhde putkilokasveihin). "Muuttuja"-sarake kuvaa tasoitusfunktiolla mallinnettua (ympäristö)muuttujaa, edf on arvioitu tasoitusfunktion vapausasteiden määrä, Ref.df on tasoitusfunktion vapausasteiden enimmäismäärä. Vapausasteiden määrä 1 kuvaa lineaarista suhdetta, käytetty muuttujien valinta-algoritmi (Marra ja Wood 2011) kutistaa indikaattoriin liittymättömien muuttujien edf-arvot kohti nollaa. F- ja p-arvot kuvaavat todennäköisyyttä tilanteelle, jossa tasoitusfunktion arvo on 0 (Wood 2012). Sarake "brt.inf" kuvaa muuttujan prosentuaalista merkitsevyyttä esiintymistodennäköisyyttä kuvaavassa BRT-mallissa. *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$. BRT-mallia ei rakennettu erikseen indikaattorille 9.1.

Indikaattori (no.)	muuttuja	brt.inf	edf	Ref.df	F	p
Näkinpartaisten peittävyys (9)	s(seashare)	14.334	0.954	9	29.676	0.001**
	s(salinity)	11.103	0.001	9	0.000	0.613
	s(surface.wave.exp)	9.037	0.000	9	0.000	0.592
	s(cdom)	8.910	0.633	9	3.097	0.130
	s(seafloor_fetch)	8.439	2.174	9	12.191	0.024*
	s(pehmeatpohjat.cov)	7.097	1.906	9	1.810	0.006**
	s(syvyys_mitattu)	7.009	1.003	9	16.858	< 0.001***
	s(Ptot_mugl)	3.389	0.000	9	0.000	0.963
Näkinpartaisten suhde putkilokasveihin (9.1)	s(paikka)		24.311	32	7.802	< 0.001***
	s(seashare)		0.866	9	120.939	0.009**
	s(seafloor_fetch)		0.919	9	28.485	0.001***
	s(cdom)		0.183	9	0.233	0.271
	s(exposition)		0.000	9	0.000	0.285
	s(syvyys_mitattu)		0.000	9	0.000	0.425
	s(salinity)		0.000	9	0.000	0.398
	s(pehmeatpohjat.cov)		0.000	9	0.000	0.755
	s(Ptot_mugl)		0.000	9	0.000	0.971
	s(paikka)		26.743	33	7.212	< 0.001***



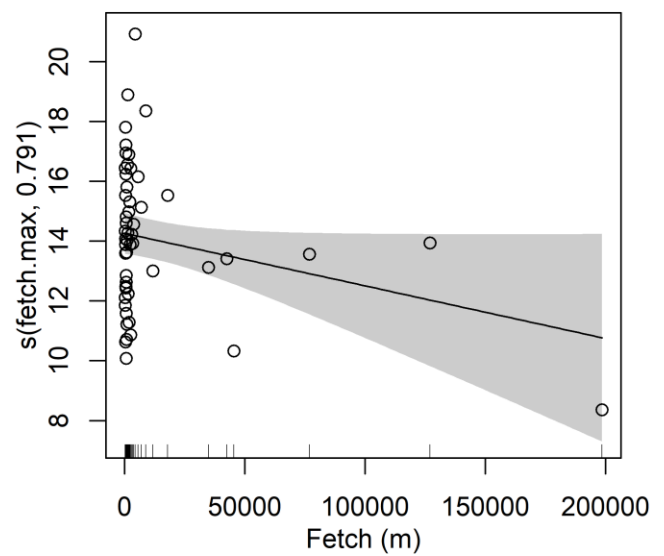
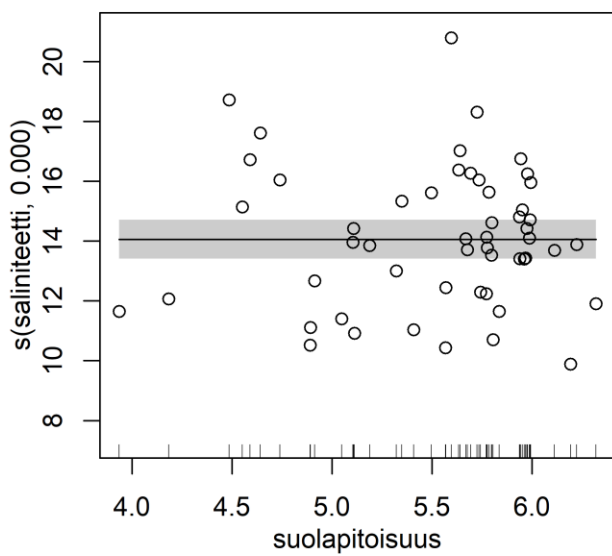
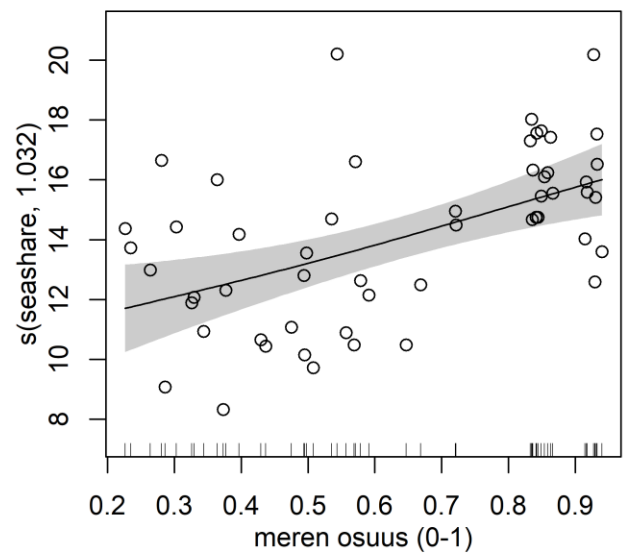
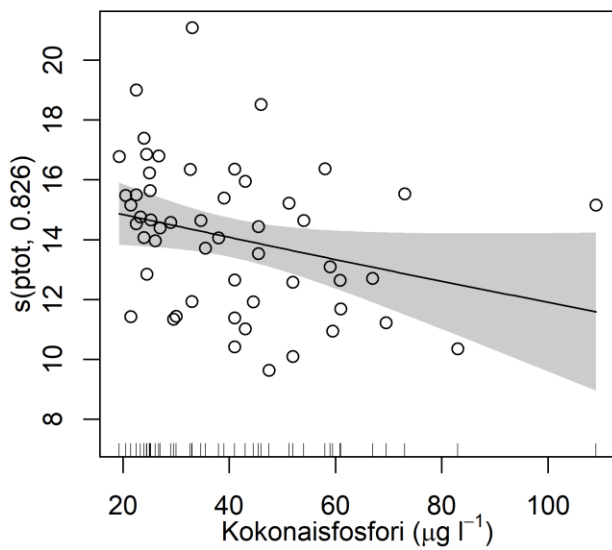
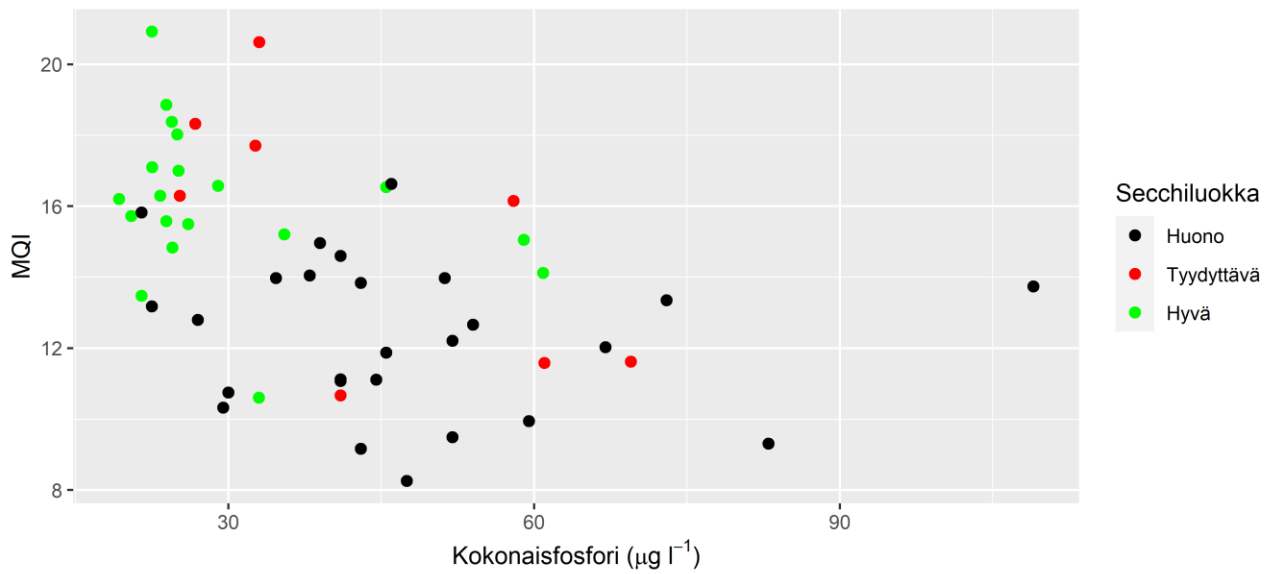
Kuva 13. BRT- ja GAM-mallien arvioimat näkinpartaisten esiintymistodennäköisyyttä (BRT, ylempi rivi) sekä peittävyttä (GAM, alempi rivi) kuvaavat funktiot, kun muiden selittävien muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu malleista pois. Ensimmäisellä rivillä suluissa muuttujan suhteellinen vaikutus BRT-mallissa. Kuvaan poimittu kummankin menetelmän kolme tärkeintä muuttujaa sekä rehevöitymispainetta kuvaava lahdelta mitattu kokonaisfosforipitoisuus.

Makrofyytti-indeksi MQI ja Meriavain-kasvi-indeksi

MQI-indeksin arvot laskivat laguunien kokonaisfosforipitoisuuden kasvaessa (taulukko 8, kuva 14). Kun meren osuus, suolapitoisuus ja merenpohjan avoimuusindeksi otettiin mukaan malliin, kokonaisfosforipitoisuuden ja MQI-indeksin välinen suhde arvioitiin lineaariseksi (kuva 11). Vaikka kokonaisfosforin vaikutus oli tilastollisesti merkitsevä, meren osuus vaikutti MQI-indeksiin voimakkaammin (taulukko 8, kuva 14), ja MQI-indeksin perusteella parhaassa kunnossa olevat laguunit esiintyivät ulkosaaristossa, jossa meren osuus oli suurin. Toisaalta voidaan myös olettaa näiden laguunien olevan alhaisemman rehevöitymispaineen kohteena kuin sisäsaariston laguunien. Kokonaisfosforin vaikutus ($p = 0.030$) oli varsin lähellä tilastollisen merkitsevyyden rajaa (tässä tapauksessa $p = 0.05$). Suolapitoisuuden ja MQI-indeksin välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää yhteyttä (taulukko 8).

Taulukko 8. GAM-mallin tulokset indikaattorille 10 (MQI). ”Muuttuja”-sarake kuvaa tasoitusfunktiolla mallinnettua (ympäristö)muuttujaa, edf on arvioitu tasoitusfunktion vapausasteiden määrä, Ref.edf on tasoitusfunktion vapausasteiden enimmäismäärä. Vapausasteiden määrä 1 kuvaa lineaarista suhdetta, käytetty muuttujien valinta-algoritmi (Marra ja Wood 2011) kutistaa indikaattoriin liittymättömien muuttujien edf-arvot kohti nollaa. F- ja p-arvot kuvaavat todennäköisyyttä tilanteelle, jossa tasoitusfunktion arvo on 0 (Wood 2012). *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

Indikaattori (no.9)	Muuttuja	edf	Ref.df	F	<i>p</i>
MQI	s(Ptot_mugl)	0.826	9	0.446	0.030*
	s(seashare)	1.033	9	1.735	< 0.001***
	s(salinity)	0.000	9	0.000	0.648
	s(seafloor_fetch)	0.792	9	0.415	0.034*



Kuva 14. MQI-indeksi ja laguuneilta mitattu kokonaisfosforipitoisuus, sekä GAM-mallin sovittamat tasoitusfunktiot, kun muiden muuttujien vaikutus on keskiarvoistettu pois.

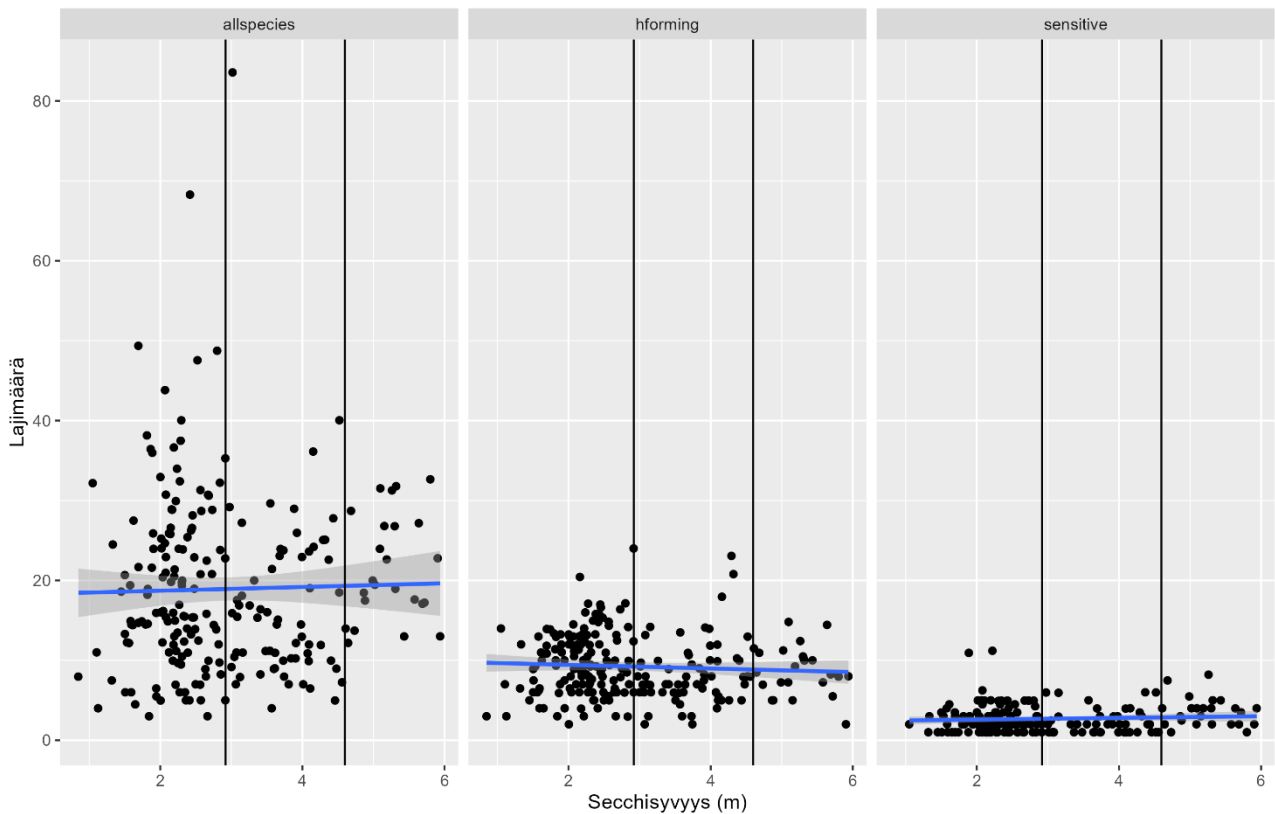
Meriavain-hankkeessa luonnosteltua vesikasvillisuusindikaattoria (ns. ”Meriavain”-indikaattori, taulukko 3) ei jatkokehitetty toistaiseksi. Indikaattori perustuu kaavaan, jossa lasketaan habitaatteja muodostavien, sensitiivisten ja kaikkien lajien suhdetta havaittuun lajistoon (kaava 5).

$$\left(\frac{\text{Habitat forming species havaittu lkm}}{\text{Habitat forming species referenssi lkm}} \right) + \left(\frac{\text{Sensitive species havaittu lkm}}{\text{Sensitive species referenssi lkm}} \right) + \left(\frac{\text{All species havaittu lkm}}{\text{All species referenssi lkm}} \right) = \text{Lopullinen suhdeluku (0-1)}$$

3

Kaava 5. Meriavain-indikaattorin laskentakaava.

Jotta indikaattori toimisi ihmispaineiden tai rehevöitymisen kuvaajana, tulisi jonkin tai kaikkien lajiluokkien (habitat forming species, sensitive species tai all species) reagoida rehevöitymispaineeseen. Tämän selvittämiseksi poimittiin VELMU-aineistosta kaikki laguuneille osuvat havainnot vuosilta 2011–2021. Jokaiselle laguunille, josta oli kartoitettu yli 20 kasvillisuusruutua, estimoitiin asympttoottinen lajirunsaus iNEXT-mallilla (Hsieh ym. 2016) kolmelle eri ryhmälle: kaikki makrofytyt, luontotyyppejä muodostavat lajit ja ihmistoiminnalle herkät lajit. Estimoituja laguunikohtaisia lajirunsausia tarkasteltiin visuaalisesti suhteessa rasteritasolta poimittuun secchisyvyyteen (kuva 15). Visuaalisessa tarkastelussa ei havaittu minkään lajiryhmän suhteen muutoksia secchisyvyyden mukaan.



Kuva 15. iNEXT-arvioitu lajimäärä lajiryhmittäin laguuneissa, joissa kartoitettu 2011 – 2021 yli 20 kasvillisuusruutua. Sinisellä aineistoon sovitettu regressiosuora. Vasemmalla kaikkien lajien lukumäärä, keskellä habitaatteja muodostavien lajien lukumäärä, oikealla ihmistoiminnalle herkkin lajien lajimäärä.

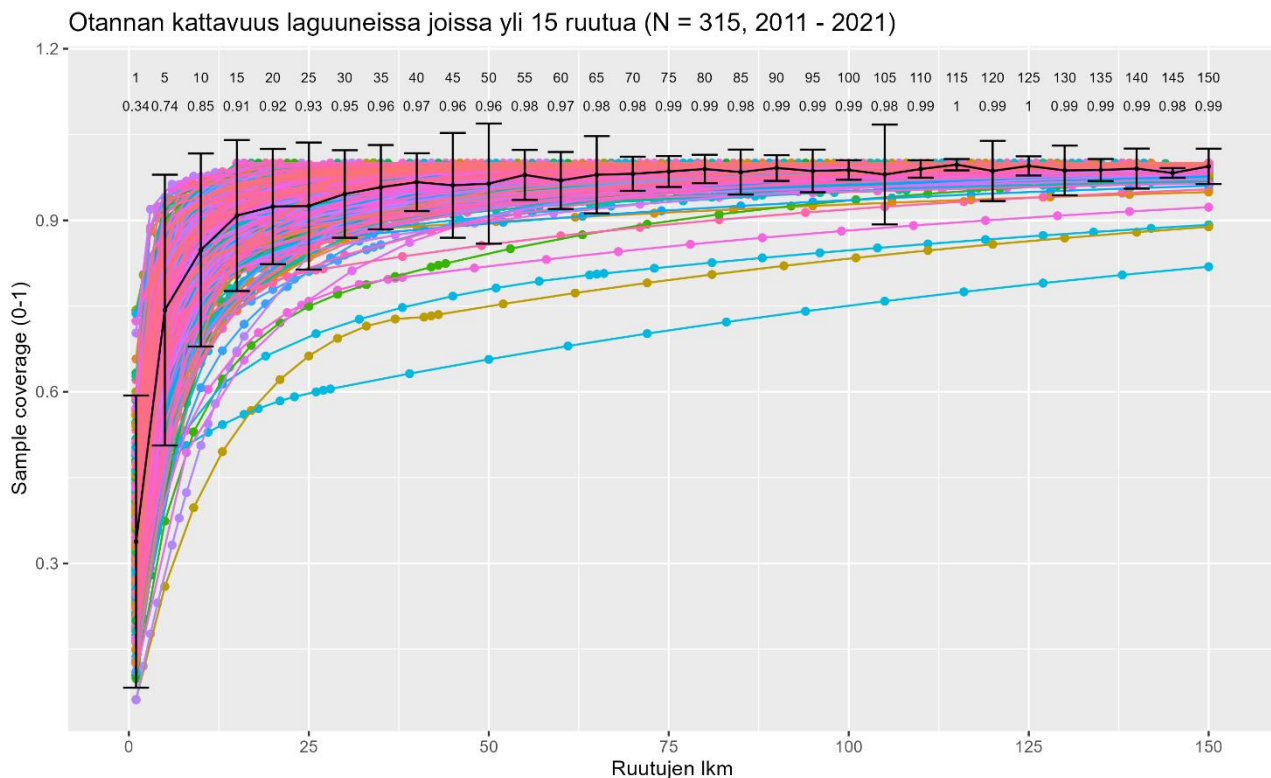
Koska visuaalisessa tarkastelussa ei havaittu erityisen voimakkaita riippuvuussuhteita lajimäärän ja secchisyvyyden välillä, vaikuttaa epätodennäköiseltä että indikaattori nyt hahmotellussa muodossa reagoisi merkittävästi rehevöitymispaineeseen, ja edellyttää todennäköisesti jatkokehitystä.

Otannan kattavuus

Indikaattorityön yhteydessä pyrittiin myös selvittämään, mikä olisi lajiston selvittämisen kannalta optimaalinen kartoitusintensiteetti tulevia kartoituskampanjoita varten. Indikaattorikartoitukset antoivat tähän mahdollisuuden, koska yhdeltä kohteelta tehtiin useampi linja, ja kerätyn aineiston perusteella voitiin arvioida, kuinka monta kasvillisuusruutua / kohde tarvittiin lajiston kattavaan (esim. 90 % tai 95 % lajeista havaittu) kartoitukseen.

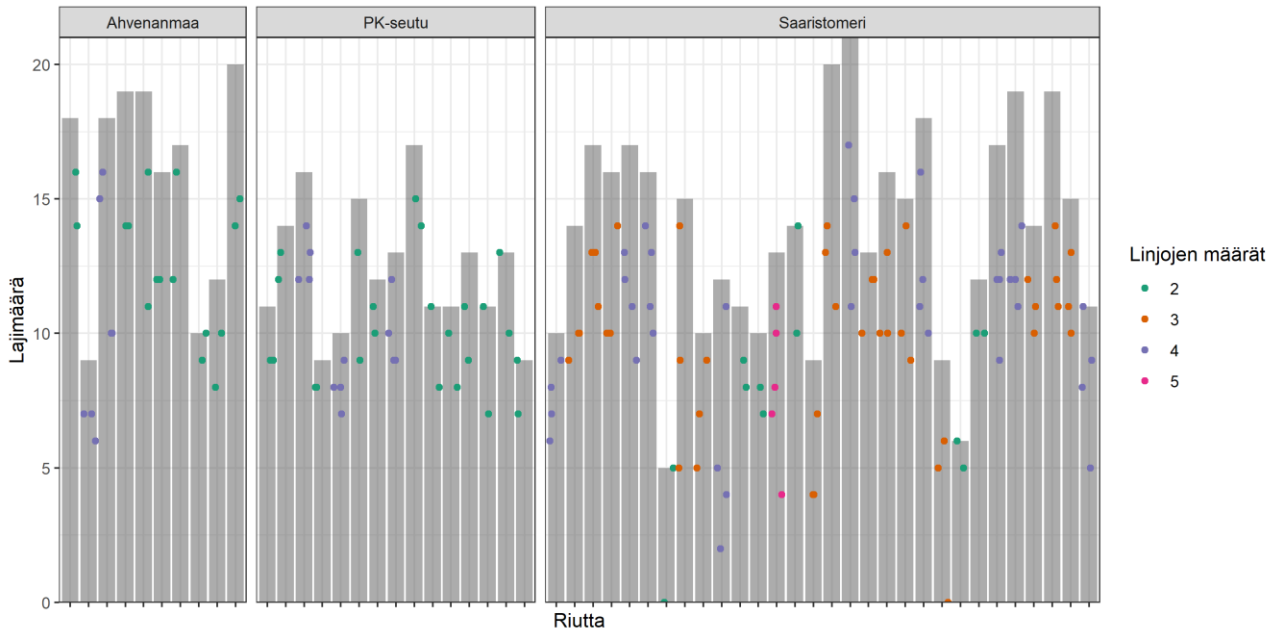
Yleisesti ottaen havaittujen lajien määrä (tai mikä tahansa diversiteettiä kuvaavan indeksin arvo) kasvaa epälineaarisesti kartoitusintensiteetin (tässä tapauksessa tehtyjen sukelluslinjojen tai kasvillisuusruutujen) funktiona (Chao ym. 2014), karkeasti kuten kuvassa 3 on esitetty. Koska havaittujen lajien määrän kasvu hidastuu merkittävästi kartoitusintensiteetin kasvaessa, ei kartoitusmäärän loputon kasvattaminen ole resurssien käytön kannalta järkevää.

Optimaalista kartoitusmäärää laguuneissa tutkittiin estimoimalla otannan kattavuus iNEXT-menetelmällä (Hsieh ym. 2016) 2011 – 2021 kartoitetuille laguuneille, joissa oli tehty yli 15 kasvillisuusruutua. Riutoilla tehtiin ainoastaan visuaalinen tarkastelu lajimäärän ja kartoitusintensiteetin suhteesta (kuva 17). Laguuneilla otannan kattavuuden (tietyllä kasvillisuusruutumäärällä havaittu lajien määrä suhteessa estimoituun laguunin kokonaislajimäärään) kasvu hidastui nopeasti otannan kasvaessa. 15 kasvillisuusruudulla laguunien otannan kattavuuden keskiarvo oli 0.91, 30 ruudulla 0.95 ja 50 ruudulla 0.96. 100 ruudulla päästiin 0.99 kattavuuteen (kuva 14), mutta laguunikohtainen vaihtelu oli melko suurta. Ennen kenttätöiden toteutusta vaihtelun syy (esim. laguunin koko, etäisyys merestä, tila) tulee selvittää tarkemmin, jotta voidaan arvioida, voidaanko tuloksen perusteella tehdä suosituksia näytteenottointensiteetistä kaikkia laguunikohteita ajatellen.



Kuva 16. Otannan kattavuus (0-1) osuus koko laguunin iNEXT-estimoidusta lajirunsaudesta) kartoitettujen ruutujen lukumäärän mukaan, laguuneissa joissa VELMU-ohjelmassa kartoitettu vähintään 15 kasvillisuusruutua 2011 – 2021. Värilliset viivat kuvaavat eri laguuneille iNEXT-ennustettuja tai havainnointi-

intensiteetillä korjattuja (Hsieh ym. 2016) kattavuuksia. Mustalla tutkittujen laguunien otannan kattavuuden keskiarvo sekä keskiarvon 95% luottamusväli.



Kuva 17. Makrofyttilajiston määrä riutoilla (harmaa) ja yksittäisten sukelluslinjojen havaitut lajimäärät (pisteet) sellaisilta riutoilta mistä oli vähintään kaksi sukelluslinjaa (värit).

Otannan kattavuutta ja optimaalista kartoitusintensiteettiä riutoilla selvitettiin visualisoimalla, miten sukelluslinjojen määrä vaikuttaa havaittujen makrofyttilajien määrään (kuva 15). Visualisoinnista ei pystytty selkeästi havaitsemaan optimaalista kartoitusintensiteettiä.

Johtopäätökset ja tulosten tarkastelu

Analyseissä tunnistettiin useita potentiaalisia indikaattoreita kuvaamaan riutta- ja laguunikohteiden tilaa. Toimivat indikaattorit ovat keskeisiä arvioitaessa luontotyyppien tilaa esimerkiksi direktiiviraportoinneissa, luontotyyppien kompensaatiossa tai uhanalaisuusarvioinneissa. Lisäksi koska potentiaaliset indikaattorit reagoivat rehevöitymisen suhteen, niiden avulla voidaan arvioida merellisen monimuotoisuuden tilaa suhteessa (i) asetettuihin tavoitteisiin (erityisesti vesienhoidon ekologinen tila ja merenhoidon hyvä ympäristön tila), (ii) suotuisan suojelun tasoon (luontodirektiivi) tai (iii) luontotyyppien ennallistamistavoitteiden saavuttamiseen. Tilastolliset riippuvuudet mahdollistavat myös kynnyksarvojen asettamisen, mikä on em. tila-arvioiden edellytys.

Riutoilla rehevöitymisen kuvaajana käytetty secchisyvyys selitti hyvin alimman makrofyttin esiintymissyvyyttä, puna- ja makrolevien lajirunsautta sekä sinisimpukan peittävyttä. Kun muiden ympäristömuuttujien vaikutukset otettiin huomioon, riutoilla, joiden alimman makrofyttin esiintymissyvyys oli alle 6 metriä, rasteritasolta poimitut secchisyvyysarvot olivat myös matalat. Sinisimpukan peittävyys ja esiintymistodennäköisyys kasvoivat merkittävästi, kun secchisyvyys ylitti 3,5 metriä. Näkösyvyyden hyvän tilan raja-arvot vaihtelevat tutkimusalueen ulko- ja välisaaristossa 4,4–5,8 m välillä (Aroviita ym. 2019). Soveltaen näitä, voidaan alustavasti arvioida, että makrolevien ja punalevien hyvää tilaa vastaavat lajirunsaudet voisivat olla noin 15 ja 5,5. Samoin alimman makrofyttin esiintymissyvyyden arvo 10 m vastaa

näkösyvyyden raja-arvoa 5 m. Kokonaisfosforipitoisuudella oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus 10% kumulatiivisen peittävyden alarajaan, ja fosforipitoisuuden kasvaessa makrolevien kasvusyvyykseni aleni melko tasaisesti. Jos kokonaisfosforin hyvän tilan raja-arvoa (noin 25 µg l⁻¹ riippuen rannikkovesityypistä vesienhoidon luokittelussa) sovelletaan tähän vasteeseen, niin indikaattorin arvo 10 m syvyys vastaisi hyvää tilaa. On syytä huomata, että näkösyvyyden kasvaminen rehevöitymispaineen vähentyessä voi lisätä makroleville soveliaista habitaattia huomattavan paljon, pohjan tyypistä ja syvyysprofiilista riippuen, mikäli soveliaista substraattia on saatavilla (Lappalainen ym. 2019). Potentiaalinen habitaatin lisäys on suurempi ulko- kuin sisäsaaristossa, jossa soveliaat kovat pohjat ovat usein sedimentin peitossa (Lappalainen ym. 2019, kuva 10).

Laguuneissa kokonaisfosforipitoisuus selitti MQI-indeksin ja näkinpartaisten esiintymistodennäköisyyttä, mutta jälkimmäisessä mallin antama vaste ei ollut selvä. Laguunin sulkeutuneisuuden vaikutus kokonaisfosforipitoisuuteen ja sen vaikutukseen voi olla merkittävä tekijä, joka tulisi vielä selvittää. Laguunien sulkeutuneisuus on merkittävä paikallisia ympäristöoloja ja selkärangattomien lajirunsautta selittävä tekijä (Eveleens Maarse ym. 2021). Rannikon laguuneista erityisesti fladoissa kokonaisfosforipitoisuus on usein luonnollisesti korkea, mutta varsinkin avoimilla lahdilla se kuvastaa ihmisperäistä rehevöitymistä. Myös MQI-indeksissä kokonaisfosforipitoisuudet olivat laguuneissa korkeat; jonkinlainen pudotus indeksiarvoissa tapahtui ensin 30 µg l⁻¹ pitoisuudessa mutta seuraava askel oli mahdollisesti 60 µg l⁻¹ pitoisuudessa. Analyysin alustavat tulokset osoittavat, että MQI on responsiivisempi kuin nk. Meriavain-vesikasvi-indikaattori, jonka kehitystyö on vielä kesken. Lisäksi tässä tutkimuksessa laguunien kokonaisfosforipitoisuutta arvioitiin kahdesta mittauksesta, jotka tehtiin kartoitusten yhteydessä. Siten fosforipitoisuudet eivät välttämättä heijastele lahtien pitkän aikavälin olosuhteita, vaan fosforikuormituksen määrää kartoitushetkellä.

Sekä riutoilla että lahdilla täsmällisiin raja-arvoihin veden laadun (ja erityisesti näkösyvyyden) suhteen tulisi käytetyn aineiston vuoksi suhtautua varauksella. Secchisyvyysarvot, joita käytettiin kohteiden sijoittelussa rehevöitymisgradientille sekä vastaavasti rehevöitymispaineen kuvaajina analyyseissä, on tuotettu Envisat-MERIS-satelliittihavainnoista vuosilta 2003 – 2011 (Lappalainen ym. 2019). Kasvillisuuskartoitusaineiston ja rasterilta tulkittujen secchisyvyysarvojen välillä on siis huomattava ajallinen ero, mikä saattaa vaikuttaa saatuihin tuloksiin. Esimerkiksi monivuotisten makrolevien peittävyys syvyyden funktiona tai alimman makrofyytin esiintymissyvyys ei noudatellut secchigradienttia täysin odotetusti. Erityisesti pääkaupunkiseudun edustalla makrolevät vaikuttivat esiintyvän syvemmällä ja Ahvenanmaan yksilöt matalammalla kuin pelkän secchisyvyyden perusteella olisi voinut olettaa, mikä saattaa selittyä sillä, että todellinen näkösyvyys on lähellä kasvillisuuden kartoitushetkeä saattanut poiketa käytetyn rasteritason arvoista. Laguuneissa rehevöitymisen indikaattorina käytettiin kartoitusten yhteydessä mitattua kokonaisfosforipitoisuutta, mutta kaksi yhden päivän aikana tehtyä mittausta ei välttämättä kerro kaikkea koko kasvukauden ravinneolosuhteista tutkittavassa laguunissa.

Tämän vuoksi raportissa keskityttiin analysoimaan tilastollisesti rehevöitymispaineeseen vaikuttavia muuttujia, ja hyvää tai huonoa ympäristön tilaa kuvaaviin raja-arvoihin tulee suhtautua varauksella. Syken tiedontuotannon laatu -yksikkö tuottaa indikaattorityössä 2021 kartoitetuille alueille keväällä 2023 päivitetyn satelliittihavainnoista tulkittun näkösyvyydystason, jonka perusteella kasvillisuusindikaattoreille voidaan asettaa tarkempia luokkarajoja. Samoin Biodiversea-hankkeessa Syke analysoi vesikasvi-indikaattoreita suhteessa muihinkin paineisiin kuin rehevöitymiseen, mikä saattaa tukea raja-arvojen ehdottamista.

Tässä tutkimuksessa ei havaittu rakkohaurun esiintymistodennäköisyyden tai peittävyden korreloivan rehevöitymisen kanssa. Rakkohauruhavainnoja tutkimuskohteilla oli melko vähän, mikä saattaa vaikuttaa siihen miksi vaikutusta ei havaittu. Rakkohaurun alakasvuraja on yksi meren- ja vesienhoidon rehevöitymisindikaattoreista, mutta sen esiintyvyydessä saattaa esiintyä huomattavaa vaihtelua (Kangas

ym. 1982), minkä vuoksi rakkohaurun peittävyys käyttö indikaattorina saattaa olla haastavaa. Läntisellä Suomenlahdella rakkohaurun alakasvuraja on siirtynyt ylöspäin 2007 – 2015, mikä on paikoin johtanut rakkohaurun katoamiseen (Ruuskanen 2016). Samalla ajanjaksolla myös havaittujen monivuotisten makrolevien määrä väheni. Näin ollen rakkohaurun puuttuminen lajistosta voi myös kertoa rehevöitymispaineen aiheuttamista vaikutuksista sedimentaation ja valon määrän vähenemisen kautta.

Monivuotisten makrolevien peittävyys ei havaittu suoraan riippuvan secchisyvyydestä, mutta koordinaattitiedon käyttö BRT-mallissa saattaa peittää osan vaikutuksesta. Kun malli rakennettiin ilman koordinaattitietoa, meren osuuden vaikutus kasvoi. Meren osuus on korreloitunut secchisyvyyden kanssa, ja kun meren osuus pudotettiin kokeilumielessä pois, secchisyvyyden vaikutus kasvoi 19%iin. Secchisyvyyden ja kovien pohjien interaktio (kuva 8) pysyi kuitenkin samanlaisena, mikä viittaa siihen, että pääpiirteissään rakennettu malli kuvaa secchisyvyyden vaikutusta biologisesti realistisesti. Rakkohaurumallissa koordinaateilla ei havaittu vastaavaa vaikutusta.

Toimivien indikaattoreiden kehittäminen lahdille osoittautui huomattavasti haastavammaksi tehtäväksi kuin riutoille. Samankaltaisia kokemuksia on saatu mm. Ruotsissa tehdystä indikaattorikehitystyöstä (Blomqvist ym. 2014). Tämä saattaa johtua siitä, että lahdet ovat keskimäärin keskenään lajistoltaan ja ympäristöoloiltaan monimuotoisempia kuin riutat. Toisaalta myös ihmispaineiden laatu ja intensiteetti saattavat erota lahtien ja riuttojen välillä merkittävästi. Tässä tutkimuksessa pyrittiin kehittämään indikaattoreita lajiston tilan ja rehevöitymispaineen kuvaajiksi, mutta saattaa olla että esimerkiksi MQI heijastelee rehevöitymisen lisäksi myös muita ihmistoiminnan lahtien lajistossa aiheuttamia muutoksia. Pienveneily saattaa vaikuttaa lahtien kasvillisuuteen merkittävästi (Hansen ym. 2019). Lisäksi lahtiin kohdistuu huomattavasti muita ihmispaineita, kuten ruoppauksia, rantarakentamista ja maalta välittömästi kohdistuvaa ravinnekuormitusta, joiden tarkat vaikutukset lajistoon tunnetaan toistaiseksi huonosti, ja joiden intensiteetti todennäköisesti korreloi jossain määrin ihmisperäisen, paikallisen ravinnekuormituksen kanssa.

Kenttätöiden toteutus

Makrofyyttien alakasvuraja heijastelee rehevöitymispainetta valon määrän vähenemisen ja sedimentaation kasvun vaikutusten kautta (Eriksson ja Johansson 2003; Eriksson ja Johansson 2005; Rohde ym. 2008). Rakkohaurun ja punalevien alakasvuraja on jo tällä hetkellä käytössä sekä merenhoidon että vesienhoidon raportoinnissa rehevöitymisen indikaattorina (Korpinen ym. 2018). Kovien pohjien esiintyvyys rajoittaa makrolevien alakasvurajan käyttöä indikaattoreina. Mikäli kova pohja vaihettuu esimerkiksi liejuksi tai saveksi, makrolevien esiintyvyys voi olla pikemminkin soveliaan substraatin kuin valon rajoittamaa (Lappalainen ym. 2019), mutta mikäli kyse ei ole kovan pohjan päällä rehevöitymisen seurauksena esiintyvistä sedimenttikerroksesta vaan ”aidoista” pehmeistä pohjista, voivat muut makrofyytit kuitenkin esiintyä paikalla pohjan substraatin puolesta. Tämän vuoksi kaikkien makrofyyttien tarkastelu pelkkien makrolevien sijaan indikaattorikäytössä olisi perusteltua. Alakasvurajan selvittäminen edellyttää sukeltajalta jonkin verran lisätyötä, sillä alin yksilö ei välttämättä osu tarkalleen sukelluslinjalle. Jos kohteelle tehdään useita linjoja, voidaan kuitenkin olettaa, että tiedot yhdistämällä saadaan suuntaa antava tieto alimman makrofyytin esiintymissyvyydestä. Mikäli alimman makrofyytin esiintymissyvyyttä aletaan käyttää indikaattorina, tulisi kenttätöiden ohjeistusvaiheessa varmistaa, että se myös kartoitetaan. Vuoden 2021 kasvillisuuskartoitusaineistossa todettiin muutamilla riutoilla muutamien lajien kohdalla kasvun jatkuvan syvemmälle kuin linjan alin kasvillisuusruutu.

Alimman makrofyytin esiintymissyvyys korreloi voimakkaasti tässä työssä mallinnetun 10% kumulatiivisen makroleväpeittävyys syvyyden kanssa. Makrolevien peittävyysmalli (Carstensen 2020) ennusti syvyysspeittävyyttä hyvin (kuva 3). Mallinnusta käyttäen havaintoa alimmasta makrofyytistä ei välttämättä tarvita, vaan kumulatiivinen peittävyys voidaan laskea ”normaalilta” sukelluslinjalta, mikä helpottaa kenttätöitä verrattuna alimman makrofyytin kartoitukseen.

Vuoden 2021 kartoituksissa kirjattiin epifyyttisten levien määrä jokaisessa riutta- ja lahtikohteessa asteikolla 1-5. Kenttälomakkeella ei ollut suoraan paikkaa epifyyttitiedon kirjaamiseen, minkä vuoksi se tallentui aineiston kommenttikenttään tai muuhun formaattiin. Aineiston hankalan formaatin vuoksi epifyyttianalyysijä ei tässä työssä toteutettu. Mikäli epifyyttitietoa kerätään jatkossa, tulisi sen tallennustapaan ja käytettävyyteen kiinnittää huomiota. Kerätty epifyyttitieto tulisi visualisoida ja analysoida vähintään alustavasti, jotta tiedettäisiin, onko sen kerääminen jatkossa kannattavaa vai ei.

Sukelluslinjojen lisäksi työkokonaisuuden yhteydessä ideoitiin ja osittain myös testattiin muiden menetelmien hyödyntämistä indikaattoritöissä. Näitä olivat esimerkiksi dronet, mini-rovit, viistokaiku, sekä geneettiset menetelmät. Nämä olivat kuitenkin pienimuotoisia, että selkeitä johtopäätöksiä näiden suhteen ei tässä raportissa voitu esittää. Menetelmäkehitystä indikaattoritöissä on tärkeä jatkaa mm. Biodiversean puitteissa, jotta voidaan esimerkiksi täydentää sukelluksin kerättyä tietoa, hieman kevyemmillä menetelmillä. Näin saadaan sekä kustannustehokkuutta, että tarkempaa kuvaa luontotyyppiemme tilasta.

Indikaattoritöiden jatko Biodiversean C5-työpaketissa

Indikaattoreiden kehitystyötä jatketaan Biodiverse-hankkeen työpaketissa C5 ja monimuotoisuuden spatiaalista vaihtelua ja havaintomäärien vaikutusta työpaketissa A6. Päivitettyjen secchitietojen pohjalta pyritään laatimaan riuttaindikaattoreille kohteiden tilaa kuvaavat raja-arvot. Tässä yhteydessä on syytä pohtia, tulisiko eri alueiden raja-arvojen mahdollisesti poiketa toisistaan, tai esimerkiksi sisä-ulkosaaristo- ja kumulla. Tässä työssä analysoidut kovien pohjien indikaattorit nojaavat vahvasti merelliseen lajistoon, kuten sinisimpukkaan ja makroleviin, eivätkä siten ole suoraan sovellettavissa koko Suomen merialueelle. Jatkotöissä tuleekin pyrkiä kehittämään vastaavia indikaattoreita myös alhaisemman suolapitoisuuden alueille, kuten Perämerelle. Lisäksi Biodiverse-hankkeessa pyritään kehittämään indikaattoreita tehdyn työn pohjalta myös hiekka- ja sorapohjille.

Koska indikaattorianalyysit toteutettiin hyödyntäen normaalin VELMU-kartoitusprotokollan mukaan kerättyä lajiaineistoa, voidaan nyt tehtyjen analyysien pohjalta laskea indikaattoreiden arvoja myös vuoden 2021 kartoituskohteiden ulkopuolisille alueille, esimerkiksi koko VELMU-aineiston kohteille. Tätä on tarkoitus tehdä C5-työpaketin puitteissa.

Lahdille kehitettyä MQI-indeksiä tulee jatkokehittää siten, että lajikohtaiset herkkyysarvot selvitetään perusteellisesti esimerkiksi asiantuntijatyöpajoissa, kirjallisuuskatsauksella tai kartoittamalla kasvien ominaisuustietokantoja. Tässä analyysissä herkkyysarvot laskettiin ns. ES50-menetelmällä (Rosenberg ym. 2004) käyttäen laguunien VELMU-lajihavaintoja vuosilta 2011 – 2021, ja keräämällä soveltuvin osin tietoja kirjallisuudesta. Kirjallisuuskatsaus ei ollut kuitenkaan kattava, ja lajiston herkkyyksien estimointia voitaisiin huomattavasti parantaa systemaattisella kirjallisuuskatsauksella tai asiantuntija-arvion avulla. Tarkemmat lajikohtaiset herkkyysestimat oletettavasti parantaisivat indeksin reagoitua rehevöitymiseen ja muihin ihmispaineisiin. Tämän raportin analyyseissa MQI-indeksin laskennassa käytettiin lahtikohtaista havaittuja kokonaislajimääriä. Jatkotöissä tulisi selvittää, voiko indeksin kokonaislajimääräparametrin korvata diversiteetti-indeksillä kuten Shannon- tai Simpson-diversiteetillä, koska iNEXT-estimoiduissa lajimäärissä saattaa esiintyä huomattavia vaihteluita, jos lajimäärää joudutaan ekstrapoloimaan kovin kauas alkuperäisen näytteenottointensiteetin ulkopuolelle (Chao ym. 2014). Koska lajimäärä ei ota kantaa lajiston runsaussuhteisiin, voidaan olettaa diversiteetti-indeksin kuvaavan monimuotoisuutta paremmin kuin pelkän lajimäärän.

Makrolevien kumulatiivisen peittävyden malli (Carstensen 2020) olettaa peittävyden vähenevän syvyyden funktiona valon määrän vähentyessä. Jatkotöissä voitaisiin selvittää, voisiko mallia soveltaa myös pehmeiden pohjien makrofyteille sellaisilla kohteilla, joissa pohjan substraattityyppi ei ole kasvusyvyttä rajoittava tekijä.

Vastoin odotuksia rakkohaurun peittävyys tai esiintyvyys ei korreloinut secchisyvyyden kanssa. Rakkohaurulle soveliaiden pohjien pinta-ala on vähentynyt voimakkaasti viimeisten vuosikymmenten aikana rehevöitymisen aiheuttaman samentumisen vuoksi (Lappalainen ym. 2019; Sahla ym. 2020). Rakkohaurua esiintyi tutkimusriutoilla huomattavan vähän, eikä selkeitä vasteita secchisyvyyteen havaittu. Biodiversea-hankkeessa voidaan testata rakkohaurun peittävyys, esiintymisen tai alarajan syvyyden käyttökelpoisuutta indikaattorina käyttäen laajempaa VELMU-kartoitusaineistoa.

Tässä työssä makrolevien lajirunsautta analysoitiin suhteuttamalla näytteenottointensiteetti yhteneväiseksi (91 ruutuun) jokaisella riutalla, ja vertaamalla riuttoja keskenään. Koska lajiston koostumus poikkeaa eri kohteilla, myös otannan kattavuus (kuinka suuren osan riutan lajistosta kartoitus kattaa) poikkeaa eri kohteiden välillä. Diversiteetin vertailuun paikkojen välillä mahdollisesti saattaisi soveltua paremmin lähestymistapa, jossa lajistonäytteet standardoidaan pikemminkin otannan kattavuuden kuin näytteenottointensiteetin perusteella (Chao ja Jost 2012). Lähestymistapaa ja sen vaikutusta lajimääriin testataan Biodiversea-indikaattorityössä.

Biodiversea-hankkeen jatkoanalyysissä tulisi myös pohtia, kuinka sensitiivisiä tässä työssä tuotetut indikaattorit ovat muille ihmispaineille rehevöitymisen lisäksi, ja kuinka nopeasti (ajallisesti) kandidaatti-indikaattorit reagoivat ympäristön tilan muutoksiin. Tämän selvittäminen saattaa olla haastavaa, sillä lähtöaineistona käytetty VELMU-aineisto on ensisijaisesti kartoitus- eikä seurantaohjelma, ja sen ajallinen kattavuus on rajallinen. Toisaalta VELMU-aineiston suuri määrä mahdollistaneekin myös jonkinasteisen ajallisuuden tarkastelun, vaikka toisteisia kartoituksia samoilta paikoilta olisikin rajallisesti. Biodiversea-hankkeen tavoitteena on kehittää ensisijaisesti monimuotoisuusindikaattoreita, mutta koska monet tässä raportissa lasketut indikaattorit liittyvät suoraan (makrolevien lajirunsaus, MQI) tai epäsuoraan (sinisimpukan peittävyys) tarkasteltujen luontokohteiden lajiston monimuotoisuuteen, niiden toimivuutta myös biodiversiteetti-indikaattoreina tulee harkita. Karkealla tasolla voidaan olettaa, että rehevöitymistasoltaan vähiten kuormittuneet alueet saattavat olla myös lajistoltaan monimuotoisimpia.

Kiitokset

Raportin kirjoittajien lisäksi tähän työhön on osallistunut suuri määrä henkilöitä. Kiitokset Velmu-projektiryhmälle ja erityisesti Velmu-koordinaattori Markku Viitasalolle Meriluonto-kampanjan liikkeelle laittamisesta. Kiitokset Indikaattoritöiden suunnittelutiimille, josta erityismaininta Henna Rinteelle, sekä myös ulkopuolisille asiantuntijoille, jotka osallistuivat työpajoihimme. Kiitokset kenttähenkilöstölle, niin Metsähallituksessa, Åbo Akademiassa, kuin Geologian Tutkimuskeskuksessa. Ilman tätä panosta ei tällainen työ olisi mahdollista. Ja kiitokset rahoittajille, joka Velmun osalta Ympäristöministeriö Penina Blanketin ohjauksessa, sekä Åland SeaMapin osalta Baltic Sea Conservation Foundation, European Maritime and Fisheries Fund ja Åbo Akademin säätiö ry.

Viitteet

- Aroviita, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. (toim.) 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019.
- Ahlman, M., Alenius, P., Attila, J., Arnkil, A., Arponen, H., Below, A., Blankett, P., Bäck, A., Cederberg, T. & Forsman, L. 2020. Seurantakäsikirja Suomen merenhoitosuunnitelman seurantaohjelmaan vuosille 2020–2026.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T., Vuori, K.-M., 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilanluokitteluun vuosille 2012–2013 - päivitetty arviointiperusteet ja niidensoveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012, pp. 1–144 .

- Attard, K. M., Rodil, I. F., Berg, P., Mogg, A. O. M., Westerbom, M., Norkko, A. & Glud, R. N. 2020. Metabolism of a subtidal rocky mussel reef in a high-temperate setting: pathways of organic C flow. *Marine Ecology Progress Series* 645: 41-54.
- Baden, S., Hernroth, B. & Lindahl, O. 2021. Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic Coastal Waters—A Swedish Perspective. *Journal of Shellfish Research* 40(2): 269-296.
- Barboza, F. R., Kotta, J., Weinberger, F., Jormalainen, V., Kraufvelin, P., Molis, M., Schubert, H., Pavia, H., Nylund, G. M., Kautsky, L., Schagerström, E., Rickert, E., Saha, M., Fredriksen, S., Martin, G., Torn, K., Ruuskanen, A. & Wahl, M. 2019. Geographic variation in fitness-related traits of the bladderwrack *Fucus vesiculosus* along the Baltic Sea-North Sea salinity gradient. *Ecology and Evolution* 9(16): 9225-9238.
- Blanc, J.-F., Rinne, H. & Salovius-Laurén, S. 2023. Relationship between *Fucus* coverage and algal diversity in the northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 191: 102312.
- Blindow, I. 2000. Distribution of Charophytes along the Swedish Coast in Relation to Salinity and Eutrophication. *International Review of Hydrobiology* 85(5-6): 707-717.
- Blomqvist, M., Wikström, S. A., Carstensen, J., Qvarfordt, S. & Krause-Jensen, D. 2014. Response of coastal macrophytes to pressures. Deliverable 3.2-2, WATERS Report no. 2014:2. Göteborg, Sweden. 2014:2.
- Carstensen, J. 2020. Macroalgae indicators for assessing ecological status in Danish WFD water bodies. Technical Report from DCE—Danish Centre for Environment and Energy. Vol. 170. S. 78.
- Chao, A., Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93(12): 2533-2547
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T., Sander, E. L., Ma, K., Colwell, R. K. & Ellison, A. M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs* 84(1): 45-67.
- Elith, J., Leathwick, J. R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of animal ecology* 77(4): 802-813.
- Eriksson, B. K. & Johansson, G. 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 38(3): 217-222.
- Eriksson, B. K. & Johansson, G. 2005. Effects of sedimentation on macroalgae: species-specific responses are related to reproductive traits. *Oecologia* 143(3): 438-48.
- Eriksson, B. K., Rubach, A. & Hillebrand, H. 2006. BIOTIC HABITAT COMPLEXITY CONTROLS SPECIES DIVERSITY AND NUTRIENT EFFECTS ON NET BIOMASS PRODUCTION. *Ecology* 87(1): 246-254.

- Eveleens Maarse, F., Salovius-Laurén, S. & Snickars, M. 2021. Physical drivers of epi- and infauna communities related to dominating macrophytes in shallow bays in the Northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 262: 107600.
- French, R. H., Cooper, J. J. & Vigg, S. 1982. Secchi Disc Relationships 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 18(1): 121-123.
- Friedman, J. H. 2001. Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annals of statistics*: 1189-1232.
- Greenwell, B., Boehmke, B., Cunningham, J. & Developers, G. 2020. *gbm: Generalized Boosted Regression Models*. 2.18.
- Hansen, J. P. 2012. Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea: analysis of human influences and proposal of a method for assessment of ecological status. Department of Botany, Stockholm University.
- Hansen, J. P. & Snickars, M. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738: 171-189.
- Hansen, J. P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å. N., Donadi, S., Eriksson, B. K. & Eklöf, J. S. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48(6): 539-551.
- Hartig, F. 2017. Package 'DHARMA'. Vienna, Austria: R Development Core Team
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1990. *Generalized additive models. CRC Monographs on Statistics & Applied Probability*. New York: Chapman & Hall
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2): 427-432.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7(12): 1451-1456 %@ 2041-210X.
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Faculty of Science, Department of Botany. Stockholm, Stockholm University. Vol. PhD. S. 40.
- Jassby, A. D. & Platt, T. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 21(4 %@ 0024-3590): 540-547.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland 1977-81. *Acta Botanica Fennica* 118: 1-27.

- Kautsky, N. & Kautsky, H. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser* 28: 1-8.
- Kiirikki, M. 1996. Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 31(3): 225-232.
- Koivisto, M. E. & Westerbomb, M. 2010. Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. *Marine Biology* 157: 1463-1474.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Loponen, J. & Jormalainen, V. 2007. Macroalgal Communities Face the Challenge of Changing Biotic Interactions: Review with Focus on the Baltic Sea. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(2): 203-211.
- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. 2018. Suomen meriympäristön tila 2018.
- Kotilainen, A., Kiviluoto, S., Kurvinen, L., Sahla, M., Ehrnsten, E., Laine, A., Lax, H.-G., Kontula, T., Blankett, P., Ekeboom, J., Hällfors, H., Karvinen, V., Kuosa, H., Laaksonen, R., Lappalainen, M., Lehtinen, S., Lehtiniemi, M., Leinikki, J., Leskinen, E., Riihimäki, A., Ruuskanen, A., Vahteri, P.: Itämeri. Teoksessa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.): Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 5/2018, s. 47–62.
- Lappalainen, J., Virtanen, E. A., Kallio, K., Junttila, S. & Viitasalo, M. 2019. Substrate limitation of a habitat-forming genus *Fucus* under different water clarity scenarios in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 218: 31-38.
- Lindström, M. 2000. Seasonal Changes in the Underwater Light Milieu in a Finnish Baltic Sea Coastal Locality. *Geophysica* 36(1-2): 215-232.
- Marra, G. & Wood, S. N. 2011. Practical variable selection for generalized additive models. *Computational Statistics & Data Analysis* 55(7): 2372-2387.
- Munsterhjelm, R. 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Oceanographic Literature Review* 12(44): 1527-1528.
- O'Brien, K., Vertio, L., Ögård, J. & Boman, R. 2020. VELMU 2020 - Kenttätöraportti: Suomenlahden ja Saaristomeren indikaattorit. Metsähallitus sisäinen raportti.
- Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L. & Ross, N. 2019. Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. *PeerJ* 7: e6876.
- Pitkänen, H., Peuraniemi, M., Westerbomb, M., Kilpi, M. & von Numers, M. 2013. Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici, JSTOR*. S. 1-54. 0003-3847.

- Riisgård, H. U., Larsen, P. S., Turja, R. & Lundgreen, K. 2014. Dwarfism of blue mussels in the low saline Baltic Sea—growth to the lower salinity limit. *Marine Ecology Progress Series* 517: 181-192.
- Rinne, H., Blanc, J.-F., Salo, T., Nordström, M. C., Salmela, N. & Salovius-Laurén, S. 2022. Variation in *Fucus vesiculosus* associated fauna along a eutrophication gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 275: 107976.
- Rinne, H., Korpinen, S., Mattila, J. & Salovius-Lauren, S. 2018. Functionality of potential macroalgal indicators in the northern Baltic Sea. *Aquatic botany* 149: 52-60.
- Rinne, H., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. 2011. The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94(2): 182-191.
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R. & Bischof, K. 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43(2): 143-150.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H. & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin* 49(9-10): 728-739 %@ 0025-326X.
- Ruuskanen, A. T. 2016. Makrolevien esiintyminen ja seuranta Uudenmaan rannikkovesillä - Valtakunnallisen makrofyttiseurannan kuvaus ja toteutus Uudellamaalla 1993–2016. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Vol. 100 | 2016. S. 76.
- Sahla, M. 2019. Seafloor fetch -aineisto v2.0. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Sahla, M., Tolvanen, H., Ruuskanen, A. & Kurvinen, L. 2020. Assessing long term change of *Fucus* spp. communities in the northern Baltic Sea using monitoring data and spatial modeling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245: 107023.
- Schagerström, E., Forslund, H., Kautsky, L., Pärnoja, M. & Kotta, J. 2014. Does thalli complexity and biomass affect the associated flora and fauna of two co-occurring *Fucus* species in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 149: 187-193.
- Takolander, A., Cabeza, M. & Leskinen, E. 2017. Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: A systematic review. *Journal of Sea Research* 123: 16-29.
- Torn, K., Herkül, K., Martin, G. & Oganjan, K. 2017. Assessment of quality of three marine benthic habitat types in northern Baltic Sea. *Ecological indicators* 73: 772-783.
- Virtanen, E. A., Viitasalo, M., Lappalainen, J. & Moilanen, A. 2018. Evaluation, Gap Analysis, and Potential Expansion of the Finnish Marine Protected Area Network. *Frontiers in Marine Science* 5

- VELMU 2022. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma VELMU. Menetelmäohjeistus pohjan biotooppikartoitukseen 2022. Versio 14.02.2022
- Westerbom, M. & Jattu, S. 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. *Marine Ecology Progress Series* 306: 191-200.
- Westerbom, M., Kilpi, M. & Mustonen, O. 2002. Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Marine Biology* 140(5): 991-999.
- Westerbom, M. & Koivisto, M. 2022. Mussels and canopy-forming algae as ecosystem engineers: their contribution to community organization in the rocky sublittoral. *Frontiers in Marine Science* 9
- Westerbom, M., Mustonen, O. & Kilpi, M. 2008. Distribution of a marginal population of *Mytilus edulis*: responses to biotic and abiotic processes at different spatial scales. *Marine Biology* 153(6): 1153-1164.
- Wood, S. N. 2012. On p-values for smooth components of an extended generalized additive model. *Biometrika* 100(1): 221-228.
- Worm, B. & Lotze, H. K. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography* 51(1part2): 569-579.