



31/10/2019

# Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks Lõpparuanne

Jonne Kotta, Georg Martin, Helen Orav-Kotta,  
Tiina Paalme, Emil Kotta, Mihkel Kotta, Urmas  
Raudsepp, Ilja Maljutenko

TARTU ÜLIKOOL

# Sisukord

1. Sissejuhatus .....	3
2. Olemasolev teave vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbiliikide kasvupotentsiaalst, toitainete eemaldamise efektiivsusest ja seda mõjutavatest teguritest.....	4
Metoodika.....	4
Vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbiliikide kasvatamisvõimalusi käsitlev teaduskirjandus .....	5
Merevetikad .....	5
Merekarbid.....	8
Varasemad ja käimasolevad olulisemad projektid vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbiliikide kasvatamisvõimalustest ja mõjudest Eesti rannikumeres .....	13
Kinnitumata punavetikakoosluse kunstliku kultiveerimise võimalikkus ning selle mõju Väinamere keskkonnaseisundile.....	13
Uuring suurvetikate kasvatamistehnoloogia keskkonnamõjude kohta.....	14
Intensiivse kultiveerimistehnoloogia välja töötamine, katsetamine ja evalveerimine agariku <i>Furcellaria lumbricalis</i> kinnitumata vormi kasvatamiseks.....	14
Mereveel põhineva kalakasvatuse heitvee puhastamine suurvetikate kultiveerimise kaudu	14
Merekeskkonna seisundi parandamine vesiviljeluse abil.....	14
INTERREG Baltic Blue Growth .....	15
MuMiPro .....	15
Selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilikud alad .....	15
3. Vetikate ja karpide kasvukiiruse modelleerimine .....	16
Metoodika.....	16
Merevetikate kasvupotentsiaal .....	20
Seosed keskkonnamuutujate ja suurvetikate produktsiooni vahel .....	21
Suurvetikate kasvukiiruste ennustamine Eesti mereala pindmises veekihis .....	25
Merekarpide kasvupotentsiaal .....	29
Soovitused teadmislünkade täitmiseks .....	32
4. Vetika- ja karbikasvatuse potentsiaal merekeskkonnast toitainete eemaldamisel ja selle ruumiline jaotumine.....	33
5. Vetika- ja karbikasvatuse potentsiaal merekeskkonna seisundi parandajana.....	34
Mudeli seadistused .....	36

Analüüsi tulemused .....	39
6. Piirkondlikud vesiviljeluskavad keskkonnasurve ohjamiseks.....	44
7. Viited .....	54

# 1. Sissejuhatus

Primaarproduksioon on Läänemere ökosüsteemi toimimise alustalaks ja seda mõjutab enim valguse ja taimekasvu limiteerivate mineraalsete toitainete (N, P) kättesaadavus. Liigne mineraalsete toitainete sissevool käivitab mere eutrofeerumise. Eutrofeerumine põhjustab mikrovetikate vohamist veemassis, niitjate makrovetikate massarengut, vee läbipaistvuse vähenemist, rohket orgaanilise aine settimist, hapnikudefitsiiti põhjalähedastes veekihtides ja tundlikumate veeorganismide hukkumist (Cloern, 2001). Käesoleval hetkel on mineraalsete toitainete kättesaadavus Läänemeres liiga suur ning veekeskkonna kvaliteedi parandamiseks tuleks liigsed toitained merest eemaldada. Samas on põllumajanduse intensiivistumine toitainete koormust Läänemerele taas kasvatamas. Põllumajandusliku keskkonnasurve kasvule viitab muuhulgas taimekaitsevahendite ning lämmastikku ja fosforit sisaldavate mineraalväetiste kasutamise kasv, loomakasvatuse kontsentreerumine ning vedelsõnniku kasutuse suurenemine.

EL merestrateegia raamdirektiiv (MSRD, 2008/56/EÜ) kohustab liikmesriike koostama meetmekava (artikkel 13), mille rakendamine aitab saavutada või säilitada merealade head keskkonnanaisundit (HKS) aastaks 2020. Valitsus kinnitas Eesti merestrateegia meetmekava 23. märtsil 2017. aastal. Meetmekavas on välja toodud tegevused, mis on vajalikud kehtestatud keskkonnanaisundite sihtide ja HKS taseme saavutamiseks aastaks 2020.

Vastavalt Eesti merestrateegia meetmekavale on meede nr 2 „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“. Meetme eesmärk on luua piirkondlikud vesiviljeluse kavad, mis sisaldaks vesiviljeluse liikide ja vormide piirkondlikest eripäradest lähtuvaid soovitusi ja piiranguid. Antud kavad käsitlevad ka potentsiaalsete vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbaliikide ja vormide piirkondlikest eripäradest lähtuvaid soovitusi, kuidas vesiviljeluse abil on võimalik merekeskkonna seisundit parandada.

Eutrofeerunud Läänemere tingimustes tuleks eelistada toitainete koormuse suhtes neutraalset või merekeskkonnast toitaineid väljaviivat vesiviljelust. Käesoleval ajal tegeleb Eesti vesiviljelussektor peamiselt kalakasvatusega ning alternatiivsed, looduskeskkonda taastavad, suunad sisuliselt puuduvad. Kui looduslikes veekogudes paiknevad kalakasvandused suurendavad koormust keskkonnale, siis merevetikate ja -karpide kasvatamist, kui merekeskkonnast toitaineid väljaviivat vesiviljelust, peetakse keskkonnahoidliku majanduse lipulaevaks. Euroopa Komisjoni poolt võeti 2014. aastal vastu Säätva Sinimeremajanduse Läänemere regiooni tegevuskava, mille elluviimise strateegia on hetkel koostamisel. Vesiviljelus on praegusel ajal üks suuremaid EL Sinimajanduse kasvu võimalusi, millega üritatakse paralleelselt saavutada nii majanduslikke- kui keskkonnanaisunde. Sellest tulenevalt on vajalik ka Eestis suurendada investorite usaldustunnet merevetikate ja karbikasvanduse valdkonnas sh koostoimeliste lahenduste rakendamisel (nt multitroofne vesiviljelus või suletud toitainete ringlus).

Seni vähesel määral levinud uute vesiviljelusliikide (vetikad, karbid) kasvatamine võimaldaks ühelt poolt merest välja viia toitaineid ning teiselt poolt anda kõrge lisandväärtus suure ekspordipotentsiaaliga vesiviljelustoodangule (nt vetikas *Furcellaria lumbricalis* sisalduvad valgulised pigmendid, nanotselluloos). Merevesiviljelusega seotud temaatika terviklikuks käsitlemiseks on senisest enam vaja teha koostööd erinevate ministeeriumite, nende valitsemisalas olevate asutuste, ettevõtjate ja teadusasutuste vahel, et saavutada ühine arusaam ja kokkulepe uue valdkonna arenguks. Riigi sekkumine on vajalik temaatiliste uuringuprogrammide algatamisel, mis süstemaatiliselt käsitlevad uudseid vesiviljelusteemasid kogu selle väärtusahela ulatuses (kasvatamine, toorme väärindamine, turustamine) ning tegema rahvusvahelist koostööd valdkonna arendamisel.

Käesoleva ministeeriumide vahelise ühisprojekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ üldiseks eesmärgiks on:

1. Luua piirkondlikud vesiviljeluse kavad Eesti rannikumere jaoks, mis sisaldaks potentsiaalsete vesiviljeluseks sobivate merevetika- ja merekarpide ja vormide piirkondlikest eripäradest lähtuvaid soovitusi, kuidas vesiviljeluse abil on võimalik merekeskkonna seisundit parandada.

Selle eesmärgi täitmiseks on püstitatud järgmised alameesmärgid:

- 1.1. Identifitseerida olulisemad keskkonnanäitajad, mis potentsiaalselt mõjutavad vesiviljeldavate liikide (makro- ehk suurvetikate ja merekarpide) levikut ja kasvupotentsiaali Eesti rannikumeres.
- 2.1. Analüüsida erinevate vesiviljelusliikide potentsiaali rannikumere eutrofeerumise kontrollimisel.
- 3.1. Demonstreerida innovatiivsete GIS-mudelite abil, kui suures ulatuses eri tüüpi ja eri intensiivsusega vesiviljelusalgatused on võimelised vähendama punkt- ja hajureostusest tingitud eutrofeerumisilminguid.

Projekti esimeses etapis anti ülevaade hetkel Läänemeres vesiviljeluseks sobilike ja potentsiaalselt vesiviljeluses kasutatavate liikide ja vesiviljeluse meetodikate kohta. Selle eesmärgi täitmiseks koondati kokku varasemad teadmised ja andmed (reaalsed mõõtmised ja metaandmed analüüsitud tulemustest) juba lõppenud ja käimasolevate projektide tulemustest nii Eestis kui mujal Läänemeres. Analüüsi tulemusel valmis käesolev ülevaade merevetikate ja -karpide kasvukiirusest ja seda mõjutavatest teguritest, kasvatamismetoodikatest ning nimekiri Eesti oludes majanduslikku potentsiaali omavate ja keskkonnariskide maandamiseks sobivate vesiviljelusliikide kohta. Projekti järgnevates etappides modelleeriti vesiviljeluse mõistes perspektiivsete merevetikate ja -karpide kasvukiirust kogu Eesti rannikumere jaoks. Selliste kasvumudelite sidumisel hüdrodünaamiliste mudelitega oli võimalik hinnata eri tüüpi ja intensiivsusega vesiviljelusalgatuste potentsiaali punkt- ja hajureostusest tingitud eutrofeerumisilmingute vähendamisel.

## **2. Olemasolev teave vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarpide kasvupotentsiaalset, toitainete eemaldamise efektiivsusest ja seda mõjutavatest teguritest**

### *Metoodika*

Projekti esimesel perioodil otsiti suurematest teaduskirjanduse andmebaasidest (sh ISI Web of Science ja Scopus) ja projektide aruannetest eritiübilist informatsiooni, mida saaks kasutada vesiviljeldavate liikide kasvupotentsiaali ja toitainete eemaldamise efektiivsuse modelleerimisel Eesti merealadel. Otsingusõnadena kasutati asjakohaseid suurvetikate ja merekarpide liiginimetusi (ladina ja inglise keeles) ning produktsiooni ja kasvu kohta levinud termineid. Efektiivsemaks informatsiooni eraldamiseks eraldati otsingusõnad „AND“ ja „OR“ operaatoritega: nt (Fucus OR Furcellaria OR Enteromorpha OR Ulva OR ulvoid OR Ulvaria OR Gracilaria OR "Pilayella littoralis" OR Cladophora OR Pylaiella OR Ectocarpus OR jne.) AND (nutrient\* OR growth OR production OR „biomass increment“ OR jne.)

Sobivaks informatsiooniks kvalifitseerusid reaalsed eksperimentide käigus hinnatud produktsiooni- ja kasvumõõtmised, uuritavate liikide toitainete sisaldused ning teadmised liikide levikut kujundavatest ja produktsiooni mõjutavatest keskkonnateguritest. Selliseid teoreetilisi teadmisi kasutatakse projekti teises etapis produktsiooni- ja kasvumudelite defineerimisel, eriti sellistes keskkonnaruumi osades, mille kohta looduslikke mõõtmisi napib. Samuti saadeti välja kõikidele käimasolevate ja juba lõppenud vesiviljelusprojektide koordinaatorite ringkiri palvega jagada kogemusi merevetikate ja -karpide vesiviljeluspotentsiaali kohta erinevates Läänemere piirkondades.

## *Vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbaliikide kasvatamisvõimalusi käsitlev teaduskirjandus*

### Merevetikad

Makroskoopilised vetikad (suurvetikad) on tähtis looduslik ressurss meredes ja ookeanides. Traditsiooniliselt koguti Läänemere suurvetikaid nende looduslikest kooslustest, kuid üha kasvav nõudlus nende järele viis looduslike ressursside üleekspluateerimisele ja sageli ka kadumisele (Kruk-Dowgiało 1991; Kruk-Dowgiało & Szaniawska 2008; Pedersen & Snoeijns 2001). Sellega seoses tekkis vajadus kunstlike kultiveerimismeetodite väljatöötamiseks ja rakendamiseks. Kultiveerimismeetodite valimisel tuleb arvestada kultiveeritava vetikaliigi eripäraga, s.o eelkõige talluse morfoloogiaga ja regeneratsioonivõimega, paljunemisviisiga (vegetatiivne vs spooridega), kasvukiirusega ning tuleb välja selgitada, millised on liigi optimaalsed kasvutingimused (valgusnõudlus, temperatuuritingimused, toitainete vajadus, vee liikumine) (Titlyanov & Titlyanova, 2010; Lüning & Pang, 2003). Epifüütsed kiirekasvulised vetikad konkureerivad kultiveeritavate vetikatega nii valguse, substraadi kui toitainete pärast (Buschmann & Gomez, 1993) ning vähendavad seetõttu kultiveeritava liigi fotosünteesi kiirust ja biomassi juurdekasvu. Epifüütsete vetikate füüsiline eemaldamine tõstab märkimisväärselt tootmiskulusid (Buschmann ja Gomez, 1993; Kuschel ja Buschmann, 1991).

Makrovetikad vajavad kasvu tagamiseks erinevaid keemilisi ühendeid, millest olulisimad on lämmastiku ja fosforiühendid. Vetikad on võimelised omastama mereveest anorgaanilisi lämmastiku- ja fosforiühendeid (valdavalt nitraate ja fosfaate). Toitainete omastamise kiirus sõltub vetikaliigist, tema morfoloogiast ja elutsüklist (Wallentinus, 1984). Reeglina omastavad Läänemeres kõige kiiremini toitaineid niitjad üheaastased rohe- ja pruunvetikad ning on seetõttu võimelised kiiresti reageerima ka lühiajalistele lokaalsetele toitainete kontsentratsioonide muutustele merevees. Mitmeaastased vetikad on võimelised talletama oma talluses piisavat toitainete varu (s.o sügis-talvisel perioodil, kui toitainete sisaldus merevees on kõrge), mille arvel tagatakse juurdekasv aktiivsel kasvuperioodil, kui toitainete kontsentratsioonid merevees on madalad (Paalme et al., 2011). Üldiselt sobivad vesiviljeluseks kõige paremini suurvetikaliigid, kes kasvavad väga kiiresti, kasutavad enim toitaineid ning suudavad ressursside pärast konkureerida teiste liikidega, nagu näiteks rohevetika perekond *Ulva* liigid. Võrreldes teiste vetikarühmadega kasvavad pikaealised pruun- ja punavetikad aeglasemalt, kuid pika kasvuaega tõttu sisaldavad nad väärtuslikke bioloogilise komponente meditsiini- ja toiduainetööstusele. Et mitte ohustada kohalikke ökosüsteeme, soovitatakse kasutada vesiviljelusel juba regioonis varem kasvanud liike (<http://www.helcom.fi/Recommendations/Rec%2037-3.pdf>).

Suurvetikate kultiveerimise meetodid võib jagada kahte suurde rühma: ekstensiivne ja intensiivne kultiveerimine. Looduslike suurvetikakoosluste kultiveerimine ehk ekstensiivselt kultiveeritavad vetikad kasvavad või neid kasvatatakse nt merepõhjal või erinevatel kunstlikel substraatidel – köitel, võrkudel, spetsiaalsetes sumpades nende looduslikus kasvukohas, kasutades ainult looduslikku valgust, soojust, veerežiimi ja toitaineid. Looduslike koosluste, kus domineerib üks vetikaliik, ekspluateerimine on levinud kogu maailmas. Kinnitumata monodominantsed vetikakooslused on näiteks *Ahnfeltia tobuchiensis* Venemaal Kaug-Idas (Titlyanov et al., 1993), *Chondrus crispus* Kanadas (Chopin et al., 1999) ja *Furcellaria lumbricalis* Eestis Kassari lahes (Trei, 1978; Paalme, 2013). Kõvale põhjale kinnitunud kooslusi moodustavad näiteks *Hypnea musciformis* Indias (Ganesan et al., 2006), *Gracilaria chilensis* Tšiilis (Buschmann et al., 2001), *Gigartina artropurpurea* Uus Meremaal (McNeill et al., 2003), *Gelidium* spp. Portugalis (Melo, 1998) jne.

Alates 1950-ndatest aastatest on katsetatud ligi 100 erineva suurvetikaliigi kunstliku kultiveerimisega, kuid tänapäeval kasvatatakse mastaapsemalt umbes tosinat liiki. 95% kultiveeritavate vetikate koguproduktisioonist annavad *Laminaria* spp (kombu), *Undaria* spp (wakame), *Porphyra* spp. (nori), *Euclima/kappaphycus* spp. (cottonii) ja *Gracilaria* spp. (ogonori) (Buchholz et al., 2012).

Intensiivse kultiveerimise puhul kasvatatakse vetikaid kas spetsiaalsetes mahutites (tsisternid, akvaariumid, basseinid) või väikestes looduslikes veekogudes (tiigid, laguunid, järved), kusjuures kasutatakse kas looduslikku või kunstlikku valgustust, vajadusel lisatakse toitaineid ja fütohormoone. Kõrge produktiivsuse tagamiseks, suurvetikate kultiveerimisel spetsiaalsetes mahutites, kasvatatakse vetikaid neile optimaalsetes kasvutingimustes – reguleeritakse või kontrollitakse valgustingimusi (sh valguse spektraalset koostist ja valguspäeva pikkust), vajadusel kasutatakse väetisi, sageli rikastatakse vett CO<sub>2</sub> ja/või HCO<sub>3</sub><sup>3--</sup>ga, kontrollitakse epifüütide kasvu ja vetikamaterjali tihedust, reguleeritakse veevahetust jne (Turan & Neori, 2010; Ugarte & Santelices, 1992; Israel et al., 2006; Haglund & Pedersen, 1993).

Tänapäevases vesiviljeluses kombineeritakse suurvetikate kultiveerimist teiste vesiviljeluse suundadega. Näiteks rakendatakse kalakasvatuse jääkvee puhastamisel suurvetikaid (Baloo et al., 2014). Hiljutised selle suunalised uuringud näitavad üsna häid toitainete eemaldamise tulemusi ja saadaval on ka kommertsplatvormil põhinevaid lahendusi. Suur osa sellistest lahendustest aga põhinevad ookeanivees elavatel organismidel, kes Läänemere tingimustes ei suuda ellu jääda (Felaco, 2014). Makrovetikaid kasutatakse ka asula reovee puhastamisel (Mehta & Gaur, 2005).

Merevetikatel põhinevate puhastusseadmete valmistamisel on oluline eristada toitainete eemaldamise tõhusust (mitu % toitainetest merevetikad puhastusseadmetes eemaldavad) ja toitainete tarbimise määra (eemaldatud toitainete üldhulk ajaühikus). Lahustunud toitainete eemaldamise tõhusus on otseselt seotud heitmete hulga ja pöördvõrdeliselt seotud veevahetusega, samas toitainete tarbimise määr veevahetusega suureneb (Munoz & Varas, 1998; Buschmann et al., 2001). Kui eesmärgiks on puhtad jäätmed, siis on toitainete eemaldamise tõhusus hea indikaator, aga kui eesmärk on suurendada vetika biomassi tootmist, mille tulemuseks mõeldukam toitainete kontsentratsiooni vähenemine vees, aitab toitainete tarbimise määra maksimiseerimine meil seda eesmärki saavutada.

Avamere kalakasvatustes on jäätmete eemaldamist raske kontrollida ning selle kohta on ka võrdlemisi vähe teavet (Petrell et al., 1993, 1996; Troell et al., 1997). Kuna toitained piiravad merevetikate kasvu, siis kalade poolt tekitatud lämmastik üldjuhul kiirendab vetikate biomassi kasvu ning väljapüütud merevetikate abil on võimalik liigsed toitained süsteemist eemaldada. Ehkki suletud kultiveerimissüsteemides on saadud pruun- ja punavetikatega häid tulemusi lahustunud toitainete eemaldamisel (Subandar et al., 1993; Buschmann et al., 1996; Ahn et al., 1998), ei pruugi avatud kalakasvanduse juures see potentsiaal täielikult realiseeruda (Troell et al., 1997). Kalasumbad ulatuvad merepinnalt suurtesse sügavustesse, aga vetikakasvandused paiknevad sisuliselt kahemõõtmeliselt merepinnal paikneva struktuurina. Sellest tulenevalt on oluline, et kalakasvanduse keskkonnamõjude leevendamiseks kasvatataks merevetikat kalakasvatustest oluliselt suurematel aladel, suuremate tiheduste juures ning võimalusel (kui valgustingimused seda lubavad) ka suuremates sügavustes. Vetika- ja kalakasvatuse kombineerimine võib tõsta vetikafarmi lisaväärtust, kuna vetikate saagikus kasvab ning samuti paranevad vetikate kvaliteet (Petrell et al., 1993; Weidner & Bello, 1996; Troell et al., 1997).

Maismaal paiknevate kalafarmide heitvett on lihtsam käsitleda kui avatud süsteemides (Seymour & Bergheim, 1991) ning selle kohta on läbi viidud ka palju uuringuid (Haines, 1975; Ryhter et al., 1975; Langton et al., 1977; Fralick, 1979; Harln et al., 1979; Vandermulen & Gordin, 1990; Cohen & Neori, 1991; Neori et al., 1991; Haglund & Pedersen, 1993; Buschmann et al., 1994, 1996; Krom et al., 1995; Martinez & Buschmann, 1996; Neori et al., 1996). Uuringute tulemused näitavad, et merevetikad võivad vähendada kuni 90% kalade poolt tekitatud ammoniumist (nt Cohen & Neori, 1991; Jimenez del Rio, et al., 1994; Buschmann et al., 1996). Peamine keerukus seisneb süsteemi optimaalsel käiguhoidmisel (Lobban & Harrison, 1995), mis muudab erinevate eesmärkide täitmise keerukamaks. Näiteks vetika kasv, kvaliteet ja lämmastiku omastamine reageerivad lämmastiku sisalduse muutusele erinevalt ning samaaegselt ei ole võimalik saavutada optimaalset biomassi tootlikkust ja efektiivset biofiltrit. Suletud kasvatussüsteemides on võimalik veevoolu abil kontrollida toitainete kättesaadavust vetikakultuurides. Veevoolu suurendades toitainete voog suureneb, toitained ei piira vetika arengut ning kasvukiirus on suurem. Samas nendes tingimustes on eemaldatud toitainete protsent väike. Kui hoida veevoolu väiksena, siis

toitained hakkavad piirama vetikate kasvu, biomassi toodang väheneb, aga toitainete kogumise efektiivsus oleks suurem. Kui vetikaid kasutatakse ainult biofiltrina, siis võib kasvatussüsteemides kasvatada madala kaubandusliku väärtusega liike (Cohen & Neori, 1991; Jimenez del Rio et al., 1994). *Gracilaria* ja *Furcellaria* perekonna liigid pakuvad aga mõlemat alternatiivi, nii kõrget efektiivsust biofiltrina (Haglund & Pedersen, 1993) kui majanduslikku väärtust, mis märkimisväärselt kasvataks ettevõtte tulusid (Buschmann et al., 1996).

Uuringud teistest Läänemere riikidest ning väljaspool Läänemerd näitavad, et suurvetikate kasvatamine on väga perspektiivne meetod liigsete toitainete (lämmastik, fosfor ja süsinik) eemaldamisel veekogudest. Reeglina kasvavad oportunistlikud suurvetikad eutrofeerunud veekogudes väga hästi ning oma elutegevuse tagajärjel nad vähendavad oluliselt toitainete sisaldust vees ja üldjuhul suurendavad veekogu hapnikutaset. Need mõjud võivad omakorda tõsta ökosüsteemi vastupidavust erinevatele häiringutele ning suurendada teiste ressursside majanduslikku tootlikkust (Landeck Miller et al. 2009). Tänapäeval puuduvad aga teadmised, kuidas keskkonnatingimused mõjutavad erinevate vetikaliikide produktsioonipotentsiaali ning sellest tulenevalt on keeruline planeerida vetikakasvatuste mõõtmeid. Valesti planeeritud farmid ei pruugi täita neile pandud ootusi keskkonnast toitainete eemaldamisel. Makrovetikakasvatuste ülalpidamine nõuab investeeringuid kuniks puudub võimalus saada produkti müügiks. Samas juba väiksed investeeringud toetavad uute ja innovatiivsete meetmete arendamist ja kasutamist, mis omakorda parandavad veekogude kvaliteeti. Makrovetikate abil teostatud merevee puhastamine on odavam kui reoveepuhastusjaamades (Gren et al., 2009).

Eestis on ainsaks ekstensiivselt kultiveeritavaks suurvetikaliigiks punavetika *Furcellaria lumbricalis* (agarik) kinnitumata vorm, mille looduslikku kooslust Kassari lahes on kasutatud alates eelmise sajandi 60-ndatest aastatest (Trei, 1978; Paalme, 2013). *F. lumbricalis* kunstliku kultiveerimise meetodika väljatöötamise ja katsetustega Väinameres alustati 2014. aastal OÜ Vormsi Agar ja TÜ Eesti Mereinstituudi ühisprojekti "Kinnitumata punavetikakoosluse kunstliku kultiveerimise võimalikkus ning selle mõju Väinamere keskkonnaseisundile" raames (TÜ Eesti Mereinstituut, 2015).

Kinnitumata agarik on mitmeaastane, ainult vegetatiivselt paljunev, suhteliselt aeglase kasvuga punavetikaliik (Martin et al., 2006a,b; Kotta et al., 2008; Paalme et al., 2013). Agariku juurdekasvu nii looduslikus punavetikakoosluses kui kunstliku kultiveerimise tingimustes määravad erinevad abiootilised ja biootilised keskkonnategurid, sh valgustingimused, veetemperatuur, toitained, koosluse struktuur. Abiootilistest keskkonnateguritest on agariku kasvukiirus kõige enam mõjutatud valgusest, mis jõuab läbi veesamba vetikani. Kirjanduse andmetel on agariku fotosünteesi valgusküllastusväärtuseks  $116 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Johansson & Snoeijs, 2002). Biootilistest teguritest mõjutavad valgustingimusi vetikakihi paksus ja tihedus, mis korreleeruvad negatiivselt valgustingimustega vetikakihi sees, st mida paksem ja tihedam on vetikakiht, seda rohkem valgust neeldub selle pinnakihi ning allpool asuvate vetikateni jõudev valguse hulk ei ole enam piisav, et tagada nende kõrget fotosünteesilist aktiivsust (Kotta et al., 2008; Paalme et al., 2013). Läänemere suurvetikad, sh punavetikad on reeglina hästi kohastunud madalate veetemperatuuridega. Agariku aktiivse kasvuperioodi algus aprillis näitab, et tema juurdekasv leiab aset juba suhteliselt madalate veetemperatuuride juures. Samas, kõrged veetemperatuurid ( $>20^\circ \text{C}$ ) juulis-augustis, agariku aktiivse kasvuperioodi lõpus, kiirendavad kindlasti vetikate kasvuga kaasnevaid lagunemisprotsesse, kuna viimased sõltuvad otseselt temperatuurist (Martin et al., 2006a,b). Kõrgeimad juurdekasvu väärtused on mõõdetud 4 m sügavusel Kassari lahes, vetika looduslikus kasvukohas, läbi viidud katsetes (Martin et al. 2006a,b).

Hetkel puuduvad uuringud, mille käigus oleks kogu Eesti rannikumeres modelleeritud merevetikate kasvupotentsiaali, toitainete eemaldamise efektiivsust ja seda protsessi mõjutavaid tegureid. Eestis on varasemalt lokaalselt mõõdetud suurvetikate produktsiooni ja katsetatud kasvatamise võimalusi (Kotta et al., 2008; Martin et al., 2006a,b; Torn et al., 2010; Paalme et al., 2011, 2013; Möller et al., 2014; Pärnoja et al., 2014a,b; Jänes et al. 2017). Uuringute käigus leiti seoseid abiootilise keskkonna ja erinevate rohe-, pruun- punavetikate ja kõrgemate taimede



produktiooni vahel, kuid tingituna erinevate tööde spetsiifilistest eesmärkidest, pole uuringute käigus kogutud andmestik otseselt käsitletav ühtses modelleerimisraamistikus. Sellele vaatamata pakuvad uuringute tulemused head sisendmaterjali modelleerimaks vesiviljeldavate suurvetikaliikide elupaigaeelistusi ja kasvukiirust erinevate keskkonnatingimuste juures. Samuti on selliste, peamiselt eksperimentaalsete uuringute põhjal võimalik hinnata abiootilise keskkonna ja vetika kasvukiiruse vaheliste seoste põhjuslikkust ja määratleda seoste matemaatiline kuju.

Käesoleva projekti esimeses etapis koondati ühtsesse andmebaasi 6689 eksperimentaal mõõtmist erinevate suurvetikate liikide produktiooni kohta. Andmebaasi kasutatakse vesiviljeluseks sobivate merevetika liikide produktioonipotentsiaalset ja toitainete eemaldamise efektiivsuse modelleerimisel. Mudeli loomisel lähtutakse kirjanduse analüüsil saadud teoreetilistest teadmistest ning andmete struktuurist. Olemasolevatele levikuandmetele toetudes ja andmebaasist lähtuvalt on Eesti merevetikatest kõige perspektiivsemad vesiviljeluse liigid *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ulva intestinalis* ja *Cladophora glomerata*.

### Merekarbid

Teadaolevast 541 vesiviljeluses kultiveeritavast liigist 102 kuuluvad limuste hõimkonda (FAO 2012). Söödavaid merekarbiliike on palju ning maades, kus neid leidub ohtralt, korjatakse merekarpe ka otse loodusest. Kuna looduslikud ressursid ammenduvad, püütakse otsepüüki asendada merekarpide jätkusuutliku kasvatamisega.

Keskkonnaseisundi parandamine karbikasvanduste abil on viimastel aastatel üha suuremat tähelepanu pälvinud tegevus (Gifford et al., 2005; Gren et al., 2009; Higgins et al., 2011; Schroeder et al., 2014). Karbikasvandustega eraldatakse keskkonnast 25 korda rohkem toitaineid kui sama pindalaga märgalade abil (Lindahl & Kollberg, 2009). Filtreeriva toitumisviisiga karbid eemaldavad veemassist suure koguse planktonilisi mikrovetikaid ning läbi selle akumulatsioonid märkimisväärse osa eutrofeerumist põhjustavatest toitesooladest oma kehas ja suunavad ülejäänud toitained põhjakooslustesse (Officer et al., 1982; Reeders & Bij de Vaate, 1990). Põhja settinud toitained võivad siiski süsteemist eemalduda: lämmastikuühendid võivad lenduda bakterite elutegevuse tulemusel (denitrifikatsioon) atmosfääri molekulaarse lämmastikuna (N<sub>2</sub>), fosforiühendid võivad aga väljuda ringlusest tänu settesse mattumisele (Conroy et al., 2005; Newell et al., 2005). Karbikasvandusi on võimalik kasutada kalakasvanduse keskkonnamõju vähendamiseks nii meres kui ka maismaal paiknevates kasvandustes (Zhou et al., 2014).

Karbikasvanduse näol on Läänemere piires tegemist väga uue tegevusharuga, kuid juba on ette näidata ka mitmeid edulugusid, nt Kiel'i farm Saksamaal, St. Anna karbikasvandus Stokholmi lähedal, Soome ja Rootsi vahel liikuvate parvlaevade restoranides sisaldub menüüs aukohal Läänemeres kasvatatud rannakarp jne. Üksikud uuringud on näidanud, et filtreerijate kogumine on Läänemere piirkonnas majanduslikult odavam kui teised toitainete koormuste ulatuslikuks vähendamiseks kasutatavad meetmed (Gren et al., 2009). Lisaks keskkonnakaitselistele eesmärkidele tuleks kasvandustest kogutud rannakarpidele leida uusi kasutusi (sh toiduainetööstuses, väärtusliku söödana linnu- ja kalakasvatustes), mis hoiaks pikemas perspektiivis ülal kasumlikku karbikasvatustööstust. Sellist arengut piirab aga teadmiste puudulikkus tootmisprotsesside ja -kulude kohta, kuna karbikasvatuse näol on meil tegemist võrdlemisi uue tegevusvaldkonnaga ning kasutatavad tehnoloogiad on samuti uused.

Merekarbid filtreerivad vett ning eemaldavad sellest taimset hõljumit ehk fütoplanktonit. Selle tagajärjel muutub vesi selgemaks (Newell, 2004) ning karpide väljapüügil eemaldatakse karpide kudedesse ladestunud toitained merekeskkonnast. Filtreerimise efektiivsus sõltub mitmest erinevast faktorist, näiteks karpide suurus, vee temperatuur, soolsus, vee liikumine ja taimse hõljumi sisaldus (Petersen & Loo, 2004; Lauringson et al., 2007, 2009, 2014; Kotta et al., 2009). Kui karpe aga kasvatatakse väga suurte tiheduste juures ning vee liikumine on vähene, siis võib ka karbikasvanduste alla koguneda liigset orgaanilist ainet, mille lagunemisel võib põhjalähedastes veekihtides tekkida hapnikudefitsiit (Christensen et al 2003; Carlsson et al, 2010). Sellised negatiivsed mõjud on siiski väga ebatõenäolised ning praegu käimasoleva INTERREG projekti

BBG käigus pole kahe aasta jooksul mitte üheski Läänemeres toimiva karbikasvanduse all allveeinstrumentidega reaalselt mõõdetud madalaid hapnikusisalduse väärtusi.

Karpide kasvatamise viisid saab põhiliselt jagada kaheks: merepõhjas ning põhjast kõrgemal kasvatamine (Vakily, 1989). Karpide kasvatamiseks merepõhjas on vaja stabiilset pinnast ja palju liikuvat vett, et ei tekiks muda ja et karpidel oleks piisavalt hapnikku. Noored karbid asetatakse põhjale, kuhu nad büssusniitide abil kinnituvad ja jäetakse sinna kasvama, kuni nad saavutavad piisava suuruse. Piisava suuruse saavutamise järel karbid eemaldatakse spetsiaalsete korvrehadega ning turustatakse. Selliseid põhjakultuure ohustab mudastumine ning karbikolooniaid võivad laastada ka rannakarpide peamised vaenlased – krabid ja meritähed (Quayle & Newkirk 1989).

Juhul kui karpide kasvatamine toimub sügavamatel merealadel, kasutatakse karbikasvandustes eri tüüpi hõljuvsubstraate, mis riputatakse veesambasse ning kinnitatakse merepõhja raskuste abil. Tihti on tegemist siledade (nt 0,5–1 cm läbimõõduga kapronkõied), silmuseliste (nt Donaghys ROM 1407 - Aqualoop Crop HM Rope) või lindikujuliste kõitega. Samuti on levinud ka traalvõrkude kasutamine. Sellist hõljuvsubstraatide abil teostatud kasvatusviisi peetakse kõige tõhusamaks, kuna kiskjad ei pääse karpidele ligi ja karpide kasv on soojema ja toitainerikkama vee tõttu kiirem kui põhjalähedases vees. Suurimaks puuduseks on pealiskasvu sage esinemine ja ka suuremad kulud kultiveerimisel (Quayle & Newkirk 1989).

Viimastel aastatel Läänemeres läbi viidud eksperimentaalsed katsetused on selgelt näidanud, et erinevate hõljuvsubstraatide püügiefektiivsus on erinevates merepiirkondades väga erinev. Substraadi sobivus ei ole üldjuhul seotud merekeskkonna eluta ja elusa keskkonna näitajatega. Sellest tulenevalt tuleb igas regioonis katsetada erinevate substraatide efektiivsust enne suuremastaapsete kasvanduste rajamist. Selleks, et anda üldiseid suuniseid karbikasvanduste rajamiseks, algatati käesoleva projekti esimeses etapis eksperimendid, mille käigus testitakse erinevate substraatide kasutussobivust meie rannikumere kõige potentsiaalsematel karbikasvatusaladel.

Nii nagu vetikakasvatuste puhul, kombineeritakse ka karbikasvandusi teiste vesiviljeluse suundadega. Selliste integreeritud vesiviljelussüsteemide ideeks on see, et ühe liigi kaasproduktid ja jäätmed võivad olla teisele liigile kasutatav toiduna. Selliste integreeritud vesiviljelussuundade heaks näiteks on kalakasvatuse ja rannakarpide farmid. Orgaanilised ained, mida kalad toodavad, on karpidele toiduks ja võimaldavad neil oluliselt suuremat kasvumäära. Karpide väljapüügil eemaldatakse merest liigsed toitained ja parandatakse sellega elukeskkonna kvaliteeti (Marinho et al., 2015). Sellest tulenevalt on integreeritud vesiviljelusalgatust propageeritud kui eutrofeerumisnähte leevendavat tööriista (Barrington et al., 2009). Sellised kasvandused toimivad juba ka Läänemeres Taanis Musholmi piirkonnas.

Jää kujundab oluliselt madala rannikumere elupaiku ning sõltuvalt merealast ja merepõhja morfoloogiast võib jää kulutava toime tagajärgi näha kuni 5–6 m sügavuseni. Teatud juhtudel võib merejää olla piiravaks teguriks vesiviljelussektorite arendamisel. Jää teiseks tähtsaks mõjuku võib lugeda selle varjutavat toimet, kuna jääkatte perioodil halvenevad valgustingimused ning piiratud on ka vee liikumine. Avatus lainetusele on keskkonnategur, mis eelkõige iseloomustab keskkonna dünaamilisust. Olemasolevate tehnoloogiate puhul pole võimalik vesiviljelusega tegeleda lainetusele liiga avatud merepiirkondades. Samuti on ka kulud logistikale avatud merepiirkondades oluliselt suuremad. Käesoleval hetkel on rajamisel kaks avamere farmi Läänemeres (Läti ja Rootsi mereruumis). Ehkki mõlemas farmis rakendati väga vastupidavad ja kvaliteetseid tehnilisi lahendusi, pole kasutatud tehnoloogiline lahendus piisav tagamaks jätkusuutlikku karbikasvandust lainetele väga avatud merepiirkondades. Peale talvetorme Läti karbifarm sisuliselt hävis ning Rootsi farm on toimiv vaid osaliselt.

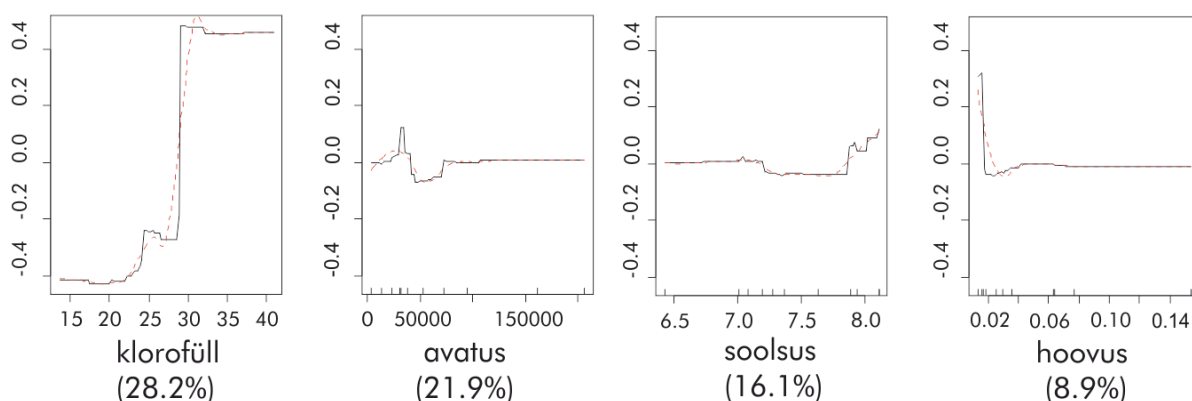
Olemasolev kogemus Taanis paiknevas karbikasvatuses (Musholm) on näidanud, et merelinnud võivad piirkonniti eemaldada umbes 50% karbikasvanduste saagist. Käesoleval hetkel puuduvad teadmised lindude ja teiste kiskjate rollist Eesti rannikumeres kultiveeritavatele söödava rannakarbi ja rändkarbi populatsioonidele.

Osades piirkondades võib karbikasvatust piirata noorloomade vähene kinnitumine. Sellest probleemist ülesaamiseks on võimalik kohaldada lahendusi, kus kasvatusliine seemendatakse piirkonnas, kus vees leidub rohkesti karbivastseid.

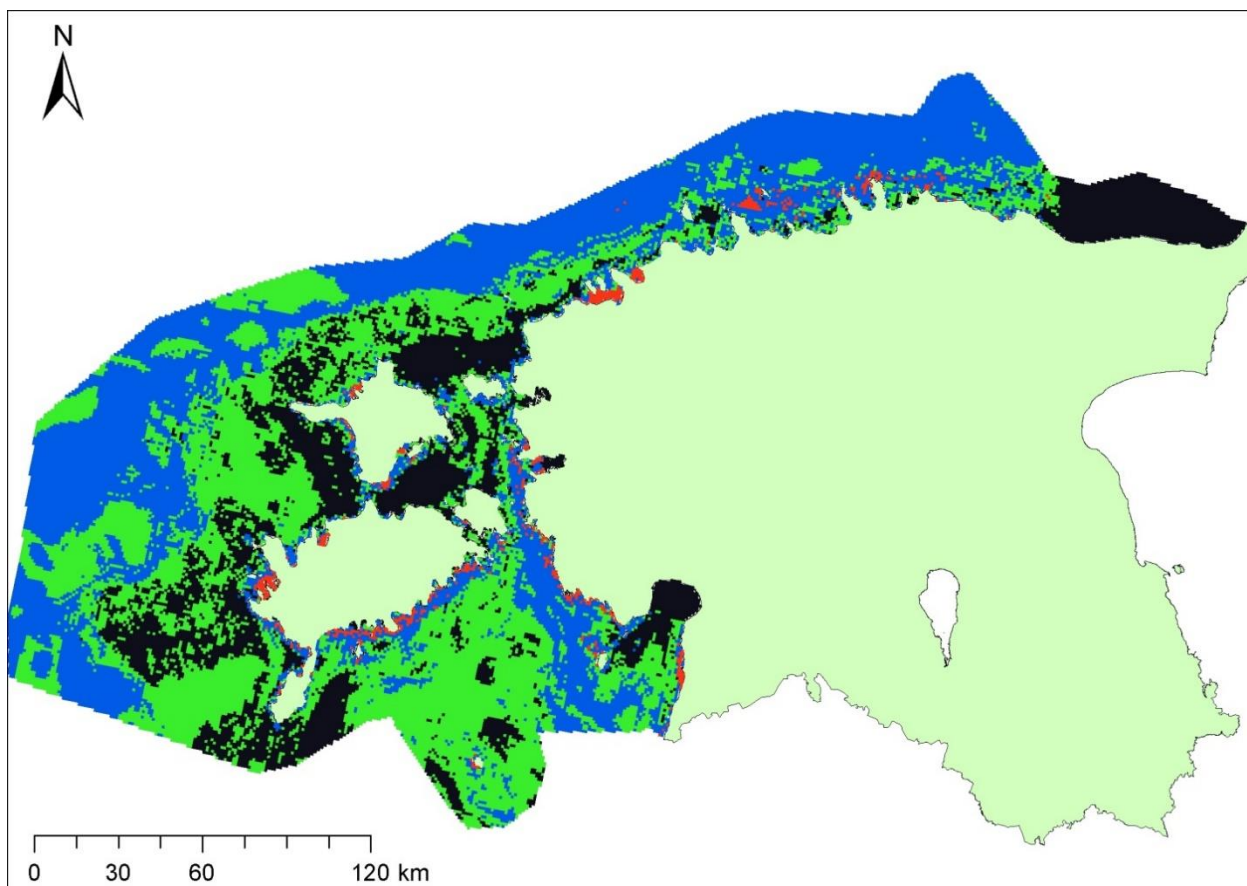
Toitainete eemaldamine karpide abil on tulus, kui kasvanduste maksumus ei ületa teiste meetmete maksumust. Szczecini laguunis, mis asub Saksamaa ja Poola piiril Läänemere lõunaosas, katsetatakse vee puhastamist invasiivse rändkarbi *Dreissena polymorpha* abil. Senised tulemused näitavad, et rändkarbi abil oleks vee puhastamine võimalik, kuid laiaulatusliku kasvanduse rajamine Szczecini laguuni nõuab suuri väljaminekuid ja hetkel on teised toitainete piiramise meetmed kulutõhusamad; probleemideks on madal vesi laguunis, mistõttu nõuab kasvatus rohkem investeeringuid kultiveerimisvahenditele (kõied/võrgud ei saa olla väga pikad ning veepealne konstruktsioon peab seetõttu olema mahukam); samuti vähene vee liikumine ja võimalikud raskused *D. polymorpha* turustamisel (Stybel et al. 2009, Schernewski et al. 2012).

Rahandusministeeriumist tellitud töövõtuleping nr 809 „Mereala planeeringu alusuuring – selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilikud alad“ (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016) käsitles lisaks vesiviljeldavate taime- ja loomaliikide levikut kujundavatele teguritele ka söödava rannakarbi kasvupotentsiaali analüüsi Eesti rannikumeres. Tegemist on esimese merekarpide tootmise käsitleva uuringuga Eesti rannikumeres ning tingituna väga väiksest andmemahust (projekti käigus eksperimentaal mõõtmisi ei teostatud ja mudel põhines vaid 20 sõltumatul vaatlusel), tuleb ka tulemustesse suhtuda kui esialgseid suuniseid rajavasse alusuuringusse.

Uuring näitas, et kõige enam mõjutab söödava rannakarbi kasvukiirust toidu (hõljumvetikate) olemasolu, mis sisaldub mudelis erinevate muutujatena: klorofüll sisaldus (mikrovetikate hulk veesambas), avatus lainetusele (veesamba segunemine, mis viib toidu pinnalt merepõhja suunas) ning hoovuste liikumise kiirus (protsess, mis toob toitu merealadelt, kus rannakarpe pole) (Joonis 1). Oluline muutuja mudelis on ka merevee soolsus. Söödav rannakarp on mereline liik ning soolsuse vähenemisel karpide kasvukiirus väheneb (kasvuks minev energia kulutatakse kehasse tunginud mageda vee väljapumpamisele). Soolsuse langemisel teatud piirväärtuseni, ei suuda rannakarbid enam ellu jääda ja sellistel merealadel pole ka rannakarbi kasvandused võimalikud. Leitud seoseid kasutati, et hinnata rannakarbi kasvukiirust üle kogu Eesti mereala. Mudelennustused näitavad, et söödava rannakarbi kasvupotentsiaal on kõrge ainult suhteliselt piiratud rannikumere aladel. Kasvukiirused on pigem suuremad Lääne-Eestis kui Soome lahes. Samas on jooniselt 2 näha karpide kasvukiiruse väga suured piirkondlikud erinevused. Selline variatiivsus on peamiselt tingitud taimse hõljumi sisalduse ning lainetuse iseloomu suurest ruumilisest varieeruvusest. Avamere suurem karbi kasvupotentsiaal on tingitud suurematest soolsuse väärtusest ning suhteliselt kõrgetest klorofüll sisaldusest, võrrelduna rannikumeres mõõdetud väärtustega. Liivi lahe rannikumere suur karbikasvu potentsiaal on tingitud vee suurest klorofüll sisaldusest ning keskmiselt kõrgemast veetemperatuurist. Soome lahes paiknevad soodsamad rannakarbi kasvupiirkonnad rannikule lähemal järsema rannanõlva tõttu (suurem süvavee kergete ehk soolase vee sissevoolu tõenäosus).



*Joonis 1. Keskkonnaandmete ja söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* kasvukiiruse vahelised seosed. Protsent tunnuse taga iseloomustab keskkonnatingimuse olulisust mudelis.*



*Joonis 2. Ennustatud söödava rannakarbi kasvupotentsiaal Eesti merealal. Punane tähistab Eesti rannikumere suurimaid võimalikke kasvukiirusi (karpide kasvukiirus 75–100% Eesti maksimaalsest karbikasvu potentsiaalst), roheline keskmiseid võimalikke kasvukiirusi (karpide kasvukiirus 50–74% Eesti maksimaalsest karbikasvu potentsiaalst), sinine väga väikeseid võimalikke kasvukiirusi (karpide kasvukiirus 1–49% Eesti maksimaalsest karbikasvu potentsiaalst) ning mustaga on rannakarbi jaoks ebasobivad kasvukohad.*

SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse projekti nr 9658 „Merekeskkonna seisundi parandamine vesiviljeluse abil“ (TÜ Eesti Mereinstituut, 2017) eesmärgiks oli uurida karbiviljeluse tehnilist teostatavust ja karbikasvanduse keskkonnamõju Pärnu lahe näitel ja hinnata seni majanduslikult kasutamata liigi rändkarbi *Dreissena polymorpha* Pärnu lahe populatsiooni kasvukiirust. Projekti tulemused näitasid, et rändkarbi arvukus ja biomass kõikus eri kohtades ja aastatel märgatavalt, samas rändkarbi fosfori- ja lämmastiksisaldus eri piirkondade ja aastate vahel oluliselt ei erinenud. Lähtudes rändkarbi biomassi juurdekasvust tehissubstraadil on võimalik kaheaastase kasvuperioodi jooksul eemaldada Pärnu lahest 324 mg lämmastikku ja 76 mg fosforit silmuselise karbikasvatusköie jooksva meetri kohta. Karbid eemaldavad elutegevuse käigus ka mikrovetikaid veemassist, mis võib parandada vee läbipaistvust, kuid ei vii toitaineid veekogust välja.

Karbikasvanduste puhul ei tohi alahinnata kasvanduste endi tähtsust täiendava elupaigana. Pärnu lahe kasvanduste 20–25 cm pikkune köiefragment oli loomastiku üldarvult, biomassilt ja liikide arvult üsna võrreldav 20×20 cm suuruse kivipõhjaga. See, kui palju kasvandus iseseisva inimtekkelise elupaigana ja toitumisalana mõjutab piirkonna produktiooni, aineringet ja elurikkust, sõltub kasvanduse dimensioonidest ja tõenäoliselt ka ümbritsevatest elupaikadest (Pärnu lahes on kivist substraati looduslikult väga vähe). Pärnu lahe kasvandusi kasutasid elupaigana mitmed kinnituvad liigid ja ka liikuvad loomaliigid. Liikuvatest liikidest olid kasvandustes arvukaimad vööt-kirpvähk (*Gammarus tigrinus*), roosteselg-kirpvähk (*Leptocheirus*

*pilosus*) ja rändkrabi (*Rhithropanopeus harrisi*), kinnituvatest liikidest lisaks rändkarbile tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) ja järvetõlvik (*Cordylophora caspia*). Teiste liikide esinemine oli juhuslikum. Pärnu lahe karbikasvandusi kasutas kudemissubstraadina harilik ahven (*Perca fluviatilis*).

Kirjanduse tulemustele ja levikuandmetele toetudes on Eesti merekarpidest kõige potentsiaalsemad vesiviljeluse liigid *Mytilus trossulus* ja *Dreissena polymorpha* (Tabel 1). Pärnu lahte on hiljuti sisenenud Mehhiko päritoluga karp *Rangia cuneata*. Juhul kui liik suudab meil kanda kinnitada, võib sellest liigist kujuneda oluline töenduslikult püütav mereand. Karpide vesiviljeluseks sobilike asukohtade valimisel tuleb arvestada karbiliigi keskkonnataluvust, samuti on oluline teada liigi elupaigaeelistusi. Majanduslikult tasuvad ära vaid sellised karbikasvandused, kus saagikused on suured. Siit tulenevalt on vaja hinnata karpide kasvukiirusi eri keskkonningimuste juures ning eelistada karbikasvandusaladena neid merepiirkondi, kus on tagatud karpide kiire kasv. Lisaks tuleb analüüsida, kui oluline on jää, tormilainete, vetikate pealiskasvu, kiskjate (krabid, kalad, linnud) negatiivne mõju karbikasvatusele. Optimaalsed karbikasvatusalad on sellised, kus on tagatud karpide suur kasvukiirus, samas kui karbikasvatusele negatiivselt mõjuvate tegurite roll on minimeeritud.

Käesoleva projekti esimeses etapis koondati ühtsesse andmebaasi 14468 eksperimentaalmõõtmist rannakarbi ja rändkarbi kasvukiiruse kohta. Andmebaasi kasutatakse vesiviljeluseks sobivate karbiliikide kasvukiiruse ja toitainete eemaldamise efektiivsuse modelleerimisel. Mudeli loomisel lähtutakse kirjanduse analüüsil saadud teoreetilistest teadmistest ning andmete struktuurist. Varasemate uuringute käigus toodi välja, et olemasolevad teadmised karpide kasvukiirusest on väga puudulikud ning väljapakutud hinnangud karpide vesiviljeluspotentsiaalset ja toitainete eemaldamise efektiivsusest, seda eriti just Läänemere kesk- ja põhjaosa kohta ei vasta tegelikule olukorrale. Käesoleva projekti jooksul on võimalik seda puudujääki likvideerida, analüüsides kõiki varasemate projektide käigus kogutud eksperimentaalmõõtmisi ühtses ruumimudelis. Mudelit valideeritakse käesoleva projekti toel kogutud eksperimentaalandmetega. Eksperimente viiakse läbi karbikasvatuse suhtes erineva perspektiivikusega merealadel, kasutades eri tüüpi inkubeerimissubstraate.

**Tabel 1. Teadusartiklite loetelu, mille andmeid ja analüüsitulemusi kasutatakse projekti järgmistes etappides merevetikate ja –karpide tootmise ja kasvukiiruse mudelite loomisel ja parametrisatsioonil.**

<b>Esimene autor</b>	<b>Liik</b>	<b>Tunnus</b>
Korpinen & Jormalainen, 2008	<i>Ceramium tenuicorne</i>	asustustiheduse muutused
Eklund, 2005	<i>Ceramium tenuicorne</i>	biomassi muutused
Eriksson Wiklund et al., 2012	<i>Ceramium tenuicorne</i>	biomassi muutused
Eklund, 2005	<i>Ceramium tenuicorne</i>	kasvukiirus
Blindow et al., 2003	<i>Chara aspera</i>	kasvukiirus
Pełechaty et al., 2015	<i>Chara tomentosa</i>	biomassi muutused
Gubelit & Berezina, 2010	<i>Cladophora glomerata</i>	biomassi muutused
Berezina & Golubkov, 2008	<i>Cladophora glomerata</i>	biomassi muutused
Eriksson Wiklund et al., 2012	<i>Cladophora glomerata</i>	biomassi muutused
Gubelit, 2015	<i>Cladophora glomerata</i>	kasvukiirus
Eriksson Wiklund et al., 2012	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	biomassi muutused
Sousa et al., 2007	<i>Enteromorpha</i> sp.	kasvukiirus
Eriksson Wiklund et al., 2012	<i>Fucus vesiculosus</i>	biomassi muutused
Gutow et al., 2016	<i>Fucus vesiculosus</i>	kasvukiirus
Takolander et al., 2017	<i>Fucus vesiculosus</i>	kasvukiirus
Öberg, 2006	<i>Fucus vesiculosus</i>	kasvukiirus
Graiff et al., 2015	<i>Fucus vesiculosus</i>	kasvukiirus
Korpinen & Jormalainen, 2008	<i>Fucus vesiculosus</i>	toitainete sisaldus
Paalme, 2015	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	kasvukiirus

Biowalk4Biofuels, 2015	<i>Monostroma</i> sp.	kasvukiirus
Maar et al., 2010	<i>Mytilus edulis</i>	biomassi muutused
Petersen et. al., 2012	<i>Mytilus edulis</i>	biomassi muutused
Riisgård et. al., 2014	<i>Mytilus edulis</i>	biomassi muutused
Larsen & Riisgård, 2016	<i>Mytilus edulis</i>	biomassi muutused
Clausen & Riisgård, 1996	<i>Mytilus edulis</i>	filtreerimine
Kautsky & Evans, 1987	<i>Mytilus edulis</i>	filtreerimine
Riisgård et. al., 2012	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Larsen et al., 2014	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Riisgård et al., 2012	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Kossak, 2006	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Van der Meer, 2006	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Riisgård & Larsen, 2014	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Riisgård et al., 2014	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Riisgård et al., 2015	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Maar et al., 2015	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Larsen & Riisgård, 2016	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Clausen & Riisgård, 1996	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Smaal & Vonck, 1997	<i>Mytilus edulis</i>	kasvukiirus
Lindahl, 2012	<i>Mytilus edulis</i>	toitainete sisaldus
Smaal & Vonck, 1997	<i>Mytilus edulis</i>	toitainete sisaldus
Hamilton, 2013	<i>Mytilus trossulus</i>	toitainete sisaldus
Korpinen & Jormalainen, 2008	<i>Pilayella littoralis</i>	asustustiheduse muutused
Kraufvelin et al., 2007	<i>Pilayella littoralis</i>	asustustiheduse muutused
Kraufvelin et al., 2007	<i>Pilayella littoralis</i>	biomassi muutused
Wolfer & Straile, 2004	<i>Potamogeton pefoliatus</i>	kasvukiirus
Sabunas et al., 2017	<i>Ulva intestinalis</i>	kasvukiirus
Biowalk4Biofuels, 2015	<i>Ulva</i> spp.	kasvukiirus
Boström et al., 2004	<i>Zostera marina</i>	biomassi muutused
Kuusemäe et al., 2016	<i>Zostera marina</i>	biomassi muutused
Gustafsson & Boström, 2014	<i>Zostera marina</i>	kasvukiirus
Boström et al., 2004	<i>Zostera marina</i>	toitainete sisaldus

*Varasemad ja käimasolevad olulisemad projektid vesiviljeluseks sobilike merevetika- ja merekarbiliikide kasvatamisvõimalustest ja mõjudest Eesti rannikumeres*

Kinnitumata punavetikakoosluse kunstliku kultiveerimise võimalikkus ning selle mõju Väinamere keskkonnaseisundile

OÜ Vormsi Agar poolt rahastatud projekti eesmärgiks oli hinnata punavetikate sh agariku kultiveerimise võimalikkust Väinameres. Uuringutulemused näitasid, et põhimõtteliselt on agariku kunstlik kultiveerimine Väinameres võimalik, aga nõuab edasist töenduslike kultiveerimismeetodite arendamist ja katsetamist. Agariku kunstlikuks kultiveerimiseks sobisid enim 4 m alad, kus oli tagatud head valgustingimused fotosünteesiks ja juurdekasvuks. Punavetikate kunstliku kultiveerimisega kaasnevatest keskkonnamõjudest tuleks eelkõige tähelepanu juhtida selle võimalikule negatiivsele mõjule Väinamere põhjakooslustele, mis jäävad kultiveerimisalale (vahetult selle alla). Enne suuremahulise (kuni kümneid ruutkilomeetreid hõlmava) punavetikate kunstliku kasvatamise planeerimist tuleks kindlasti läbi viia põhjalik kohalike looduslike koosluste seisundi hinnang ja kaardistamine. Kunstlikult kultiveeritad

punavetikad mõjuvad suure tõenäosusega veekvaliteedile positiivselt eemaldades eduka kultiveerimise korral arvestuslikult ca 0,03 – 0,04 t fosforit ja 0,3 - 0,4 t lämmastikku 1 km<sup>2</sup> suurusel kultiveerimisala kohta. Mõju on kindlasti pigem lokaalse iseloomuga ja ei mõjuta märkimisväärselt Väinamere toitainete bilanssi.

#### Uuring suurvetikate kasvatamistehnoloogia keskkonnamõjude kohta

SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt rahastatud projekti eesmärgiks oli hinnata erinevate keskkonnatingimuste mõju kahe suurvetikaliigi, põisadru (*Fucus vesiculosus*) ja agariku (*Furcellaria lumbricalis*) kasvukiirusele ning analüüsida selliste vetikakasvatuste potentsiaali merekeskkonnast toitainete eemaldamisel. Uuritud suurvetikate eduka kultiveerimise aluseks on teadmised nende liikide ökofüsioloogiast. Vetikate fotosüntees ja sellest sõltuvalt nende kasvukiirus on kõige enam mõjutatud valgustingimustest. Seega tuleb kultiveerimismeetodite valikul eelkõige tagada vetikatel optimaalne või selle lähedane valguskliima so eelkõige sobiv kultiveerimissügavus, aga ka vetikamaterjali tihedus kultiveerimisvahenditel. Epifüütide massvohamise vältimiseks on mõistlik suurvetikaid kasvatada sügavustes, mis on epifüütide kasvuks ebasobivad (Eesti rannikumere tingimustes reeglina sügavamal kui 4 m). Võttes aluseks põisadru ja agariku talluste toitainete sisalduse muutused, peaks nad omastama veest aastaga vastavalt 0,8 ja 2 g lämmastikku ning 0,3 ja 0,2 g fosforit 1 kg vetika kohta. Seega omavad nad teatavat positiivset mõju veekvaliteedile.

#### Intensiivse kultiveerimistehnoloogia välja töötamine, katsetamine ja evalveerimine agariku *Furcellaria lumbricalis* kinnitumata vormi kasvatamiseks

Praegu käimasoleva (2018–2020) Euroopa Merendus- ja Kalandusfondi poolt rahastatud vesiviljeluse innovatsioonitoetusprojekti „Intensiivse kultiveerimistehnoloogia välja töötamine, katsetamine ja evalveerimine agariku *Furcellaria lumbricalis* kinnitumata vormi kasvatamiseks“ eesmärgiks on agariku kultiveerimise meetodika väljatöötamine ja selle eksperimentaalne katsetamine spetsiaalses, maismaal paiknevas loodusliku merevee läbivooluga kultiveerimise mudelsüsteemis, mis võimaldab kasvatada agarikku kunstlikes, kontrollitud kasvutingimustes spetsiaalselt selleks kohandatud mahutites. Kuna agarikku kasvatatakse kontrollitud keskkonnatingimuste (s.o valgustingimuste) juures, siis on võimalik leida selgeid põhjus-tagajärg seoseid keskkonnatingimuste ja agariku kasvukiiruse vahel. Käesoleva projekti käigus on plaanis selliseid seoseid kasutada agariku kasvukiiruse ja toitainete omastamise efektiivsuse modelleerimisel Eesti rannikumeres. Innovatsiooniprojekti tulemused avaldatakse 2020. a alguses.

#### Mereveel põhineva kalakasvatuse heitvee puhastamine suurvetikate kultiveerimise kaudu

Praegu käimasoleva (2018–2020) Euroopa Merendus- ja Kalandusfondi poolt rahastatud vesiviljeluse innovatsioonitoetusprojekti „Mereveel põhineva kalakasvatuse heitvee puhastamine suurvetikate kultiveerimise kaudu“ käigus töötatakse välja ja katsetatakse kalakasvatusest tuleneva kasutatud merevee puhastamist toitainetest, kasutades selleks erinevaid kombinatsioone mehaanilisest puhastusest ja Läänemere suurvetikatel põhinevast biofiltreerimise süsteemist. Töö käigus valitakse välja selleks tegevuseks sobivad makrovetika liigid. Esialgsed tulemused näitavad, et makrovetikate inkubeerimine võib vähendada inkubatsioonikambrit läbiva vee lämmastiku ja fosforiühendite kontsentratsiooni kuni 30%. Eesti rannikumere tingimustes on kõige sobivamaks inkubeeritavaks liigiks *Ulva intestinalis*, samas vetikakultuuri hoidmine pikema aja jooksul vajab väga täpset vee vooluhulga, toitainete kontsentratsiooni ja valgustingimuste kontrollimist.

#### Merekeskkonna seisundi parandamine vesiviljeluse abil

SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse projekti nr 9658 „Merekeskkonna seisundi parandamine vesiviljeluse abil“ eesmärgiks oli uurida karbiviljeluse tehnilist teostatavust ja karbikasvanduse keskkonnamõju Pärnu lahe näitel ja hinnata seni majanduslikult kasutamata liigi rändkarbi

*Dreissena polymorpha* Pärnu lahe populatsiooni kasvukiirust ja kasutatavust liigsete toitainete eemaldamisel mereveest.

Projekti tulemused näitasid, et rändkarbi fosfori- ja lämmastiksisaldus Pärnu lahe eri piirkondade vahel oluliselt ei erine. Arvestades 2014. a kogutud rändkarbi biomassi, võib öelda, et keskmiselt oleks kaheaastase kasvuperioodi jooksul võimalik sellise saagikuse korral eemaldada Pärnu lahest 324 mg lämmastikku ja 76 mg fosforit silmuselise karbikasvatusköie jooksva meetri kohta. Karbid eemaldavad elutegevuse käigus ka mikrovetikaid veemassist, mis võib parandada vee läbipaistvust, kuid ei vii toitaineid veekogust välja.

### INTERREG Baltic Blue Growth

Hiljuti lõppenud INTERREG projekt BBG (Baltic Blue Growth) keskendus karbikasvandussektori arendamisele Läänemere regioonis. BBG käigus analüüsiti peamiselt söödava rannakarbi *Mytilus trossulus/edulis* karbikasvanduste võimalikku keskkonnamõju ehk kui efektiivselt suudavad eritüübilised farmid eemaldada toitaineid merekeskkonnast ning kui suurt rolli määravad farmide mõõtmised. BBG käigus loodud mudelid võimaldavad lõpp-kasutajal analüüsida, kuidas hüpoteetiliste farmide merre paigutamine aitab võidelda hajureostuse suurenemise vastu ning parandada Läänemere keskkonnaseisundit. Projekti eesmärkides sisaldus ka karbikasvatuse potentsiaali analüüs, kuid kuna tegemist on üle-Läänemerele uuringuga, siis tegevuse detailsus ei ole Eesti olude jaoks praktiliste lahenduste leidmisel piisav.

Käesoleva projekti käigus integreeriti BBG projekti toel kogutud keskkonnaandmed (merevee füüsikalised ja keemilised näitajad erinevate karbifarmide lähistel, karpide kasvukiirus ja toitainete sisaldus) Eesti Mereinstituudi keskesse andmebaasidesse ning neid andmeid kasutati karpide kasvukiiruse ja toitesoolade omastamise efektiivsuse modelleerimiseks Eesti rannikumeres. Lisaks rakendati BBG projekti jooksul valminud innovaatilisi lahendusi sh. modelleerimisalgoritme käesoleva projekti modelleermistööks.

### MuMiPro

Taani innovatsioonifondi rahadega käima lükatud MuMiPro projekti eesmärgiks on välja töötada lahendusi, kuidas väiksematest söödava rannakarbi isenditest toota toiduainetööstuse jaoks valgurikast produkti ja samal ajal eemaldada merekeskkonnast sinna kogunenud liigseid toitaineid. Projekti toel valmib ka Taani merealade kohta kaart, mis näitab rannakarpide võimet merekeskkonnast toitaineid eemaldada. Kuna projekt on alles algusfaasis, siis pole neil veel konkreetseid tulemusi jagada.

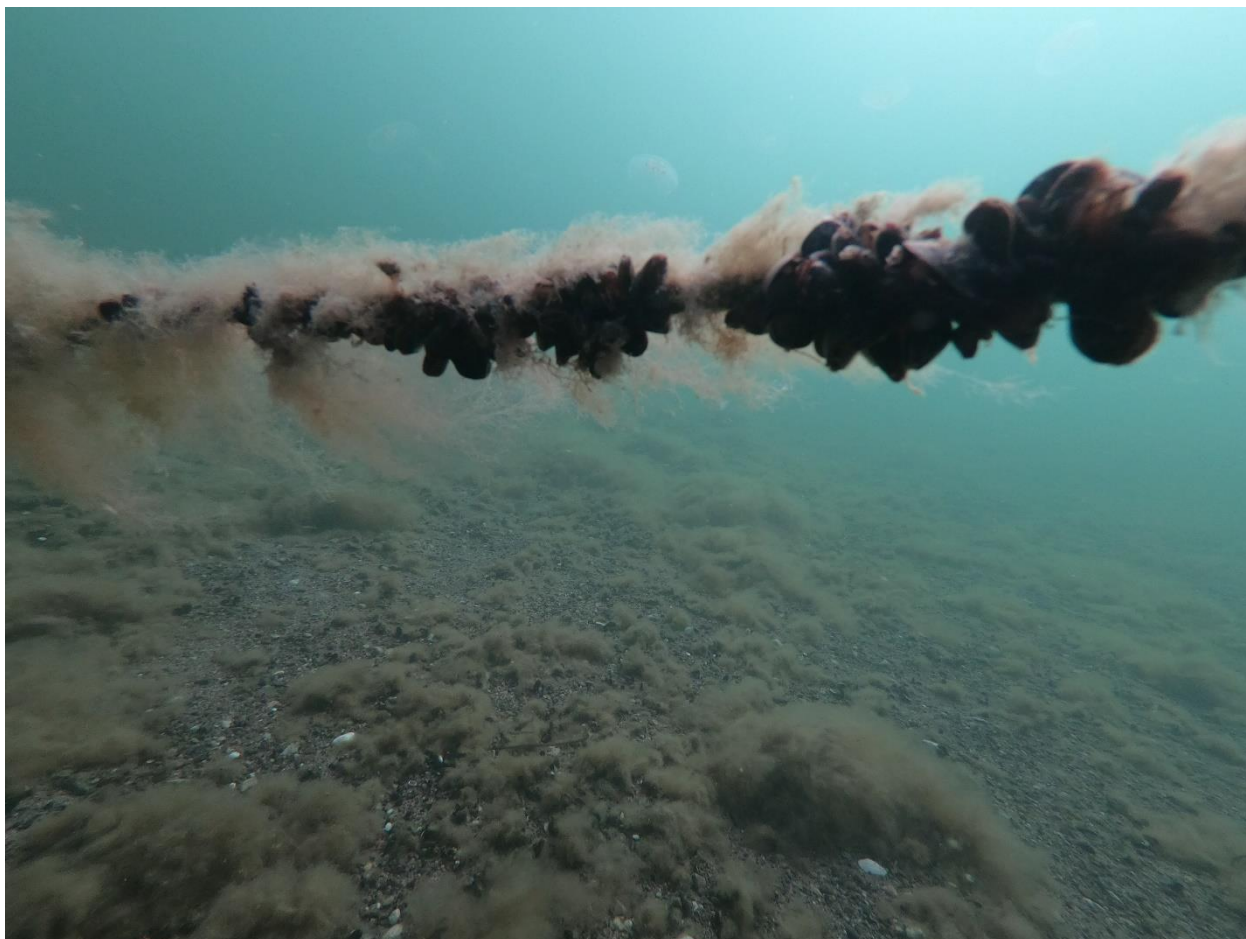
### Selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilikud alad

Rahandusministeeriumi poolt tellitud töövõtuleping nr 809 „Mereala planeeringu alusuuring – selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilikud alad“ keskendus selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilike alade väljaselgitamisele Eesti merealal, kasutades selleks olemasolevat informatsiooni uuritava mereala füüsikaliste ja keemiliste omaduste ning merepõhja elustiku ja elupaikade kohta. Vesiviljeluseks sobilike alade määramisel kasutati sisendina vesiviljeluse valdkonnas olulisemate selgrootute ja makrovetika liikide modelleeritud levikukaarte. Rahapuudusel ei sisaldanud uuring kohaspetsiifilisi asustustihedustel ja kasvukiirustel põhinevaid produktsioonipotentsiaali analüüse. Sellised levikukaardid näitavad merevetikate ja -karpide võimet taluda erinevaid keskkonnatingimusi, kuid ei anna informatsiooni vesiviljeldavate liikide kasvukiirustest. Aruanne soovitabki tulevikus modelleerida kõikide vesiviljeluseks sobilike liikide kasvupotentsiaali Eesti erinevates merepiirkondades ning hinnata erinevate vesiviljelustegevuste mõju hajureostuse eemaldajana, et määratleda vesiviljeluseks vajalike alade pindala rannikumere veekogumites hea keskkonnaseisundi tagamiseks.



### 3. Vetikate ja karpide kasvukiiruse modelleerimine

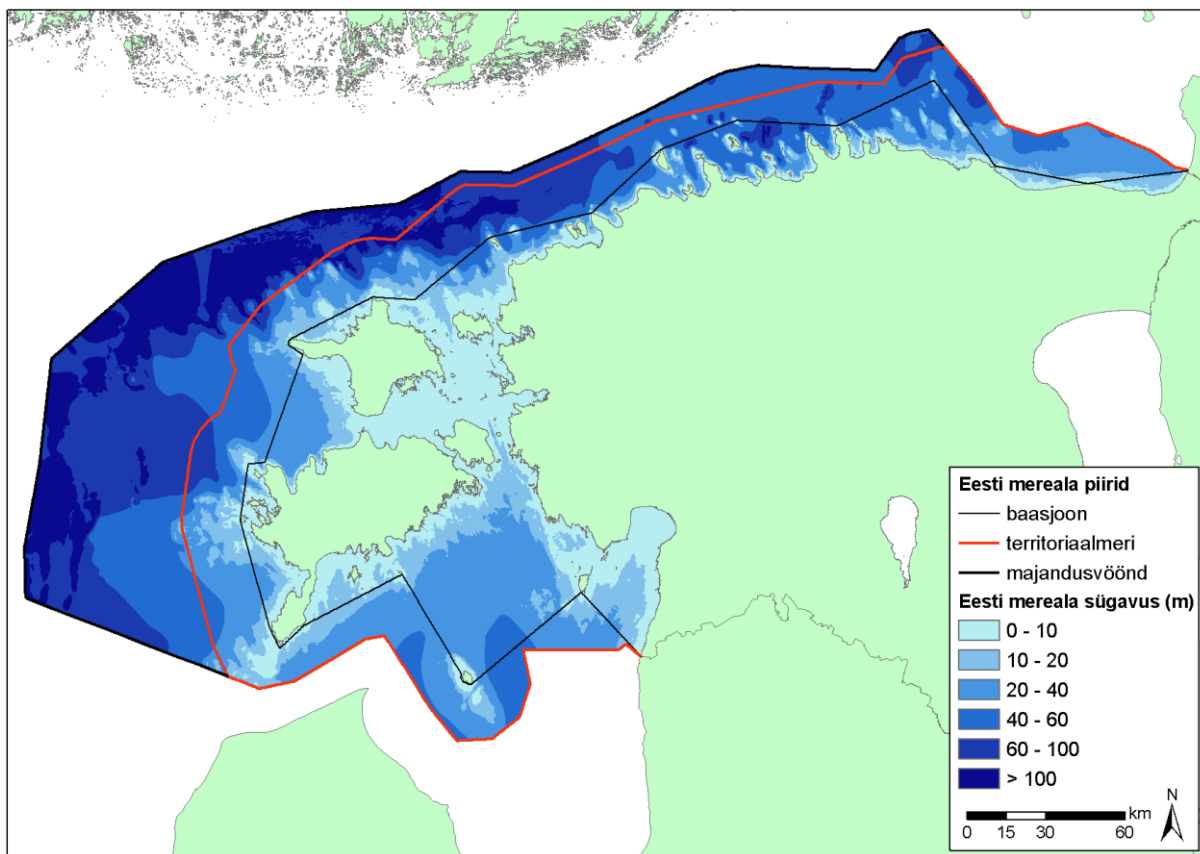
Varasemate projektide ja teadusartiklite sisuanalüüs näitas, et olemasolevad teadmised merevetikate ja -karpide kasvukiirusest on väga lünklikud, andmed paiknevad killustatult eritüübilistes andmebaasides ning tihti on mõõtmiste aluseks erinevad meetodikad. Siit tulenevalt on üksikute andmebaaside alusel tehtud hinnangud liikide vesiviljeluspotentsiaali ja toitainete eemaldamise efektiivsuse kohta, seda eriti just Läänemere kesk- ja põhjaosas väga ebatäpsed. Käesoleva projekti käigus koondasime kõikide varasemate regionaalsete projektide käigus kogutud eksperimentaalmõõtmised ühtsesse koondbaasi. Lisaks täiendasime seda andmebaasi käesoleva projekti toel kogutud eksperimentaaluuringute tulemustega (Joonis 3).



*Joonis 3. Projekti käigus mõõdeti eksperimentaalselt merekarpide kasvukiirust Eesti rannikumere perspektiivsemates kasvuelupaikades. Fotol söödava rannakarbi testliinid Küdema lahes peale 9 kuust inkubatsiooni. Merepõhjal on näha ka sama liigi looduslik populatsioon.*

#### *Metoodika*

Käesoleva töö uuringuala hõlmab kogu Eesti mereala, sh majandusvööndit (Joonis 4). Modelleerimise käigus arutati Eesti mereala igas ruumipunktis merevetikate ja -karpide potentsiaalsed kasvukiirused (liikidele omases sügavusvahemikus), modelleeriti perspektiivsemate vesiviljelusliikide toitainete eemaldamise potentsiaali ning uuriti, kuidas toitainete eemaldamine vetika- ja karbikasvatuse abil mõjutab merevee toitainete ja taimse hõljumi sisaldust.



*Joonis 4. Eesti mereala piirid ja sügavus.*

Merevetikate ja -karpide kasvukiiruse modelleerimiseks koondati kokku varasemad teadmised ja andmed juba lõppenud ja käimasolevate projektide tulemustest nii Eestis kui mujal Läänemeres. Selliste teadmiste põhjal koostati üldistus merevetikate ja -karpide kasvukiirusest ja seda mõjutavatest teguritest ning nimekiri Eesti oludesse majanduslikus potentsiaalis ja keskkonnamisriskide maandamise osas sobivate vesiviljelusliikide kohta.

Seejärel näitasime uudsete matemaatiliste mudelite abil, kuidas erinevad keskkonnanäitajad mõjutavad vesiviljelusliikide levikut ja kasvupotentsiaali Eesti rannikumeres. Selle alaeesmärgi täitmisel kasutati sisendmaterjalina eksperimentaaluuringute koondandmestikku vetikate ja karpide produktsioonimõõtmistest. Mudeli struktuuri loomisel arvestati ka kirjanduse analüüsil saadud teoreetiliste teadmistega (täpsemad detailid modelleerimismetoodika kohta on välja toodud allpool). Erinevate vesiviljelusliikide kasvupotentsiaali ennustamisel kasutasime eelmise alaeesmärgi käigus leitud seoseid eluta keskkonna ja vetikate kasvu vahel.

Vesiviljelusliikide kasvupotentsiaali modelleerimise sisendina kasutati Eesti mereala merevetikate ja -karpide leviku ja kasvukiiruste koondandmestikku ning erinevatest allikatest pärit modelleerimist toetavat keskkonnaandmeid. Andmete täpsem kirjeldus on välja toodud allpool.

- Vesiviljelus on võimalik vaid piirkondades, mille keskkonnatingimused on liikide jaoks sobivad. Sobilikke kasvualasid saab suures plaanis määratleda liikide levikuandmete alusel, mida hiljem laiendatakse eksperimentaalselt määratletud liikide potentsiaalse niširuumini. Liikide levila on sisuliselt realiseerunud niširuum, mis ei kajasta liikide leviku kogu potentsiaali (nt liiki ei leidu mingis piirkonnas, kuna seal puudub temale sobiv substraat, aga muus osas on liigile keskkonnatingimused sobilikud). Potentsiaalse niširuumini kaardistamine võimaldab määratleda merealad, kus vesiviljelusliike on võimalik kasvatada ja selliste kasvualade kaartide kaudu on võimalik defineerida liikidele sobilikud vesiviljelusalad. Liikide leviku modelleerimiseks kasutati TÜ Eesti Mereinstituudi andmekogusid liikide levikust ja elustiku ohtrusest. Need andmekogud sisaldavad kõikide olulisemate põhjataimestiku ja suurselgrootute liikide vaatlusandmeid alates 1959. aastast. Andmebaas koondab endasse erinevate baasuuringute, seire- ja kaardistamistöde käigus kogutud materjali ning hinnanguliselt sisaldab enam kui 99%

Eestis kogutud valdkondlikust kvantitatiivsest informatsioonist. Lisaks lähtuti modelleerimisel 2018. aastal lõppenud projekti „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Üks selle projekti tulemustest oli ka täiendatud Eesti merealade põhjasetete kaart, mida samuti kasutati käesoleva töö modelleerimisülesannetes.

- Vesiviljelusmahtude modelleerimisel kasutati projekti esimeses etapis kokku koondatud andmestikku merevetikate ja -karpide kasvukiiruste kohta, mis sisaldab 6689 eksperimentaal-mõõtmist suurvetikate ja 14468 eksperimentaal-mõõtmist rannakarbi ja rändkarbi kasvukiiruse kohta.
- Merepõhja topograafia määratlemisel lähtuti Veeteede Ameti sügavusmõõdistuste algandmetest.
- Modelleerimist toetavate keskkonnaandmetena kasutati lisaks Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide instituudi mudelarvutusi erinevate füüsikaliste ja keemiliste parameetrite kohta (sh vee soolsust, temperatuuri, lainetust, hoovust, toitainete sisaldust). Tegemist on meremudeliga, mis on spetsiaalselt Eesti olude jaoks kohandatud. Lisaks kasutasime modelleerimisel kogu Läänemere akvatooriumit katvaid hüdrofüüsika ja -keemia andmekihte, mis pärinesid Euroopa Komisjoni hallatavast Copernicus’ e portaalist (sh vee soolsust, temperatuuri, lainetust, hoovust, toitainete, klorofüll a sisaldust, vee läbipaistvust) (<http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/>) ja Soome Meteoroloogia-instituudi poolt publitseeritud jääkaarte.

Eelpoolkirjeldatud andmebaasid liideti üle-Eestiliseks koondandmebaasiks, mis sisaldab uuritava mereala olulisemaid füüsikalisi ja keemilisi näitajaid ning informatsiooni merepõhja elustiku leviku kohta. Valiku tegemisel lähtuti varasematest teadmistest, kuidas erinevad keskkonnamuutujad mõjutavad vesiviljeldavate liikide levikut ja kasvupotentsiaali. Üldises plaanis sisalduvad selles nimekirjas olulisemad elupaika iseloomustavad tegurid (nt sügavus, vee läbipaistvus, soolsus, nõlvakalle, meresete), toiduhulk ja seda mõjutavad tegurid (toitained, vee klorofüll sisaldus, hoovuse kiirus) ning elustiku levikut piiravad näitajad (jää kulutav toime, hapniku madalad sisaldused). Selle merekeskkonda iseloomustava andmebaasiga seoti vesiviljeldavate liikide olemasolevad produktsiooni- ja kasvumõõtmised. Andmebaasi säilitatakse TÜ Eesti Mereinstituudi keskserveris, mis füüsiliselt paikneb aadressil Mäealuse 14, Tallinn.

Vesiviljelusliikide potentsiaalse kasvukiiruse modelleerimine toimus kahes osas. Esimeses osas modelleeriti liikide esinemistõenäosusi ja täiendati liikide esinemistõenäosuste kaarte potentsiaalsete levikualadega, kus liike substraadi puudumise tõttu ei esine. Töö teises osas modelleeriti tõenäolistel esinemisaladel liikide kasvukiirusi. Selline lähenemine on hädavajalik seetõttu, et liikide levik ei ole enamasti määratud samadest keskkonnateguritest kui nende kasvukiirus. Mudelid, mis samaaegselt määratlevad liikide esinemist ja kasvukiirust, teevad järeleandmisi täpsuse osas ning sellest tulenevalt kannatab lõppkaartide kvaliteet.

Teine oluline modelleerimisprintsip on vajadus modelleerimisel lähtuda parimast olemasolevast teabest liikide ökoloogia kohta. Vaid sisuliste parameetrite lisamisel mudelitesse saame olla kindlad, et ennustatav kaardimaterjal peegeldab reaalsust parimal võimalikul moel. Mudelite koostamisel lähtuti projekti esimeses faasis kirjanduse analüüsil tehtud üldistustest liikide kasvupotentsiaali kujundavate keskkonnategurite kohta. Mudelisse valiti vaid sellised muutujad, mille mõju on varem uuritud liikidele selgelt dokumenteeritud. Selline teoreetiliste eelduste arvestamine võimaldas meil empiirilisi mudeleid muuta universaalsemateks, säilitades nende hea ennustusvõime.

Keerukate süsteemide puhul, nagu loodus seda on, ei ole võimalik korraga saavutada täpsust, universaalsust ja lihtsust. Tuleb valida kas üks või kaks suunda ja teiste osas järeleandmisi teha. Äärmiselt lihtsustatud teoreetilise mudeli tunnetuslik tähtsus võib olla suurem kui rakenduslik tähtsus, samas nende ennustamisvõime on kesine. Empiirilised statistilised mudelid ei ole reeglina rakendatavad väljaspool lähteandmete väärtuspiirkonda, kuid nende ennustamistäpsus on enamasti suur (Remm et al., 2012). Kuna mudelites kasutatud vaatlus- ja eksperimentaalne andmestik kattis suurema osa Eesti merealadest, kasutasime oma modelleerimisel empiirilisi statistilisi mudeleid, mille vabadusastmeid piirasime olemasolevate teoreetiliste teadmiste abil. Allpool on toodud

detailsem näide, kuidas arvestasime teadmisi liikide ökoloogia kohta, et modelleerida vesiviljelusliikide kasvumustreid.

Näiteks on söödava rannakarbi levik määratletud sette karakteristikutest (liik suudab koloniseerida kiviseid merepõhju, kus setete liikumine on minimaalne), jää ohtrusest (rüsijää kulutav toime vähendab oluliselt rannakarbi koloniseerimise edukust), merevee läbipaistvusest (selgema-veelistes piirkondades on madalamatel merealadel eelisolukorras suurvetikad, valgustingimuste halvenes muutuvad sellistes elupaikades liikide vahelise konkurentsi vähenemise tõttu karpide elutingimused paremaks) ning soolsusest (söödav rannakarp ei suuda asustada merealaid, mille soolsus jääb allapoole 3 promilli) (Kotta et al., 2015).

Kui liigi elupaigavajadused on rahuldatud, siis kõige enam mõjutab söödava rannakarbi kasvu toidu (hõljumvetikate) olemasolu, mida saame mudelis kirjeldada läbi kahe muutuja: klorofüllis sisaldus (mikrovetikate hulk veesambas) ja hoovuste liikumise kiirus (protsess, mis toob toitu juurde merealadelt, kus rannakarpe pole). Soolsus mõjutab nii karpide esinemise kui ka kasvukiiruse väärtusi. Kuna söödav rannakarp on mereline liik ning soolsuse vähenemisel karpide kasvukiirus väheneb (kasvuks minev energia kulutatakse kehasse tunginud mageda vee väljapumpamisele), siis on ka madalamasoolastel merealadel karpide saagikus üldjuhul väiksem kui suurema soolsusega merealadel (Kotta et al., 2015).

Eelpool nimetatud (ja muud olulisemad rannakarbi levikut ja kasvukiirust kirjeldavad) keskkonnamuutujad sisestati liigi ruumimudelitesse ning uuriti saadud seoste ökoloogilist sisu. Lõpp-produktide (kaartide) loomisel kasutati vaid hea kirjeldamisvõimega ja ökoloogilises plaanis mõistlikke mudeleid.

Modelleerimisel kasutasime intellektitehnikat ja statistilist analüüsi ühendavat uuenduslikku meetodit (võimendatud regressioonipuu meetod, Boosted Regression Trees, BRT). Tegemist on meetodiga, mis leiab ja kirjeldab väga efektiivselt keskkonna ja elustiku vaheliste seoste seaduspärasusi. Meetod on suure üldistusjõuga ja potentsiaalselt ekstrapoleeritav ka väljapoole mudeli parameetrite määramiseks kasutatud treeningandmeid. Selliseid mudeleid oleme oma hiljutistes uuringutes edukalt kasutanud ka Eesti rannikumere tingimustes (Kotta et al., 2015, 2016).

Kuuludes intellektitehnika valdkonda, võimaldavad masinõppe meetodid lisaks primale struktuurile otsida ka sobivaimat üldistustaset. Otsuste puud on laialdaselt kasutusel suuremahuliste kaugseire andmete töötlemisel, kuna nende kasutus on arvutuslikult kiire. Otsuste puud ei sea eeldusi andmete tüübi ja statistilise jaotuse osas, kuid võimaldavad samaaegselt kasutada erinevas mõõtkavas lähteandmeid. Intellektitehnika meetodite eelised on nende (1) robustsus tunnuste tüüpide ja väärtuste jaotuste suhtes, (2) sõltumatus funktsioontunnuse monotoonsetest teisendustest, (3) võime paindlikult arvestada argumenttunnuste iseloomulikke kombinatsioone ning (4) andmekaevandamise efektiivsus. Sellest tulenevalt on intellektitehnika meetodite rakendustel väga suur (kuid seni veel võrdlemisi kasutamata) potentsiaal reaalteadustes korraldatavates andmetöötlemistes ja mudelprognoosides.

Sarnaselt teiste ruumianalüüsi meetoditega sisestatakse intellektitehnika puhul mudelisse suur hulk keskkonnamuutujaid ja lastakse mudeli algoritmil automaatselt valida mudeli ehitamiseks need keskkonnamuutujad, mis seostuvad paremini ennustatava bioloogilise muutujaga. Keskkonnamuutujate valik aga pole siin juhuslik. Kvaliteetse mudeli loomise eeltingimus on ökoloogiliselt olulisemate keskkonnategurite kaasamine ja hiljem modelleerimise käigus leitud seoste kuju sisuline mõistmine.

Parima kirjeldava mudeli leidmiseks kasutasime parima prognoosi meetodit ehk prognoosivea minimeerimist. Kuna mudelisse kaasatud keskkonnamuutujate näol on tegemist pidevate tunnustega, kasutasime mudelite ennustusvõime valideerimiseks lineaarset regressioonianalüüsi. Regressioonianalüüsi käigus arvatud determinatsioonikordaja varieerub 0 ja 1 vahel; väärtus 0 näitab mudelennustuse täielikku juhuslikkust ja 1 täpset ennustust. Lisaks matemaatilisele

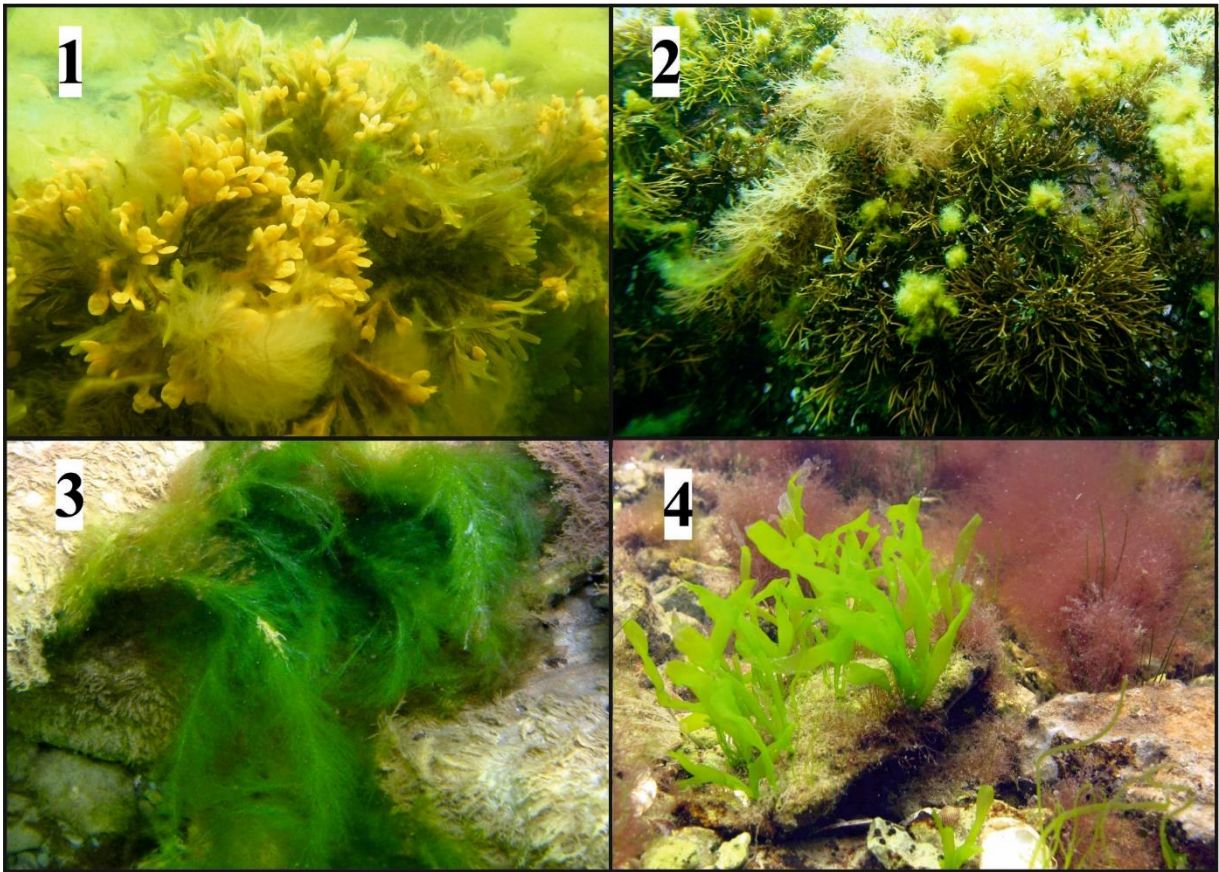
valideerimisele hindasime visuaalselt mudelite määratletud keskkonnamuutujate ja liikide levikumustrite vaheliste seoste iseloomu. Parima mudeli abil teostasime ennustuse üle kogu Eesti mereala.

Modelleerimisel kasutasime teadusmaailmas väga populaarset vabavaralist R tarkvara (<https://www.r-project.org/about.html>) ning allpool leiab näite ühe liigi modelleerimisel kasutatud käsuriidadest.

```
produksioon<-read.table(file.choose(), sep=";", dec=".", header=T)
str(produksioon)
names(produksioon)
Fucus <-      produktsioon[      which(produksioon$NP_DR_JK=='NP'      &
produksioon$Specific_treatment=='None' & produktsioon$Species=='Fucus vesiculosus'), ]
library(splines)
library(survival)
library(lattice)
library(gbm)
library(sp)
library(dismo)
library(raster)
library(clustsig)
library(Hmisc)
Fucus_mudel<-gbm.step(data=      Fucus,      gbm.x=7:15,      gbm.y=17,      family="gaussian",
tree.complexity=5, learning.rate=0.01, bag.fraction=0.5)
Fucus_mudel$cv.statistics
write.table(Fucus_mudel$contribution, "Fucus_mudeli_statistikud.txt")
gbm.plot(Fucus_mudel, write.title=T, smooth=T, plot.layout=c(3,3))
kaart_ennustamiseks<-read.table(file.choose(), sep=";", dec=".", header=T)
Predict_Fucus<-      predict.gbm(Fucus_mudel,      kaart_ennustamiseks,      n.trees=
Fucus_mudel$gbm.call$best.trees, type="response")
```

### *Merevetikate kasvupotentsiaal*

Varasemate projektide ja teadusartiklite sisuanalüüsi ning kasvukiiruste koondanalüüsi põhjal koostasime nimekirja Eesti oludes majandusliku potentsiaali omavate ja keskkonnariskide maandamise osas sobivate suurvetikate liikide kohta, mille kasvatamine oleks Eesti rannikumeres perspektiivikas (Joonisel 5). Nende liikide puhul modelleeriti seoseid keskkonnamuutujate ja suurvetikate produktsiooni vahel ning ennustati liikide potentsiaalseid kasvukiirusi Eesti merealal.

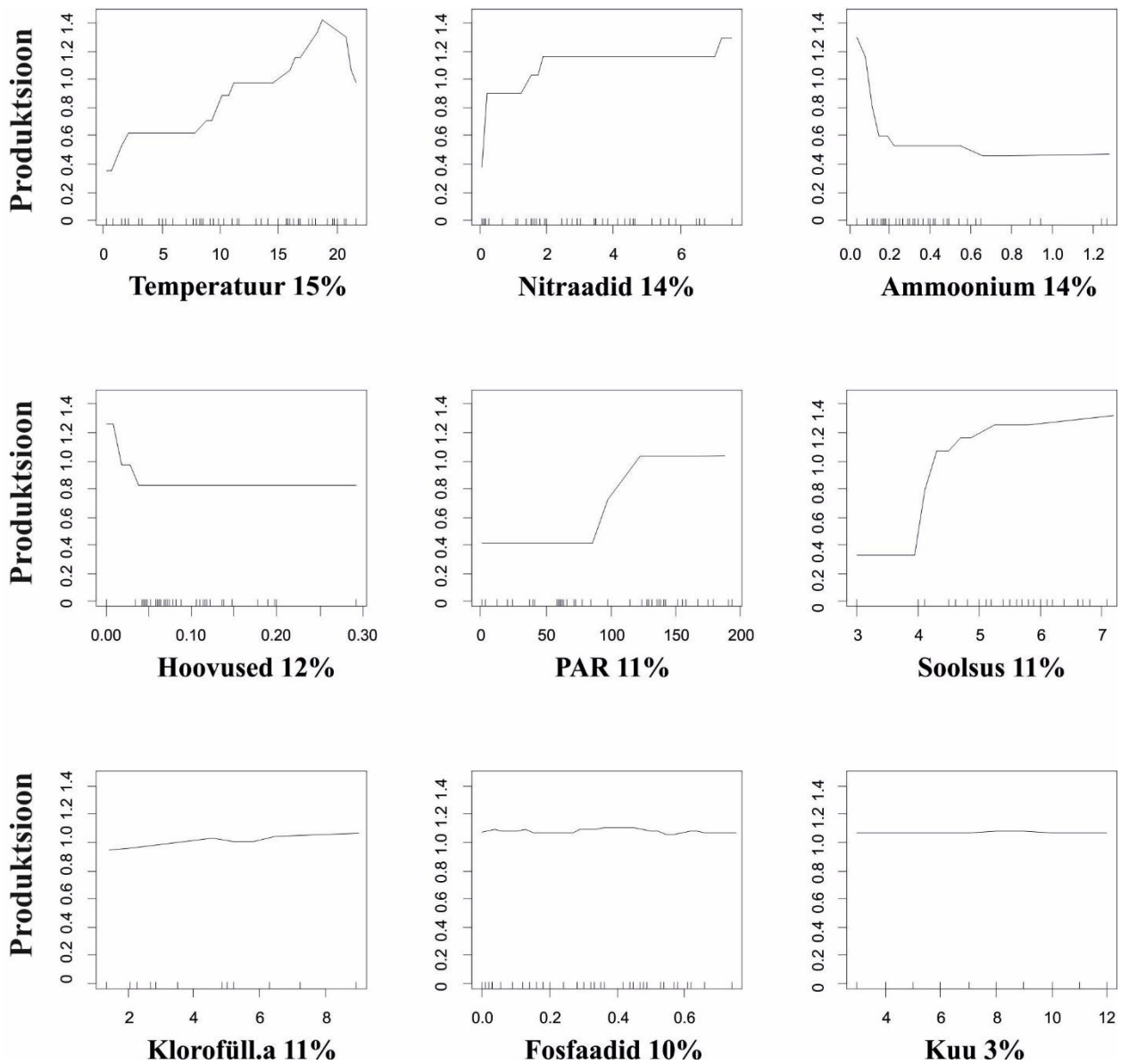


**Joonis 5. Perspektiivsed vesiviljeldavad suurvetikaliigid Eesti merealal. 1. *Fucus vesiculosus*, 2. *Furcellaria lumbricalis*, 3. *Cladophora glomerata*, 4. *Ulva intestinalis***

#### Seosed keskkonnamuutujate ja suurvetikate produktsiooni vahel

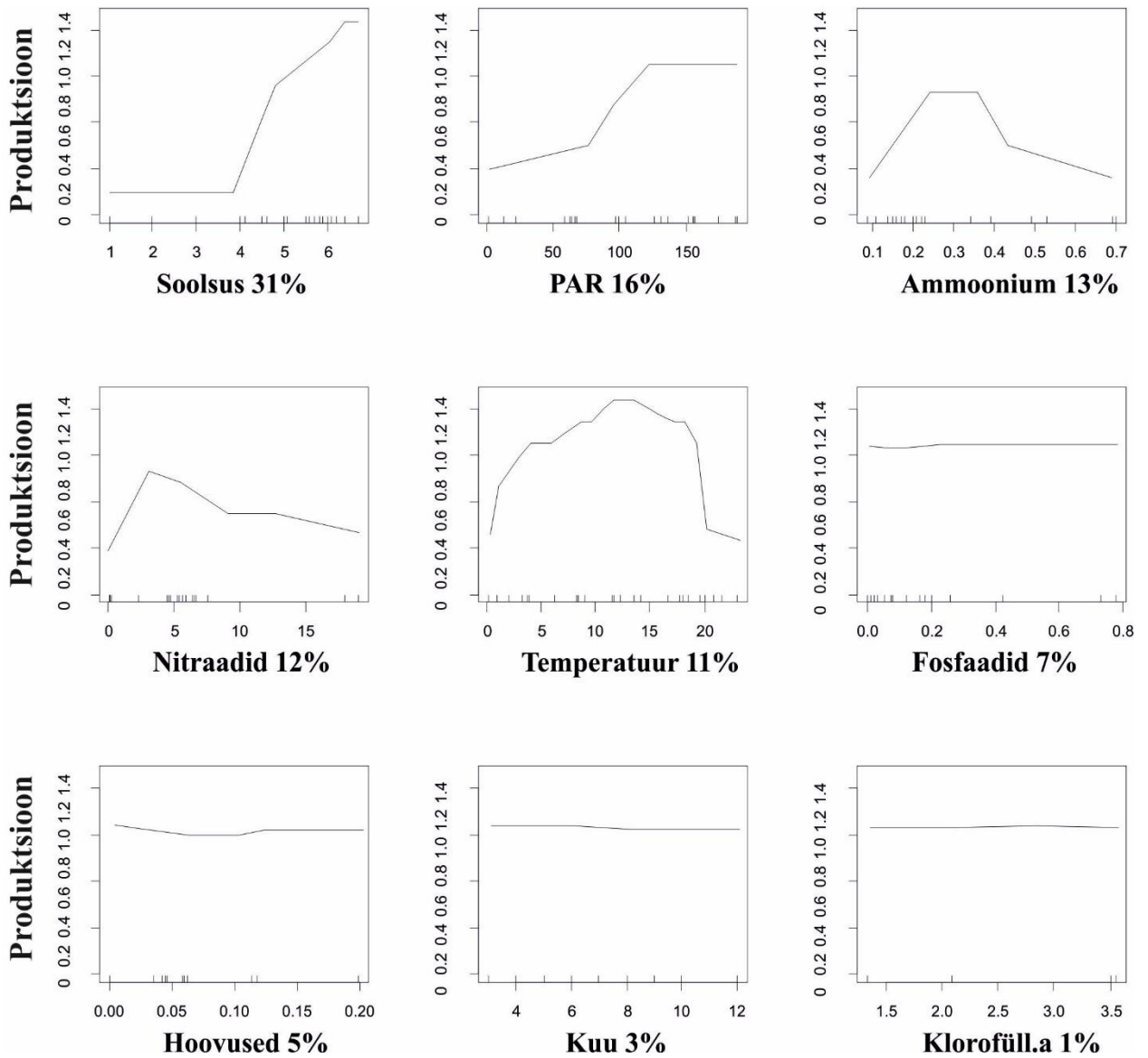
Seosed uuritud suurvetikate produktsiooni ja keskkonningimuste vahel olid üldjuhul keerulised ning mudelites kirjeldas produktsiooni varieeruvust samaaegselt suur hulk erinevaid keskkonnanäitajaid. Lisaks üksikmõjudele esines keskkonnanäitajate vahel ka palju interaktsioone. Allpool kirjeldame vaid olulisemaid keskkonnamuutujate ja produktsiooni vahelisi seoseid, kuid mudelitesse ja mudelite abil tehtud ennustustesse on kogu seoste komplekssus kaasatud.

Põisadru *Fucus vesiculosus*: Veetemperatuuri tõus suurendas põisadru produktsiooni. Seosed toitainete ning põisadru produktsiooni vahel on väga keerukad ning siin esineb selge sesoonne muster toitainete omastamisel ning nende hilisemal kasutamisel. Väga lihtsustatud kujul on põisadru produktsioon suurim merealadel, mille aastased keskmised toitainete sisaldused on mõõdukad. Kõrvalekalded sellistest optimaalsetest väärtustest põhjustavad põisadru produktsiooni olulise vähenemise. Seoste keerukust suurendab asjaolu, et merealal on erinevad keskkonnategurid omavahel seotud sh. veesamba toitainete sisaldus korreleerub mitme teise keskkonnateguriga. Seega tuleb siin ja edaspidi toitainete mõju mõista laiemalt. Nimelt on aasta keskmine nitraatide sisaldus avameres suurem kui rannikumeres ning samal suunal toimub ka merevee soolsuse suurenemine. Ammooniumi sisaldus on aga suurem Pärnu ja Narva lahes, kus merevee soolsus on sedavõrd madal, et merelise päritoluga põisadru üldjuhul ei suuda seal kasvada. Lisaks on magedamate merelahtede valgustingimused oluliselt kehvemad võrreldes avamerega, seetõttu on magedamates merelahtedes eelkõige just merelise päritoluga vetikate kasv pärsitud. Vaatamata veesamba toitainete sisalduse, soolsuse ja valgustingimuste vahelistele korrelatsioonidele, osutus mudelis oluliseks nii soolsuse kui ka valgustingimuste üksikmõju. Valgustingimuste paranemine ja soolsuse suurenemine suurendas põisadru produktsiooni. Lisaks oli põisadru produktsioon seotud hoovuste kiirusega ning liigi produktsiooni väärtused kahanesid väga suurte hoovuste kiiruste juures (Joonis 6).



**Joonis 6. Seosed erinevate keskkonnamuutujate ja põisadru produktsiooni ( $\text{mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) vahel. Iga joonise all on välja toodud keskkonnanäitaja protsentuaalne osatähtsus põisadru produktsiooni kirjeldamisel.**

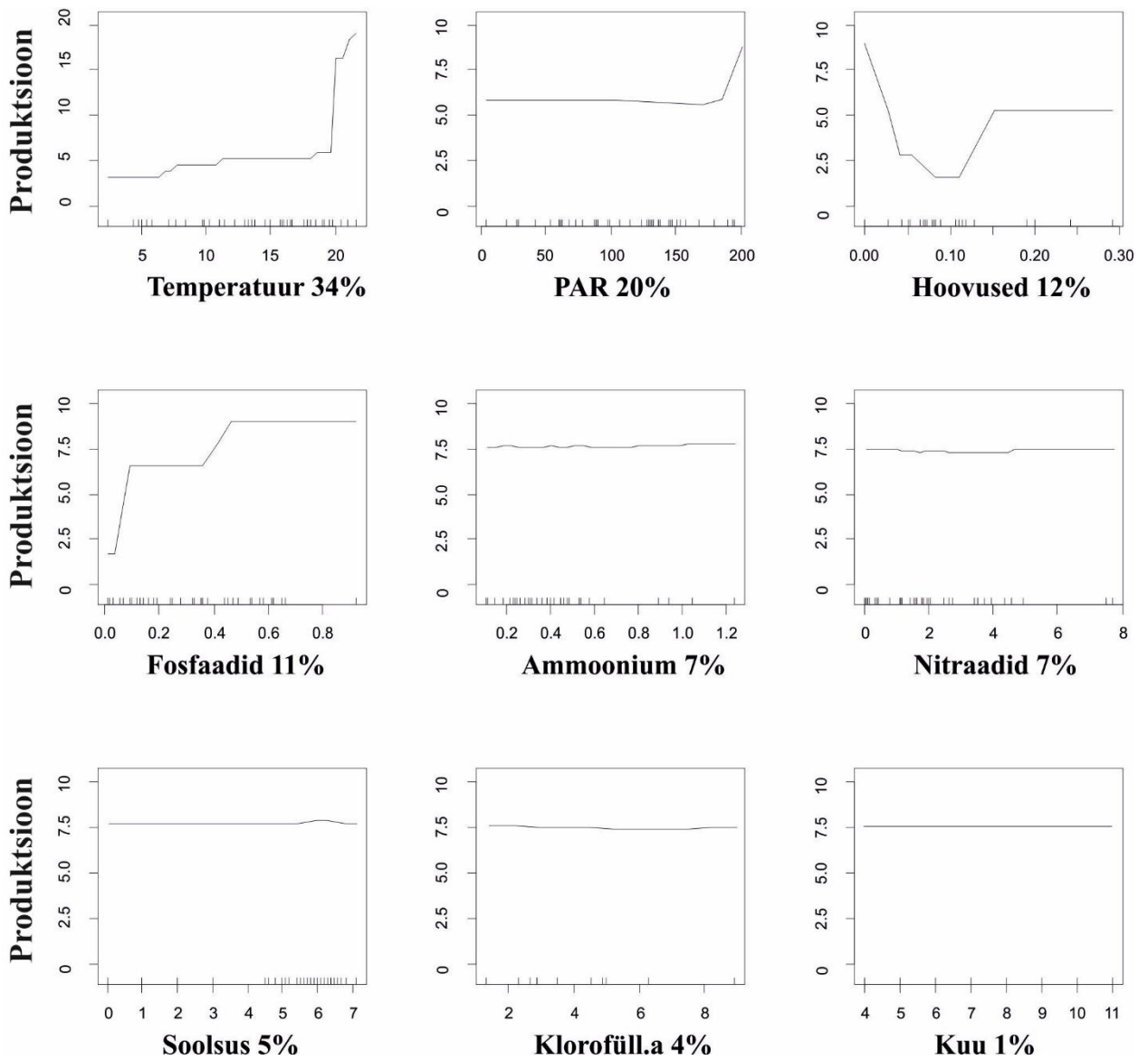
Agariku *Furcellaria lumbricalis* kinnitunud vorm: Agariku kinnitunud vormi produktsioon oli kõige suuremal määral seotud piirkonna soolsustingimustega ning merevee soolsuse suurenedes agariku kinnitunud vormi produktsioon kasvas. Valguse intensiivsuse suurenedes vetika produktsioon suureneb, kuid seos pole eriti tugev. Veetemperatuuri suurenedes agariku produktsioon suureneb, kuid kõrgemal temperatuuril kui  $20^\circ\text{C}$  toimub produktsiooni järsk kahanemine. Lisaks soodustab agariku kinnitunud vormi produktsiooni mõõdukas ammooniumi ja nitraatide sisaldus (Joonis 7).



**Joonis 7. Seosed erinevate keskkonnamuutujate ja agariku kinnitunud vormi produktsiooni ( $\text{mgO}_2 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) vahel. Iga joonise all on välja toodud keskkonnanäitaja protsentuaalne osatähtsus agariku kinnitunud vormi produktsiooni kirjeldamisel.**

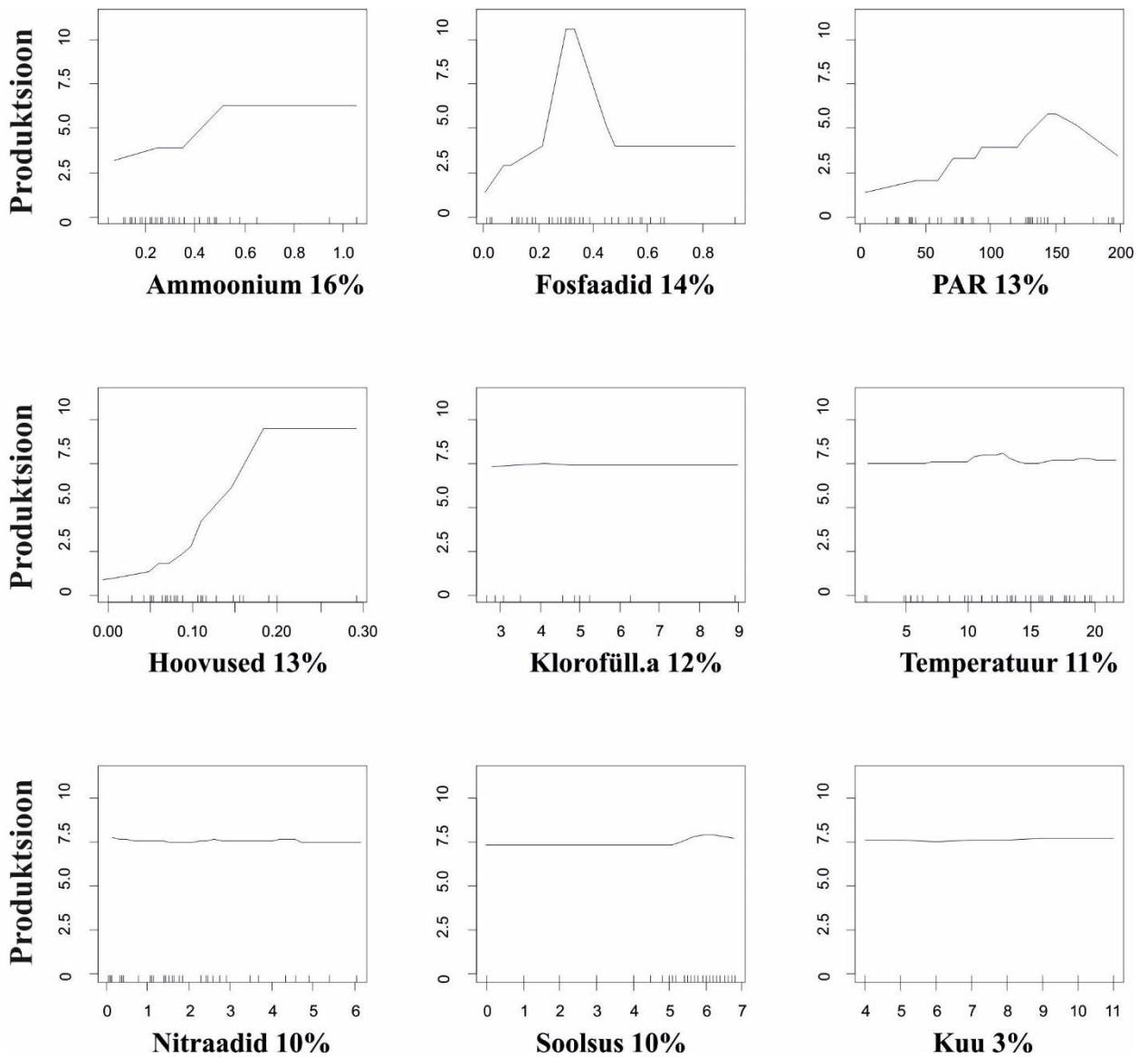
Karevetikas *Cladophora glomerata*: Karevetika produktsioon oli kõige suuremal määral seotud piirkonna temperatuuriga, mis kirjeldas kolmandiku kogu mudeli varieeruvusest. Temperatuuri suurenedes karevetika produktsioon kasvas, kusjuures eriti kiire produktsiooni tõus on näha 18 °C kõrgemate temperatuuride juures. Karevetika produktsioon on suhteliselt stabiilne laias valgusvoo vahemikus ( $25\text{--}200 \mu\text{mol m}^{-2}$ ). Karevetika produktsioon on suurim väikeste hoovuste kiiruste juures. Hoovuse kiiruse suurenedes vetika produktsioon kahaneb, kuid väga suured hoovused jällegi parandavad karevetika kasvu. Lisaks suureneb produktsioon veesamba fosfaatide kasvades (Joonis 8).





**Joonis 8. Seosed erinevate keskkonnamuutujate ja karevetika produktsiooni ( $\text{mgO}_2 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) vahel. Iga joonise all on välja toodud keskkonnanäitaja protsentuaalne osatähtsus karevetika produktsiooni kirjeldamisel.**

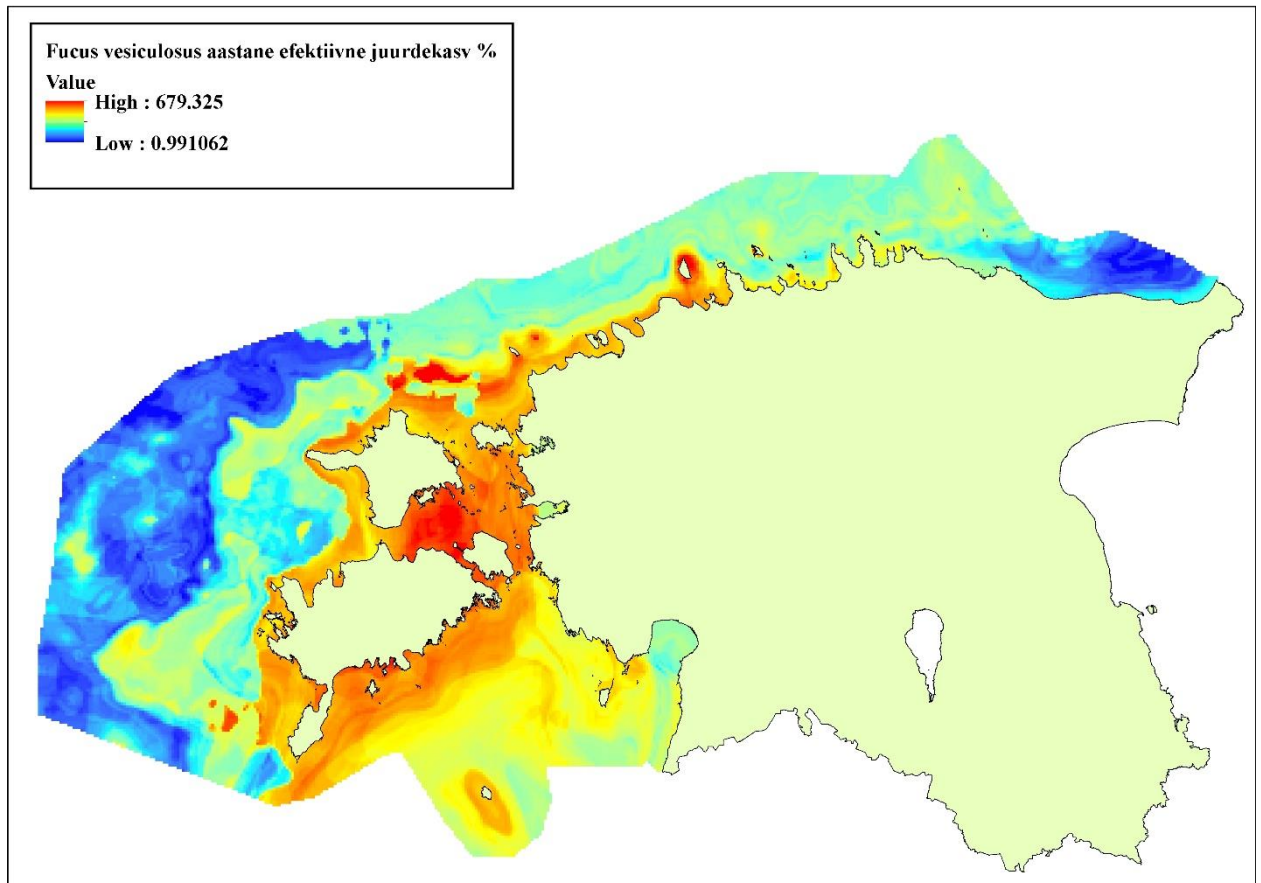
*Ulva intestinalis*: *Ulva intestinalis* produktsioon on suurim mõõdukate valgustingimuste juures, liiga intensiivne valgusvoog pärsib liigi produktsiooni. Seosed vetika produktsiooni ja toitainete sisalduse vahel on keerulised ning liigi produktsioon on suurim, kui ammooniumi sisaldus merevees on suur ning fosfaatide ja nitraatide sisaldus on mõõdukas. Lisaks suureneb *Ulva intestinalis* produktsioon hoovuste kiiruse suurenemisega (Joonis 9).



**Joonis 9. Seosed erinevate keskkonnamuutujate ja *Ulva intestinalis* produktsiooni ( $\text{mgO}_2 \text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) vahel. Iga joonise all on välja toodud keskkonnanäitaja protsentuaalne osatähtsus *Ulva intestinalis* produktsiooni kirjeldamisel.**

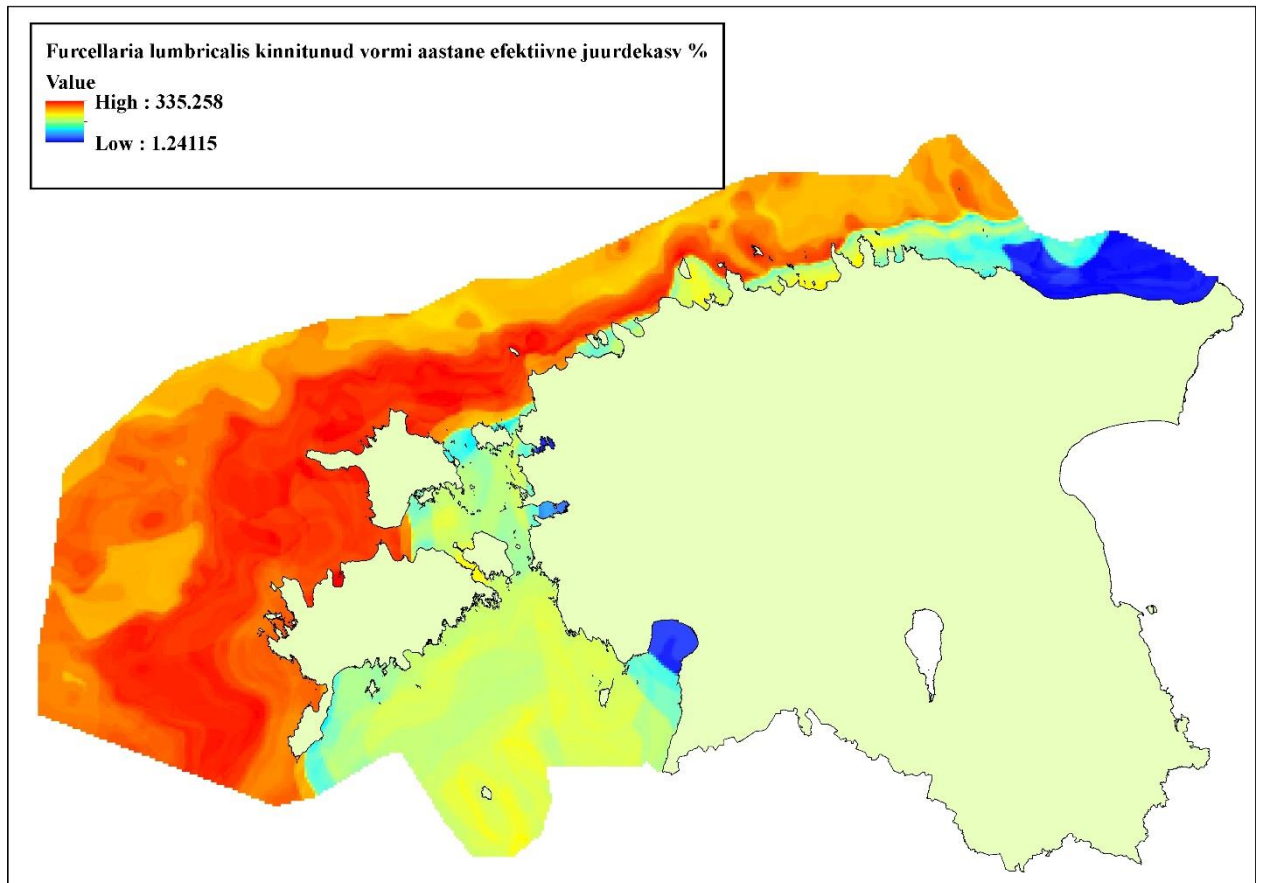
#### Suurvetikate kasvukiiruste ennustamine Eesti mereala pindmises veekihis

Põisadru *Fucus vesiculosus*: Põisadru juurdekasv on üldjuhul suurem Lääne-Eesti kui Ida-Eesti merealal ning suurem rannikumeres kui avamere piirkondades. Juurdekasvu läänesuunalise suurenemise taga on samasuunalised soolsuse väärtuse mustrid. Rannikumere piirkonnas kasvab põisadru kiiremini kõrgema temperatuuri ja väiksema hoovuse kiiruse tõttu (Joonis 10).



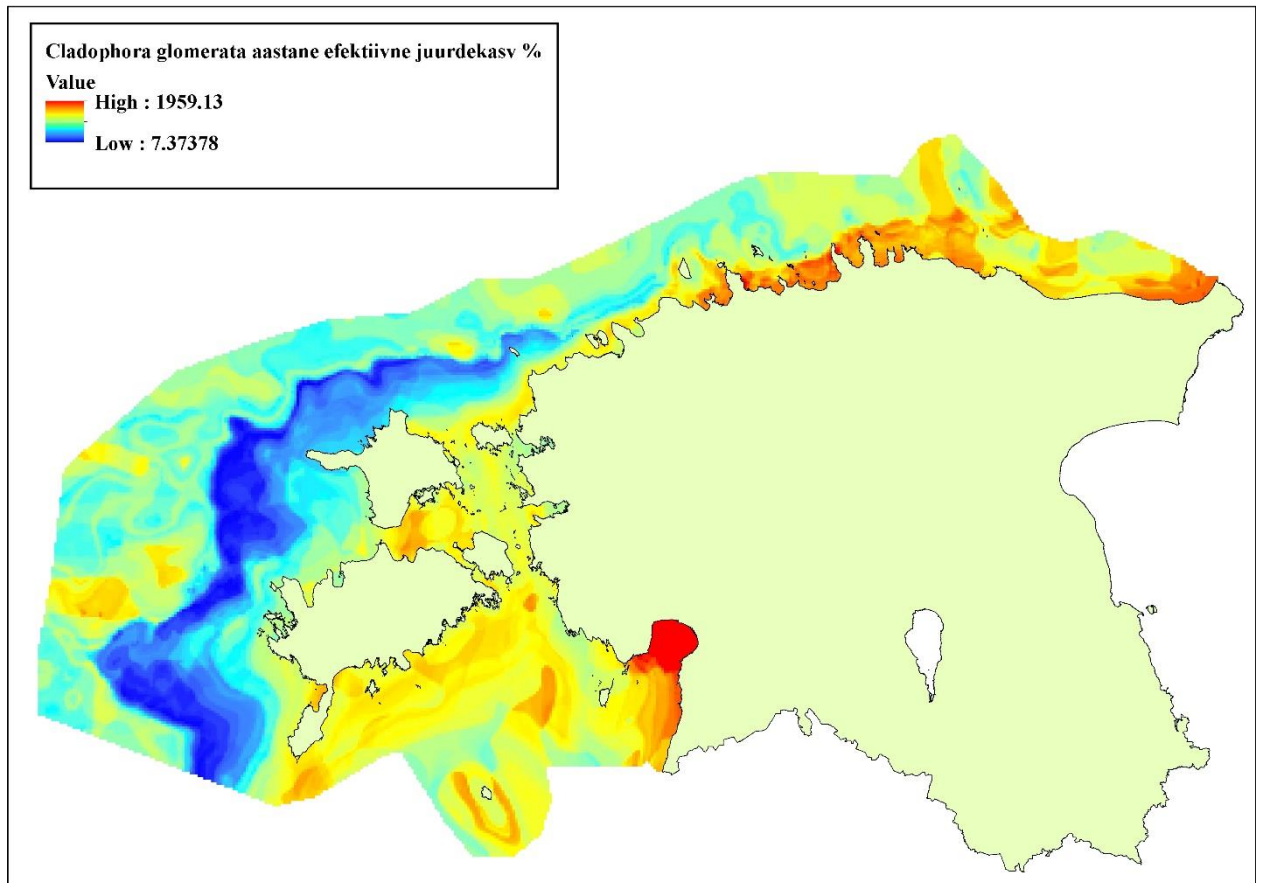
**Joonis 10. Modelleeritud põisadru aastane juurdekasv Eesti merealal. Efektiivne juurdekasv on käsitletav kui vetika maksimaalne potentsiaalne kasvukiirus. Reaalsetes merefarmides võivad juurdekasvu väärtused olla väiksemad tingituna vetika suuremast asustustihedusest ja tehnoloogilistest iseärasustest.**

Agarik *Furcellaria lumbricalis* kinnitunud vorm: Agariku kinnitunud vormi kasvualad on väga suures osas määratletud merevee soolsusest ja valgustingimustest. Avamere piirkonna kiirem kasvukiirus on tingitud merevee suuremast soolsusest ja parematest valgustingimustest ning magedaveelisemates lahtedes on kinnitunud agariku juurdekasv tühine (Joonis 11).



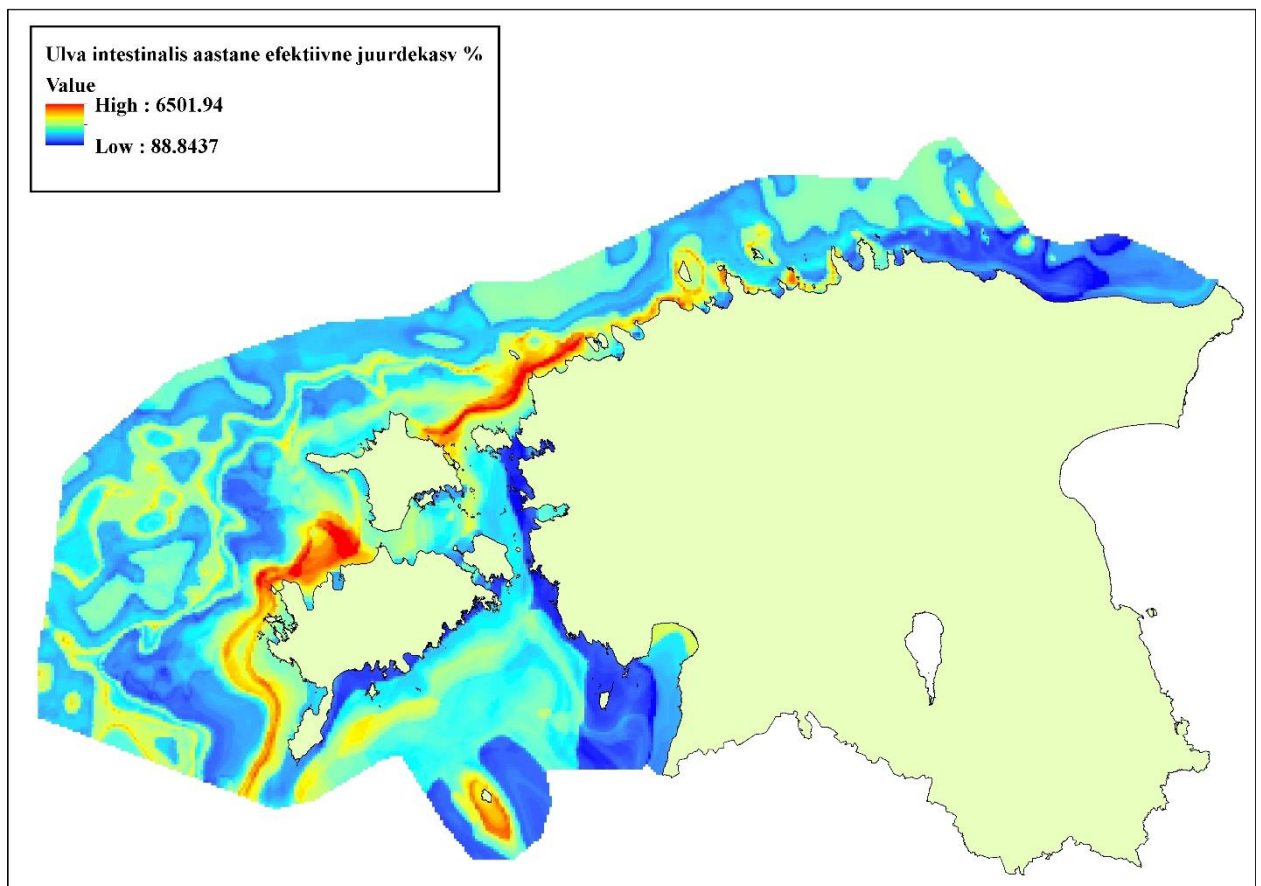
**Joonis 11. Modelleeritud agariku kinnitunud vormi aastane juurdekasv Eesti merealal. Reaalsetes merefarmides võivad juurdekasvu väärtused olla väiksemad tingituna vetika suuremast asustustihedusest ja tehnoloogilistest iseärasustest.**

Karevetikas *Cladophora glomerata*: Karevetikas suudab elada nii merevees kui ka magevees. Kui toitaineid on merevees palju, siis on selle liigi kasv ka kiire. Seetõttu on karevetika kasv suur pea kogu Eesti merealal, kuid eriti suuri kasvukiiruste väärtusi on oodata kõrgema troofsustaseme ja madalama soolsusega merepiirkondades nagu Pärnu ja Narva lahes, kuid ka teistes Põhja-Eesti merelahtedes (Joonis 12).



**Joonis 12. Modelleeritud karevetika aastane juurdekasv Eesti merealal. Reaalsetes merefarmides võivad juurdekasvu väärtused olla väiksemad tingituna vetika suuremast asustustihedusest ja tehnoloogilistest iseärasustest.**

*Ulva intestinalis*: *Ulva intestinalis* kasv on kiire Lääne-Eesti rannikumeres ja Soome lahe suudmeosas tingituna suuremast vee liikumisest. Kuna tegemist on oportunistliku liigiga, suudab *Ulva intestinalis* väga hästi teiste vetika liikidega konkureerida enam toitelisemas vees. Oluline osa *Ulva intestinalis* kasvumustritest on aga mõjutatud väga paljude keskkonnatunnuste koosmõjust. Sellest tulenevalt on *Ulva intestinalis* kasv kiirem sellistel merealadel, kus kõigi nende keskkonnatingimuste väärtused on liigi jaoks optimaalsed (Joonis 13).



**Joonis 13. Modelleeritud *Ulva intestinalis* aastane juurdekasv Eesti merealal. Reaalsetes merefarmides võivad juurdekasvu väärtused olla väiksemad tingituna vetika suuremast asustustihedusest ja tehnoloogilistest iseärasustest.**

### *Merekarpide kasvupotentsiaal*

Söödav rannakarp *Mytilus edulis/trossulus*: Söödav rannakarp on meie olulisim potentsiaalselt vesiviljeldav karbiliik. Söödava rannakarbi kasvutsüklil karbifarmides on meie rannikumeres poolteist kuni kaks aastat ning seetõttu väljendatakse karbi kasvupotentsiaali traditsiooniliselt selle ajavahemiku kohta. Rannakarbi kasvukiiruse modelleerimine toetub Läänemere karbifarmides tehtud mõõtmistele ja sellest tulenevalt on saadud hinnangud lähedased reaalsele kasvanduspotentsiaalile.

Rannakarbi kasvukiiruse ruumiline varieeruvus on enim määratletud merevee soolsusest, hoovuste liikumise kiirusest, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Rannakarbi kasvukiirus on intensiivsem soolasematel ja soojematel merealadel, millele on iseloomulik kiire vee liikumine ja mõõdukas taimse hõljumi sisaldus (Joonis 14). Rannakarbi paremad kasvukohad Eesti rannikumeres asuvad ava-Läänemere piirkonnas Hiiumaast ja Saaremaast läände jäävatel merealadel (Joonis 15).

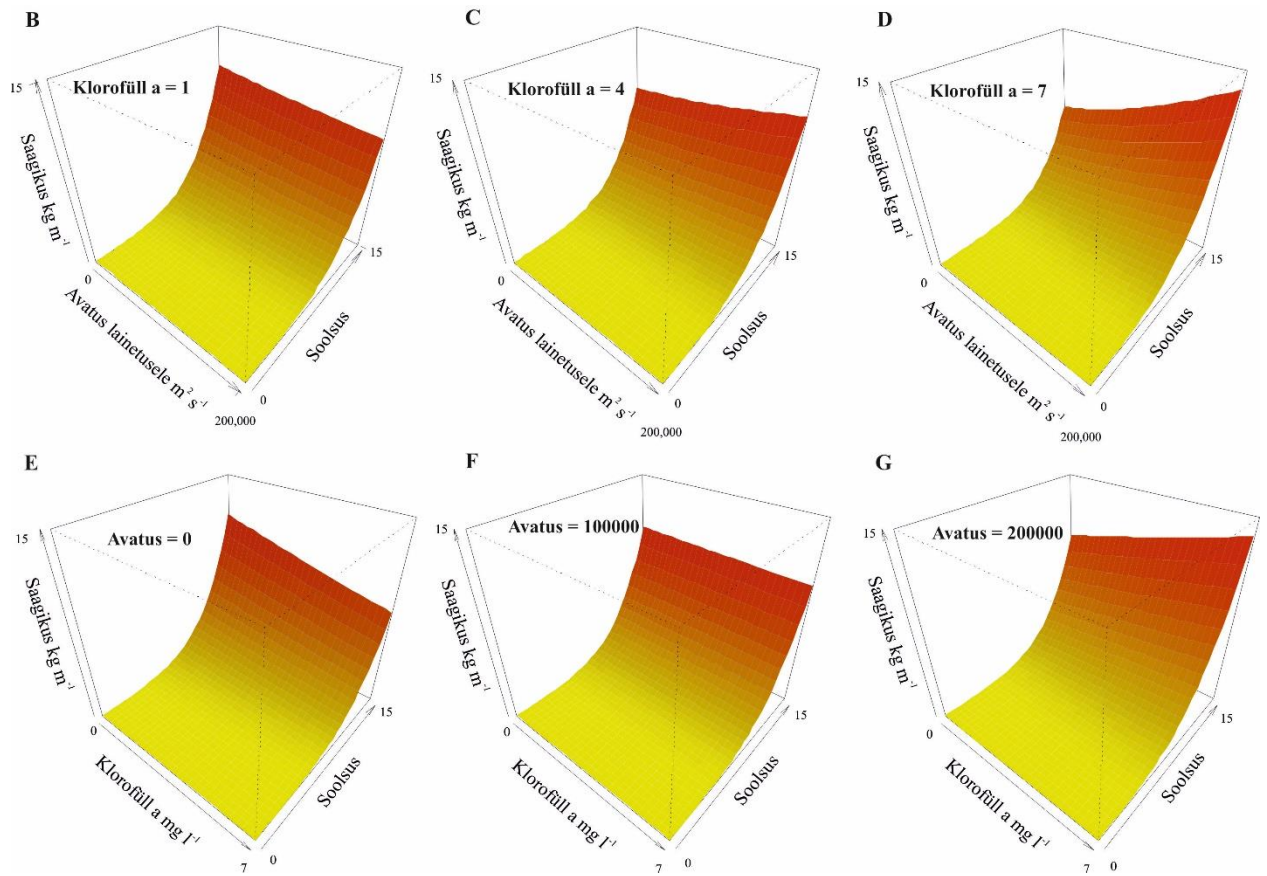
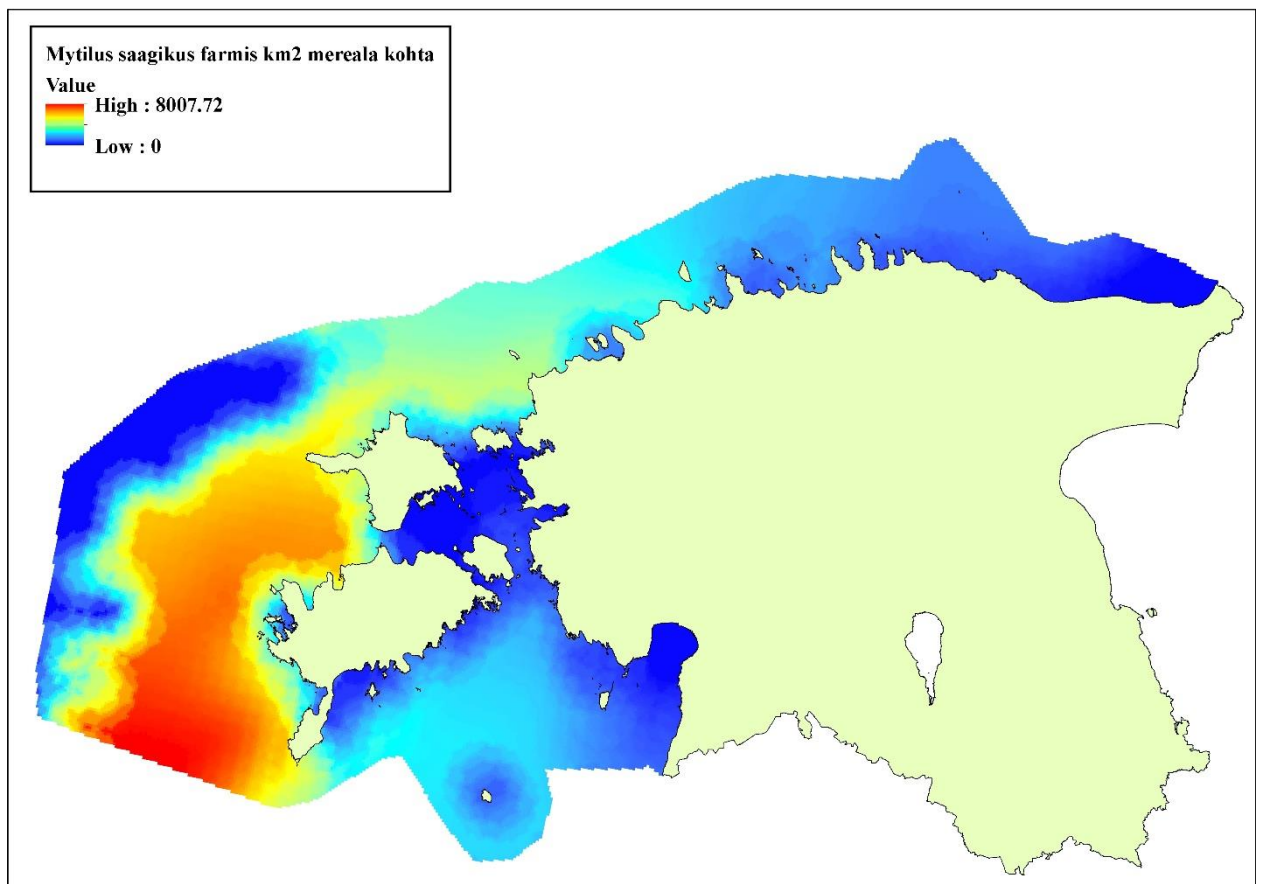


Figure 14. Interaktiivsed seosed erinevate keskkonningimuste ja söödava rannakarbi saagikuse vahel ( $\text{kg m}^{-2}$  kahe aasta jooksul).

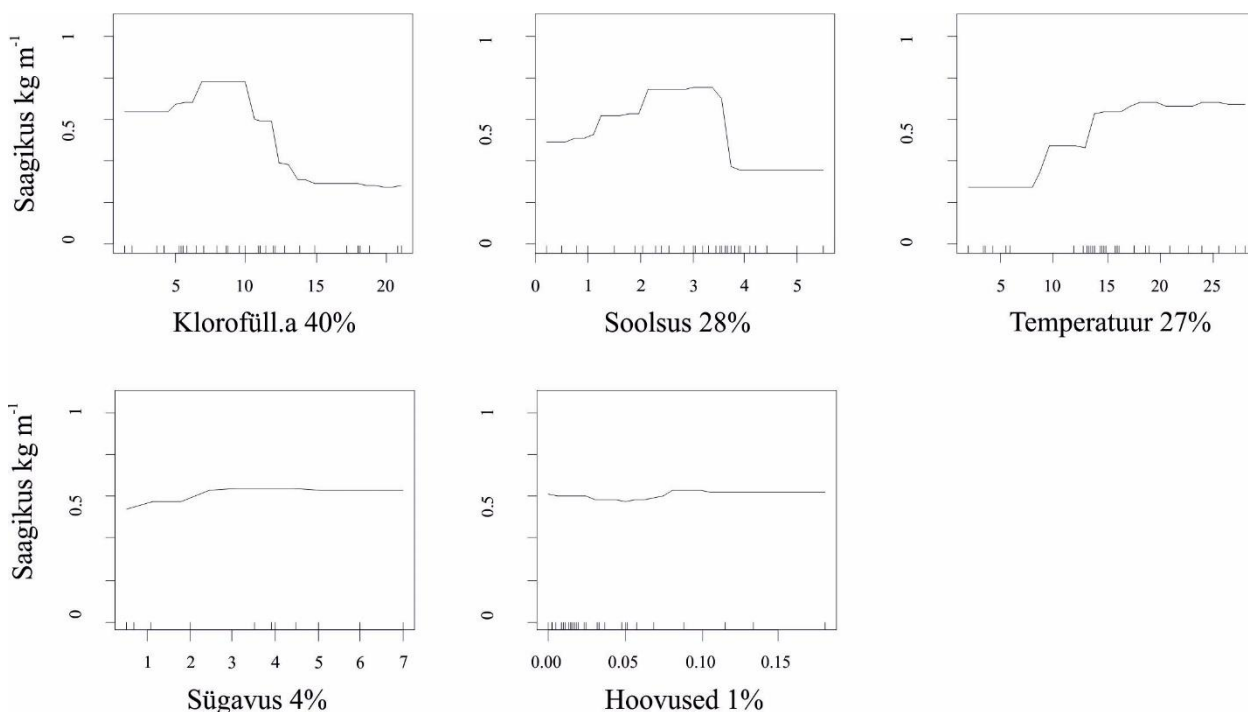


Joonis 15. Rannakarbi saagikuse potentsiaalsetes karbikasvandustes arvutatuna kaheaastase kasvuperioodi kohta ( $t$  mürgkaalus  $\text{km}^2$  mereala kohta).

Rändkarp *Dreissena polymorpha*: Rändkarbi kasvatamist vee puhastamise eesmärgil on katsetatud varem Szczecini laguunis ja Pärnu lahes. Senised tulemused on paljulubavad, kuid erinevalt söödavast rannakarbist puuduvad rändkarbi jaoks veel sobivad suuremastaapsed farmilahendused ning sellest tulenevalt on modelleeritud rändkarbi kasvupotentsiaali väärtused (sarnaselt eelmistes peatükkides kirjeldatud merevetikate kasvukiiruse arvutustele) teoreetilised.

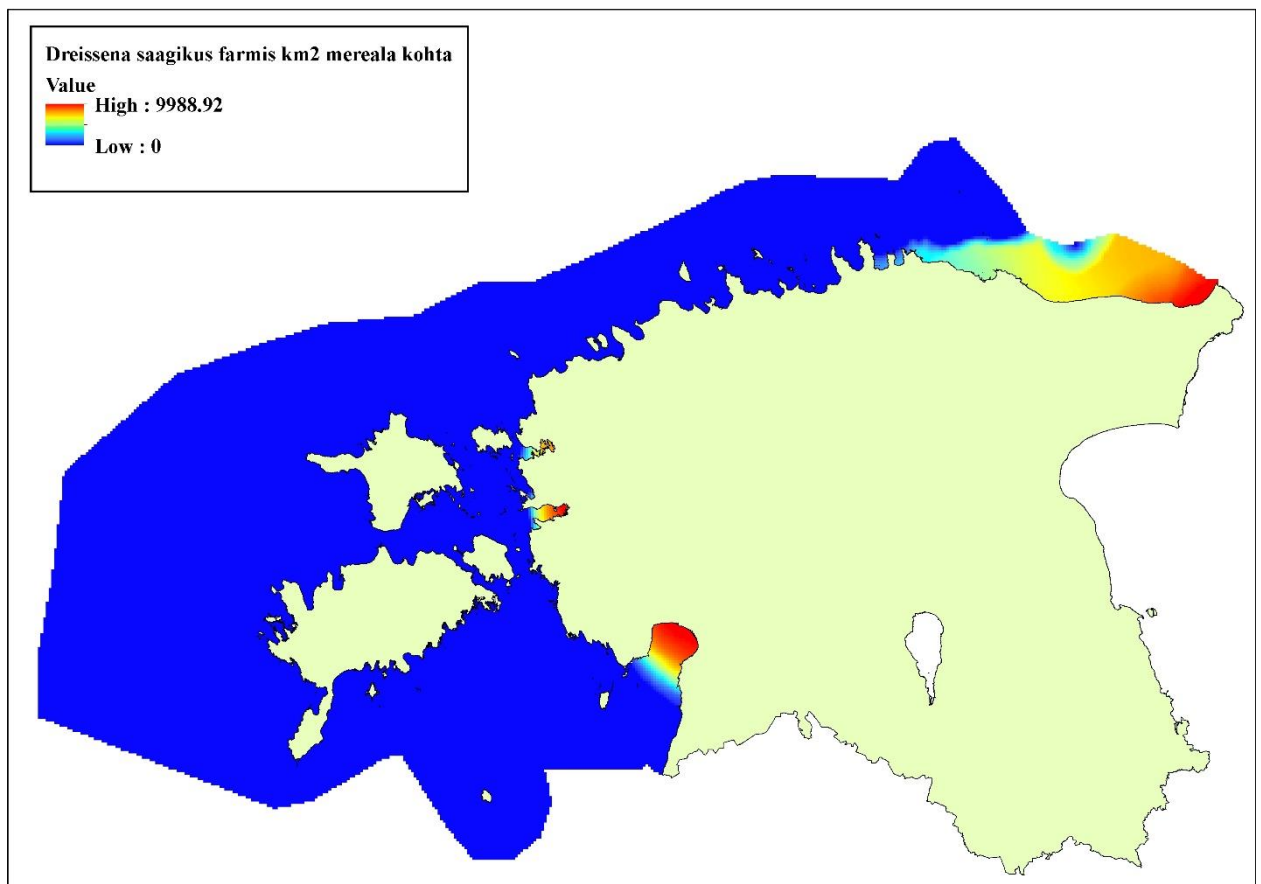
Modelleerimine näitas, et rändkarbi kasv on kiire mõõdukate ja suurte taimse hõljumi sisalduste juures. Kui taimse hõljumi kontsentratsioon on madal, siis toit limiteerib karpide kasvu, samas kui hõljumi kontsentratsioon on liiga suur, siis karpide filtreerimisaparaat ummistub ning nende toitumine on häiritud. Mida kõrgem on vee temperatuur, seda kiirem on rändkarbi kasv. Lisaks mõjutab karpide kasvukiirust oluliselt ka soolsus ning karpide kasv on parim 2–3,6 soolsuse juures (Joonis 16).

Rändkarbi võimalikud kasvatamise piirkonnad paiknevad madala soolsusega merelahtedes, millele on iseloomulik võrdlemisi hea veevahetus nt Pärnu ja Narva lahes (Joonis 17). Kuna rändkarbi looduslik levila paikneb Läänemere lõunapool, Musta mere regioonis, siis karpide kasvukiirus on suurem soojematel merealadel. Sellest tulenevalt on rändkarbi kasvanduste prognoositud efektiivsus suurim Liivi lahe regioonis.



**Figure 16. Interaktiivsed seosed erinevate keskkonnatingimuste ja rändkarbi saagikuse vahel ( $\text{kg m}^{-1}$  kahe aasta jooksul). Iga joonise all on välja toodud keskkonnanäitaja protsentuaalne osatähtsus rändkarbi saagikuse kirjeldamisel.**





*Joonis 17. Rändkarbi saagikus potentsiaalsetes karbikasvandustes arvutatuna kaheaastase kasvuperioodi kohta (t mürgkaalus km<sup>2</sup> mereala kohta).*

### *Soovitused teadmislünkade täitmiseks*

Ehkki merevetikate ja -karpide kasvatamise suunal on toimunud viimastel aastatel väga kiired arengud, on võimalik järgmiste rakenduslike uuringutega selle sektori arengut veelgi kiirendada:

- Merekarpide kasvatamine on kohaspetsiifiline ning suurema saagikuse (s.o majandusliku edu) tagavad õigete kasvusubstraatide kasutamine. Optimaalsete kasvatustehnoloogiate saavutamiseks on vajalik headel kasvualadel testida erinevate substraatide potentsiaali ning välja valida Eesti (või konkreetse veekogumi) jaoks parimad tehnoloogilised lahendused.
- Lisaks on vajalik testida juba olemasolevaid karpide väärimise tehnoloogiaid Eestis, et tagada sektori areng kogu väärtusahela ulatuses ja selle tegevuse kaudu luua Eestis toimiv karbikasvatuse majandusmudel.
- Vajalik on hinnata reaalseste vetika- ja karbikasvatuste potentsiaali mereveest toitainete eemaldamisel.
- Esimesi vetikakasvatusi hakkab Läänemere regiooni juba tekkima (<https://www.submariner-network.eu/macro-algae-topic>), aga tänini puuduvad meil uuringud reaalistest merekeskkonnas paiknevatest vetikafarmidest, et hinnata selliste tegevuste keskkonnakaitse- ja majanduspotentsiaali Eestis. Käimasolevad ja lähiaastateks planeeritud arendused Rootsis võimaldavad paari aasta jooksul anda konkreetsemaid soovitusi, kas selliseid lahendusi on võimalik Eesti oludesse üle kanda.
- Nii vetika- kui ka karbifarmide loomisel on vaja mõõta erinevaid merekeskkonna veekvaliteeti defineerivaid keskkonnanäitajaid, et dokumenteerida ja vajadusel ka välistada vetika- ja karbikasvatuste võimalikku negatiivset keskkonnamõju. Varasematele Läänemere keskkonnas läbi viidud uuringutele toetudes on sellised mõjud karbikasvandustes siiski vähetõenäolised, kuid sellised mõõtmised on vähemalt ettevaatusprintsibiist lähtuvalt olulised (vt lisaks <https://www.submariner-network.eu/balticbluegrowth>).

## 4. Vetika- ja karbikasvatuse potentsiaal merekeskkonnast toitainete eemaldamisel ja selle ruumiline jaotumine

Eutrofeerumine on Läänemeres üheks suuremaks keskkonnaprobleemiks, kuna liigne toitainete (N, P) sissevool käivitab mikrovetikate vohamise veemassis, põhjustab niitjate makrovetikate massarengut, vee läbipaistvuse vähenemist, rohkem orgaanilise aine settimist, hapnikudefitsiiti põhjalähedastes veekihtides ja tundlikumate veeorganismide hukkumist (Kotta et al., 2017). Käesoleval hetkel on toitainete kättesaadavus Läänemeres liiga suur ning veekeskonna kvaliteedi parandamiseks tuleks piirata lämmastiku ja fosforiühendite sattumist merre. Juba Läänemere keskkonda akumulunud toitainete kättesaamiseks tuleb aga kasutada meetmeid, mis suudavad mereveest toitaineid eemaldada. Käesoleval ajal suudavad vetika- ja karbikasvandused juba arvestatavas kogustes merekeskkonnast toitaineid eemaldada, ilma et keskkonnale avalduks mingi uus surve. Kuna vetikad ja karbid kasvavad meil väga ulatuslikel merealadel, siis võib selliste kasvanduste abil merekeskkonnast toitainete eemaldamist pidada väga perspektiivseks meetmeks.

Merevetikate kasvatamise seisukohast on Läänemerre kuhjunud liigsed toidained suurepäraseks „tasuta kätte tulevaks“ väetiseks, mida võib suunata vetikate kasvatamiseks. Samuti suurendab vee eutrofeerumine karpide kasvukiirust, kuna karpide toidu, taimse hõljumi hulk on eutrofeerunud merevees suurem. Nii vetika- kui ka karbikasvatuse saab potentsiaalselt rajada väga ulatuslikule alale ning sisuliselt on selle tegevuse jaoks vajalikku ressursi (vees lahustunud toitaineid, taimset hõljumit) piiramatult. Vaid väga suuremastaapsete arenduste puhul võivad toidained hakata piirama merevetikate ja -karpide arengut. Käesoleval ajal on olemas praktilised tehnoloogilised lahendused karpide kasvatamiseks Läänemere tingimustes, kuid puuduvad eelteadmised merevetikate kultiveerimisest Läänemere idaosas sh Eesti rannikumeres. Kuniks selliseid kasvatustehnoloogiaid pole välja töötatud, on allpool toodud hinnangud vetikate potentsiaalset merekeskkonna seisundi parandajana pigem teoreetilist laadi.

Vetikate ja karpide abil merekeskkonnast eemaldatava toitainete hulga saame, kui korrutame juurdekasvu läbi nendes liikides sisalduva toitainete sisaldusega. Sellest tulenevalt on ka vetikate ja karpide potentsiaal punkt- ja hajureostusest tingitud eutrofeerumisilmingute vähendamisel proportsionaalne vesiviljeldavate liikide kasvukiirusega (vt kasvukiiruse ruumilise varieeruvuse kaarte peatüki 3 all).

Üldiselt sobivad merekeskkonnast toitainete eemaldamiseks kõige paremini kiirelt kasvavad suurvetikad. Et mitte ohustada kohalikke ökosüsteeme, oleks soovitatav kasutada vesiviljelusel juba regioonis varem kasvanud liike. Rohevetikas perekonnast *Ulva* kasvab Eesti rannikumeres väga kiiresti. Tegemist on väärtusliku toiduvetikaga, mida aktiivselt kasutatakse Euroopa toiduainetööstuses. Lähtudes eelmises peatükis prognoositud *Ulva* kasvukiirusest ning vetika keskmisest toitainete sisaldusest suudab selline vetikafarm 1 km<sup>2</sup> alalt eemaldada aasta jooksul 318 tonni lämmastikku ja 49 tonni fosforit. Kuna hetkel *Ulva* kasvatamise tehnoloogiad merekeskkonnas puuduvad, siis ei ole veel võimalik meil seda potentsiaali Eesti merealadel realiseerida. Katsetatud on aga esimeste eksperimentaalsete arendustega, kus meres kasvatatakse agariku lahtist vormi. Farm seisneb peamiselt merre ankurdatud vetikakopliite rajamises, hooldamises ja saagi koristuses. Eeldusel, et sellistes koplites kasutatakse looduslikku vetikate asustustihedust, eemaldab selline vetikafarm aastas merekeskkonnast 4,3 tonni lämmastikku ja 2,2 tonni fosforit ühelt ruutkilomeetrilt. Madalamal merealadel (3–4 m) on selliste vetikakopliite tootlikus suurem kui sügavamatel aladel (6–9 m), kuid madalamal on ka tormikahjustuse riskid ja sellest tulenevalt vetikamassi ärakanne väga suur. Tulevikus on tõenäoline, et hakatakse kultiveerima ka teisi vetikaliike, kuid andmete ja analüüside puudusel on hetkel veel väga keeruline hinnata, milline oleks selliste farmide tegelik saagikus ja toitainete eemaldamise potentsiaal.

Baltic Blue Growth (<https://www.submariner-network.eu/balticbluegrowth>) ja käesoleva projekti tulemused näitavad, et karbikasvatamine on meil tulemuslik, majanduslikult tasuv ja karbikasvandustega eemaldame ka suuri koguseid toitaineid. Põhjalik keskkonnaseire

olemasolevates Läänemere karbifarmides ei tuvastanud kolme aasta jooksul mitte mingis aspektis ühtegi olulist negatiivset keskkonnamõju. Negatiivseid keskkonnamõjusid ei saa välistada väga suurte karbifarmide puhul (pindala > 10 km<sup>2</sup>), kuid tänapäeva tehnoloogiliste lahenduste puhul pole nii suurte farmide loomine meil veel realistlik. Lisaks eelpoolkirjeldatule on Eesti mereala karbid ka toksiinidest puhtad, mistõttu võib seda ressursi kasutada inimtoiduks ja/või loomasöödana.

Lääne-Eesti rannikumeres on keskkonningimused karbikasvatuse seisukohast kõige paremad. Selles piirkonnas kasvab looduslikult söödav rannakarp. Lääne-Eesti rannikumere piirkonnast on juba täna võimalik 1 km<sup>2</sup> merealalt söödava rannakarbi kasvatamisega 1 aasta jooksul hinnanguliselt eemaldada 35 tonni lämmastikku ning 2,7 tonni fosforit. Karpide kasvutsükkel karbifarmis on meie tingimustes 1,5–2 aastat, seega ühel saagikorjel eemaldatakse merest 70 tonni lämmastikku ja 5,4 tonni fosforit. Antud hinnangud on võrdlemisi konservatiivsed, kuna karbisubstraadi tiheduse kasvatamisel on samalt merealalt võimalik suurendada saagikust veelgi, ilma et toitained seda lokaalselt limiteeriks. Arvestades Lääne-Eesti merealade vee väga suurt liikuvust on tõenäoliselt võimalik karpide asustustihedust farmides suurendada vähemalt 10 korda. Looduslike karbipopulatsioonide leviku- ja toitumisuuringud näitavad, et intensiivse veevahetusega piirkondades on karbipopulatsioonide asustustihedus ja biomass lausa tuhandeid kordi suurem kui väikse veevahetusega piirkondades (Kotta et al., 2005).

Pärnu lahe piirkonnas on arvestatavaks vesiviljeldavaks liigiks rändkarp. Rändkarpi on võimalik kultiveerida samade tehnoloogiate abil kui söödavalt rannakarpi, kuid erinevalt rannakarbit puudub rändkarbil selge lisandväärtus sööda või toiduna. Sellest tulenevalt on rändkarbi kasvatamine majanduslikult mõistlik, kui riik tagab tellimuse mereveest toitainete eemaldamiseks. Rändkarbi eeliseks söödava rannakarbi ees on liigi võimekus elada madala soolsusega merealadel, kus tihti on ka eutrofeerumisprobleem akuutsem. Rändkarp eemaldab mereveest toitaineid umbes samas suurusjärgus kui söödav rannakarp. Hinnanguliselt saab 1 km<sup>2</sup> suuruse rändkarbifarmi toel merekeskkonnast eemaldada 32 tonni lämmastikku ja 3 tonni fosforit.

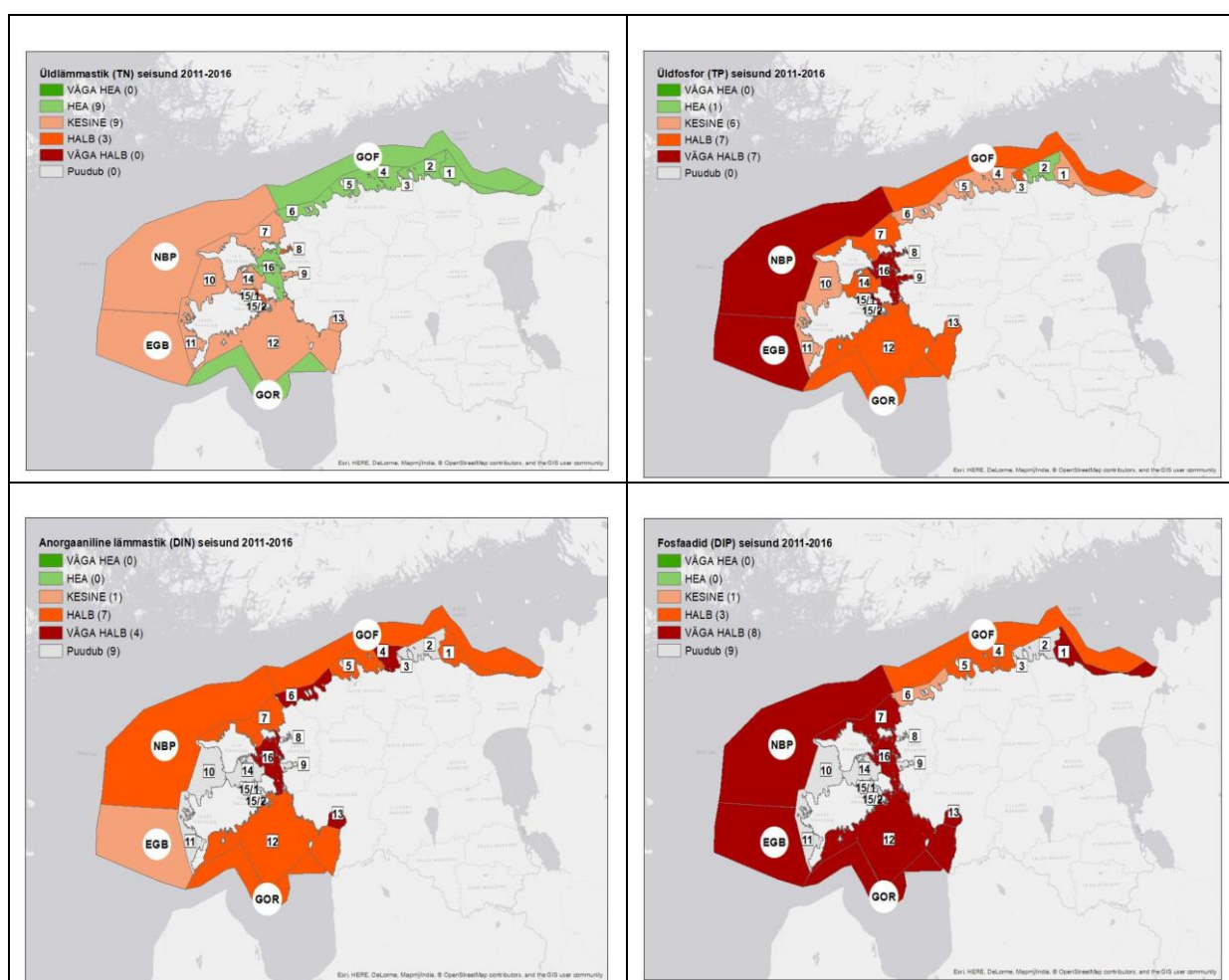
Vetika- ja karbivesiviljelust võib lisaks kasutada ka kalakasvatuste negatiivsete keskkonnamõjude kompenseerimisel (Kotta et al., 2019). Tänapäevases vesiviljeluses on üsna tavaline praktika, et kombineeritakse suurvetikate kultiveerimist teiste vesiviljeluse suundadega. Hiljutised sellesuunalised uuringud näitavad üsna häid toitainete eemaldamise tulemusi ja saadaval on ka kommertsplatvormil põhinevaid lahendusi. Suur osa sellistest lahendustest aga põhinevad ookeanivees elavatel organismidel, kes Läänemere tingimustes ei suuda ellu jääda (Felaco, 2014). Vesiviljeluse innovatsioonitoetusprojekti „Mereveel põhineva kalakasvatuse heitvee puhastamine suurvetikate kultiveerimise kaudu“ käigus töötatakse Eesti olude jaoks välja tehnoloogiat, mis võimaldab suurvetikate abil (peamiselt *Ulva*) puhastada kalakasvatuse heitvett. Kui kalakasvatus paikneb aga rannikumeres, siis on mõistlik paigaldada kompenseeriva meetmena vetika- ja/või karbikasvatus kalakasvatuse naabrusesse. Sellisel kooskasutusel on võimalik kompenseerida kalakasvatustest merre vabaneva toitainete voogu ning hoida kalakasvatuse lähiümbruses vesi läbipaistvana. Avamere kalakasvatuse puhul ei ole aga oluline, et seda kompenseerivad meetmed asuksid ruumiliselt täpselt samas piirkonnas, kuna intensiivse vee liikumise tingimustes kalafarmide lokaalsed keskkonnamõjud on enamasti tühised ja oluline on hoida tasakaalus regiooni toitainete bilanssi. Lisaks toitainete eemaldamisele võimendavad vetika- ja karbifarmid kaudselt looduse isepuhastusvõimet.

## **5. Vetika- ja karbikasvatuse potentsiaal merekeskkonna seisundi parandajana**

Läänemere eutrofeerumisele iseloomulik selge ruumiline muster. Rannikule lähemal asuvate merealade puhul on suurem osatähtsus maismaal paiknevatel allikatel, avameres paiknevate alade puhul omab suuremat tähtsust merevee liikumine ja veevahetus Läänemere eri basseinide vahel.

Eesti mereala eutrofeerumise seisundit hinnati viimati seoses EL Merestrategia Raamdirektiivi järgse aruandlusega (TTÜ MSI, 2017). Seisundi hindamise meetodika põhineb mõõdetud väärtuste võrdlemisel lävendväärtustega ja tulemus antakse viieklassilises skaalas. Hindamisühikuteks on rannikuvee veekogumid ja avamere alade jaotus vastavalt HELCOMi jaotusele. Vastavad lävendväärtused määratakse kas Eesti oma määрусega või siis HELCOMi vastavates töörühmades kasutusel olevate väärtustena.

Üldlämmastiku suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid enamasti heas ja kesises klassis. Üldfosfori suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid enamasti kesises, halvas ja väga halvas klassis. Mandri ja saarte vahele jäävad kolm rannikuveekogumit ja Läänemere avaosa põhjapassein olid väga halvas seisundis. Anorgaanilise lämmastiku talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid enamasti halvas ja väga halvas klassis. Hindamata jäi 9 rannikumere veekogumit, kuna puudusid seireandmed. Fosfaatide talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid enamasti väga halvas klassis. Samuti jäid hindamata 9 rannikumere veekogumit, kuna puudusid seireandmed. Soome lahes paiknev EE-1 ja kõik hinnatud veekogumid Soome lahest läänepool olid väga halvas seisundis (Joonis 18).



**Joonis 18. Eesti mereala seisundihinnangud nelja toitainete indikaatori alusel perioodil 2011-2016 (Allikas TTÜ MSI, 2017).**

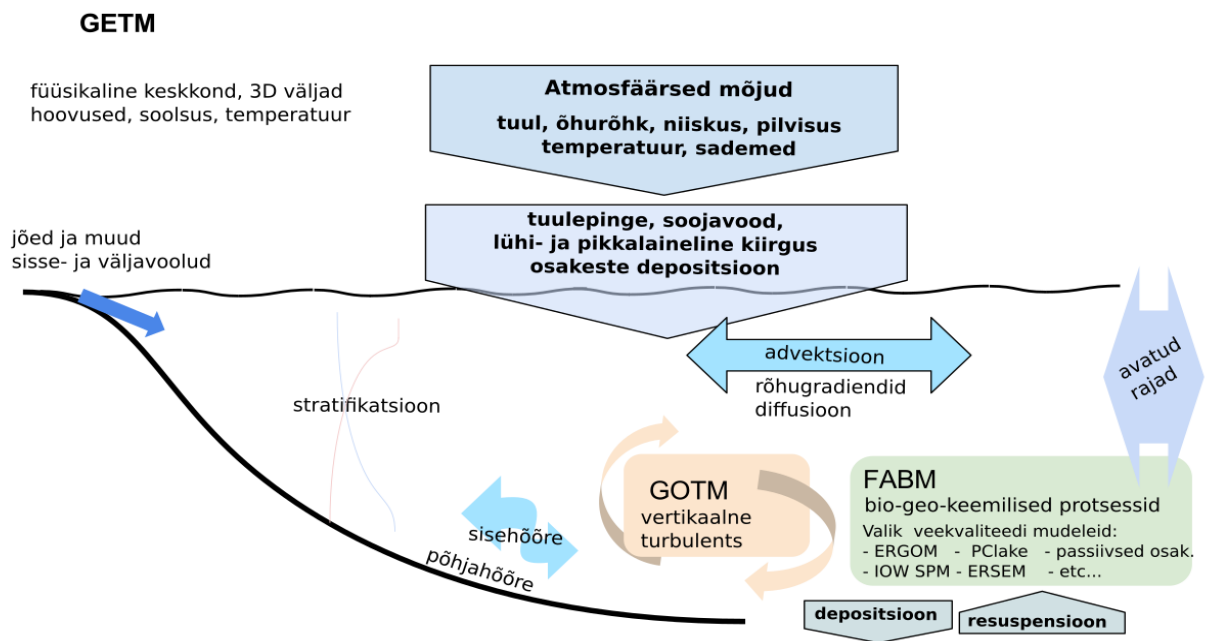
Käesolev seisundihinnang näitas selgelt, et eutrofeerumise näidud avalduvad eriti intensiivselt ava-Läänemeres ja inimtegevustest enim mõjutatud piirkondades nagu Pärnu laht. Just sellistel merealadel on vajalik üleliigse lämmastiku ja fosfori eemaldamine merekeskkonnast. Käesoleva peatükis kirjeldame GIS mudelite abil, kui suures ulatuses eri tüüpi vesiviljelusalgatused on võimelised vähendama punkt- ja hajureostusest tingitud eutrofeerumisilminguid probleemsetes Eesti rannikumere piirkondades.

## Mudeli seadistused

Selleks, et analüüsida uute vesiviljelusalgatuste, suurvetikate ja merekarpide kultiveerimise, potentsiaali merekeskkonna seisundi parandajana, kasutasime ühildatud GETM-ERGOM mudelit. Analüüsid kasutati vesiviljelusliike, mille potentsiaal merekeskkonna seisundi parandajana on suurim. GETM-ERGOM mudel sisaldab lämmastiku ringel põhinevat biogeokeemia mudelit ja ennustab toitainete dünaamikat Eesti rannikumeres vastavalt etteantud stsenaariumitele. Lisaks toitainetele suudab GETM-ERGOM mudel analüüsida etteantud stsenaariumite mõju fütoplanktoni ja zooplanktoni dünaamikale.

GETM on kolmemõõtmeline barokliinne hüdrodünaamika mudel, millega on liidetud ERGOM biogeokeemia mudel kasutades FABM liidest. GETM põhineb kolmemõõtmelistel mittelineaarsetel adveksiooni ja difusiooni võrranditel, mille abil on leitud hoovuste, soolsuse ja temperatuuri ruumilised jaotused erinevatel ajahetkedel. GETM kasutab k-epsilon mudelit (GOTM) vertikaalsete võrgualuste turbulentsete protsesside parametriseerimiseks, samas kui horisontaalne turbulents on määratud konstantse viskoossuskoeffitsendiga.

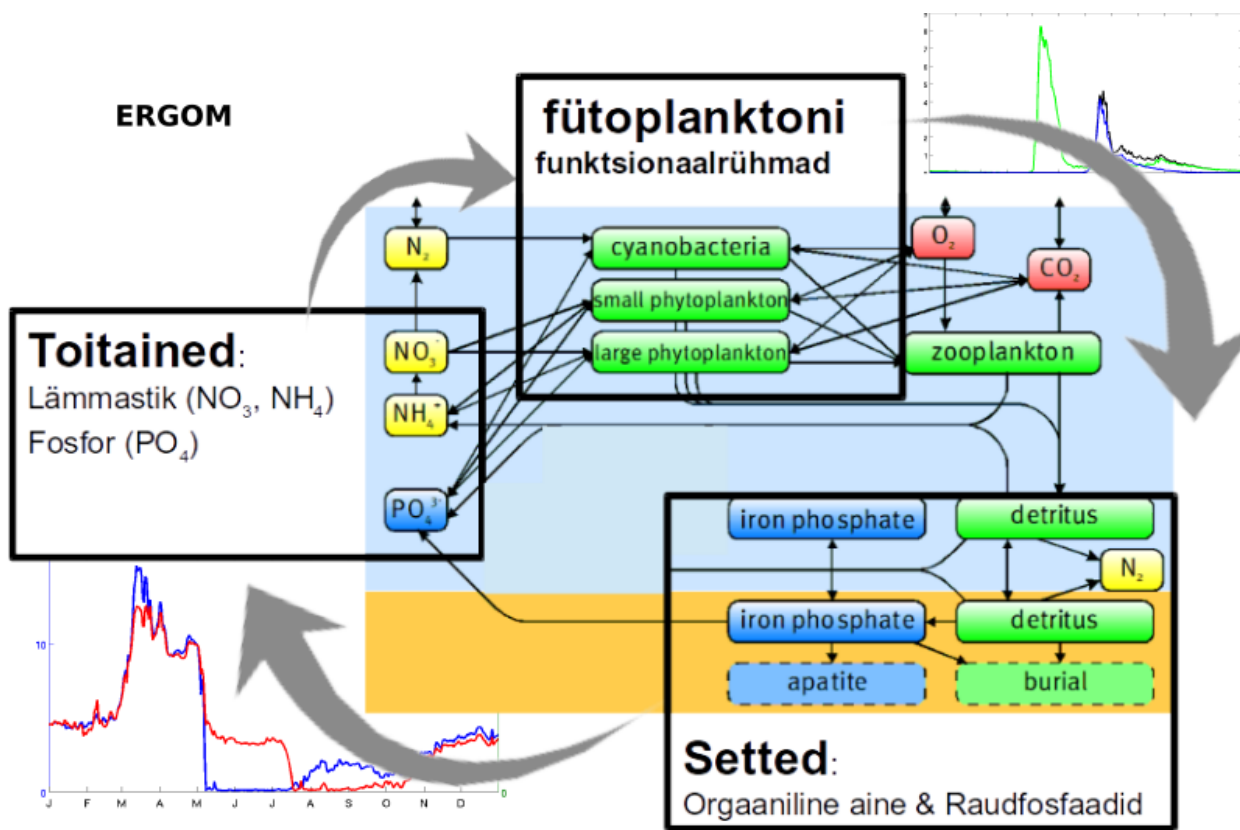
GETM on seadistatud kogu Läänemere ulatuses avatud radadega Taani väinades. Mudeli horisontaalne lahutus on 1 meremiil ning vertikaalis on kasutatud 40 adaptiivset kihti, mis tagavad Eesti rannikumeres <2 m vertikaalse lahutuse. Atmosfäärsed mõjud on saadud ERA-Interim reanalüüsist. Mudeli algväljad pärinevad pikaajalisest biogeokeemia simulatsioonist. Hapniku ja toitainete jaotusi on parandatud Läänemere tähtsamate monitooringuandmete vaatluste abil (Joonis 19).



**Joonis 19. GETM mudeli kontseptsioon.**

ERGOM mudel põhineb lämmastiku ringel, milles on arvestatud lisaks veel fosfaadi ja hapnikuga. Mudeli kõikide parameetrite ühikuks on  $\text{mmol m}^{-3}$ . Lahustunud lämmastik on mudelis esindatud nitraadi ja ammooniumi kujul. Toitained omastatakse fütoplanktoni primaarproduktiooni kaudu. Fütoplankton on mudelis esindatud kolme erineva funktsionaalse rühmana. Ränivetikad (e kiiresti kasvavad ja settivad) ja flagelaadid (kergemad ja aeglasemini kasvavad) tarbivad lahustunud lämmastiku ja fosfaate Redfield suhte järgi 1P:16N. Sinivetikate funktsionaalne rühm tarbib Redfieldi suhte alusel vees lahustunud fosfaate kasutades molekulaarset lämmastiku. Kolmel vetikaliigil on erinev valguse ja temperatuuri tundlikus, mistõttu domineerivad kevadeti diatomeed ning suvel flagelaadid ja sinivetikad. Fütoplanktonit tarbib omakorda zooplankton. Surnud orgaaniline aine, mis tekib fütoplanktoni ja zooplanktoni suremise tagajärjel, settib vertikaalselt kiirusega 4 mpäevas ja akumuleerub põhjakihis. Läbi orgaanilise aine lagunemise ja järgneva

nitrifikatsiooni muutub lämmastik taas kättesaadavaks vetikatele. ERGOM on liidetud GETM hüdrodünaamika mudeliga, mis kirjeldab kõikide parameetrite adveksiooni ja difusiooni määrasid. Põhjalikum ülevaade ERGOM mudelist on leitav mudeli kodulehelt <http://ergom.net/> ja vastavates publikatsioonides (Burchard et al., 2006; Bruggeman et al., 2007; Eilola et al., 2011) (Joonis 20).



**Joonis 20. Biogeokeemia mudeli ERGOM skemaatiline tööpõhimõte.**

Vesiviljelust on arvestatud mudelis lisades muutujate võrranditele neelud:

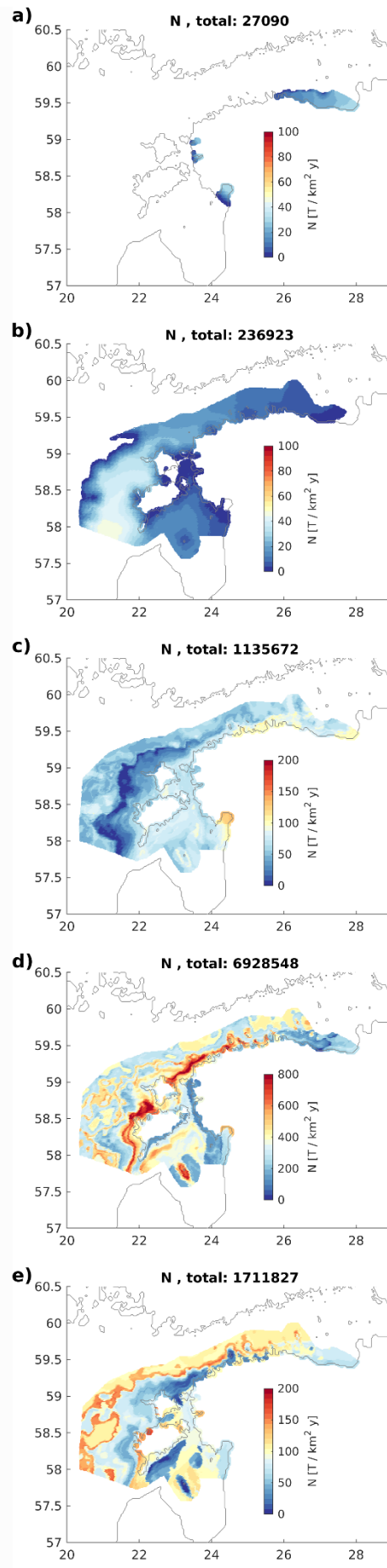
$$\text{nitraat: } \frac{\partial}{\partial t} C_{NO3} = -rn * C_{NO3},$$

$$\text{fosfaat: } \frac{\partial}{\partial t} C_{PO4} = -rp * C_{PO4},$$

$$\text{detriit: } \frac{\partial}{\partial t} C_{DET} = -rd * C_{DET},$$

kus  $C$  on vastava ühendi kontsentratsioon ning  $rn$ ,  $rp$  ja  $rd$  on tarbimise kiirused etteantud suurvetikate ja merekarpide kohaspetsiifilistest kasvukiirustest tulenevatele toitainete omastamise määrale.

Tarbimise kiirused on leitud karpide ja vetikate saagikuse andmetest järgnevalt. Saagikuse hajusandmed interpoleeriti regulaarsele 1 meremiilisele võrgule kasutades lähimnaaber meetodit. Selleks, et saagikusandmeid mudelis rakendada, oli need vaja teisendada SI-ühikutesse ( $\text{mmol s}^{-1} \text{m}^{-3}$ ). Saagikus ( $\text{tonn aasta}^{-1}$ ) on jagatud sekundite arvuga aastas ( $365.2425 * 24 * 3600 \text{ s}$ ), korrutatud  $10^9$  ja jagatud  $10^6$ , et saada ühikuks  $\text{mg s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Molaarse kiiruse tuletamiseks on tulemus ( $\text{mg s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) korrutatud lämmastiku molaarmassiga ( $14 \text{ g mol}^{-1}$ ) nitraadi ja detriidi korral ning fosfori molaarmassiga ( $31 \text{ g mol}^{-1}$ ) fosfori korral. Kasvukiiruste ( $1/\text{s}$ ) tuletuseks on saagikus ( $\text{mmol s}^{-1} \text{m}^{-3}$ ) jagatud nitraadi ja fosfaadi pikaageste keskmiste väärtustega varasemast mudelarvutusest (Joonis 21).



**Joonis 21. Lämmastiku eemaldamise potentsiaal erinevate vetika- ja karbaliikide abil: a) *Dreissena polymorpha*, b) *Mytilus edulis/trossulus*, c) *Ulva intestinalis*, d) *Cladophora glomerata*, e) *Furcellaria lumbricalis* korral vastavalt mudeli sisendandmetele. Neid väärtusi kasutati ERGOMi mudelis lämmastiku ja fosfori eemaldamiskiiruste arvutamiseks.**

Allpool kirjeldame lühidalt erinevate vesiviljelusliikide käitumist modelleeritud stsenaariumites.

Arvutus 1 (J1) karbid *Dreissena polymorpha*: Tarbivad (st. eemaldavad süsteemist) aastaringelt detriiti ülemisest 10 m veekihist. Detriiti on ülemises kihis üksnes suvel, kui toimub primaarproduktioon ning detriit püsib pinnalähedases veekihis. Talvekuudel on detriit setetes, s.o üldjuhul sügavamal kui 10 m. Kasvatuspiirkonnad on koondunud suuremate jõgede suudmealadesse (Joonis 22a).

Arvutus 2 (J2) karbid *Mytilus trossulus/edulis*: Sarnaselt liigile *Dreissena polymorpha* tarbivad aastaringelt detriiti ülemises 10 m veekihis. Erinevus seisneb kasvatuspiirkondade ruumilises paiknemises, mis vastavad rohkem avamere piirkondadele (Joonis 22b).

Arvutus 3 (J3) vetikad *Ulva intestinalis*: Omastavad ülemises 10 m veekihis nitraati ja lämmastikku vegetatsiooniperioodil maist kuni oktoobrini. Toitainete omastamise ruumiline jaotus on esitatud Joonisel 22c.

Arvutus 4 (J4) vetikad *Cladophora glomerata*: Omastavad ülemises 10 m veekihis nitraati ja lämmastiku vegetatsiooniperioodil maist kuni oktoobrini. Toitainete omastamise ruumiline jaotus on esitatud Joonisel 22d.

Arvutus 5 (J5) vetikad *Furcellaria lumbricalis*: Omastavad ülemises 10 m veekihis nitraati ja lämmastiku aastaringelt. Toitainete omastamise ruumiline jaotus on esitatud Joonisel 22e.

Eelpoolnimetatud liikide vesiviljeluse mõju on hinnatud stsenaariumite võrdlemisel referentsarvutusega. Referentsarvutustes ei sisaldu lämmastiku ja fosfori eemaldamist vesiviljeluse kaudu, muus osas on arvutused identsed. Iga arvutus on teostatud liigipõhiselt so. pole samaaegselt hinnatud mitme eritüübilise vesiviljelusalgatuse mõju merekeskkonna toitainete bilansile. Antud lahendus võimaldab selgelt demonstreerida iga vesiviljelusliigi potentsiaali erinevates Eesti merepiirkondades vee toitainete sisaldust vähendada ning näidata, kas toitainete vähendamine avaldub merekeskkonna seisundi muutuses.

### *Analüüsi tulemused*

Kõik uuritud vesiviljelusliigid vähendasid oluliselt merekeskkonna toitainete sisaldust. Toitainete omastamise efektiivsus sõltub peamiselt kahest komponendist: toitainete kättesaadavusest merevees ning liigi võimest antud merepiirkonnast toitaineid keskkonnast eemaldada. Suuremastaapsete vetika- ja karbifarmide loomisel limiteerib merevee toitainete kättesaadavus suurel määral liikide potentsiaali keskkonnaseisundit parandada. Farmide piirkonnas on toitainete omastamine oluliselt suurem kui toitainete sissekanne naaberaladelt ning seetõttu merevee toitainete sisaldus langeb neil aladel kiiresti. See omakorda pärsib vesiviljelusliikide kasvu ning positiivse keskkonnamõju kuluefektiivset saavutamist (Joonis 23).

### **Soovitus 1.**

**Suuremastaapsete (> 1km<sup>2</sup>) vetika- ja karbifarmide rajamine ei ole mõistlik vesiviljelusstrateegia, vaid nende asemel tuleks eelistada väiksemaid mõnehektarisi hajusalt ruumis paiknevaid vesiviljelusalgatusi. Sellised väiksemad vetika- ja karbifarmid suudavad sama investeringumahu juures merekeskkonnast eemaldada oluliselt suuremaid koguseid toitaineid kui üksikud suured farmid.**

Enamik uuritud vesiviljelusliikidest on merelise päritoluga ning seetõttu on ka nende kasvukiirused kõige suuremad just ava-Läänemere soolases vees. Ava-Läänemerd iseloomustab lisaks väga intensiivne veevahetus ja seetõttu sinna piirkonda rajatud vetika- ja karbifarmides toitainete puudust üldjuhul ei teki. Siit tulenevalt on just sellistelt merealadelt vetika- ja karbikasvatuste abil võimalik kõige efektiivsemalt eemaldada üleliigseid toitaineid. Intensiivse



veevahetuse tõttu ei pruugi aga efektiivne toitainete eemaldamine kajastuda vee kvaliteedi näitajates.

### **Soovitus 2.**

**Selleks, et eemaldada võimalikult suur kogus toitaineid merest, tuleb vetika- ja karbifarme rajada eelistatult ava-Läänemere piirkonda. Seda võib käsitleda kui pikema perspektiiviga meetet, mis võimaldab avamere regioonist eemaldada sinna aastakümnete jooksul kuhjunud toitaineid. Kuna ava-Läänemere regiooni veemaht on suur ning veevahetus naaberaladega intensiivne, ei pruugi see meede aga koheselt avaldada positiivset mõju merekeskkonna seisundile.**

Ehkki uuritud vesiviljelusliikide kasvupotentsiaal vee magestumisega väheneb, on võimalik madalasooleusega väikelahtedes vetika- ja karbikasvatusega saavutada soovitud keskkonnakaitselisi eesmärke. Näiteks mitterahuldava keskkonnaseisundiga Pärnu lahes kasvab looduslikult hästi rändkarp *Dreissena polymorpha* ja merevetikatest *Ulva intestinalis* ja *Cladophora glomerata*. Kasvatades selliseid liike umbes viie ruutkilomeetrise alal suudame Pärnu lahest eemaldada 20–40% sinna jõudvatest toitainetest. Samuti on võimalik GETM-ERGOM mudeliga näidata, et sellised vetika- ja karbifarmid suudavad olulisel määral vähendada merevee toitainete sisaldust ning sinivetikate massvohamise tõenäosust (Joonised 24-25).

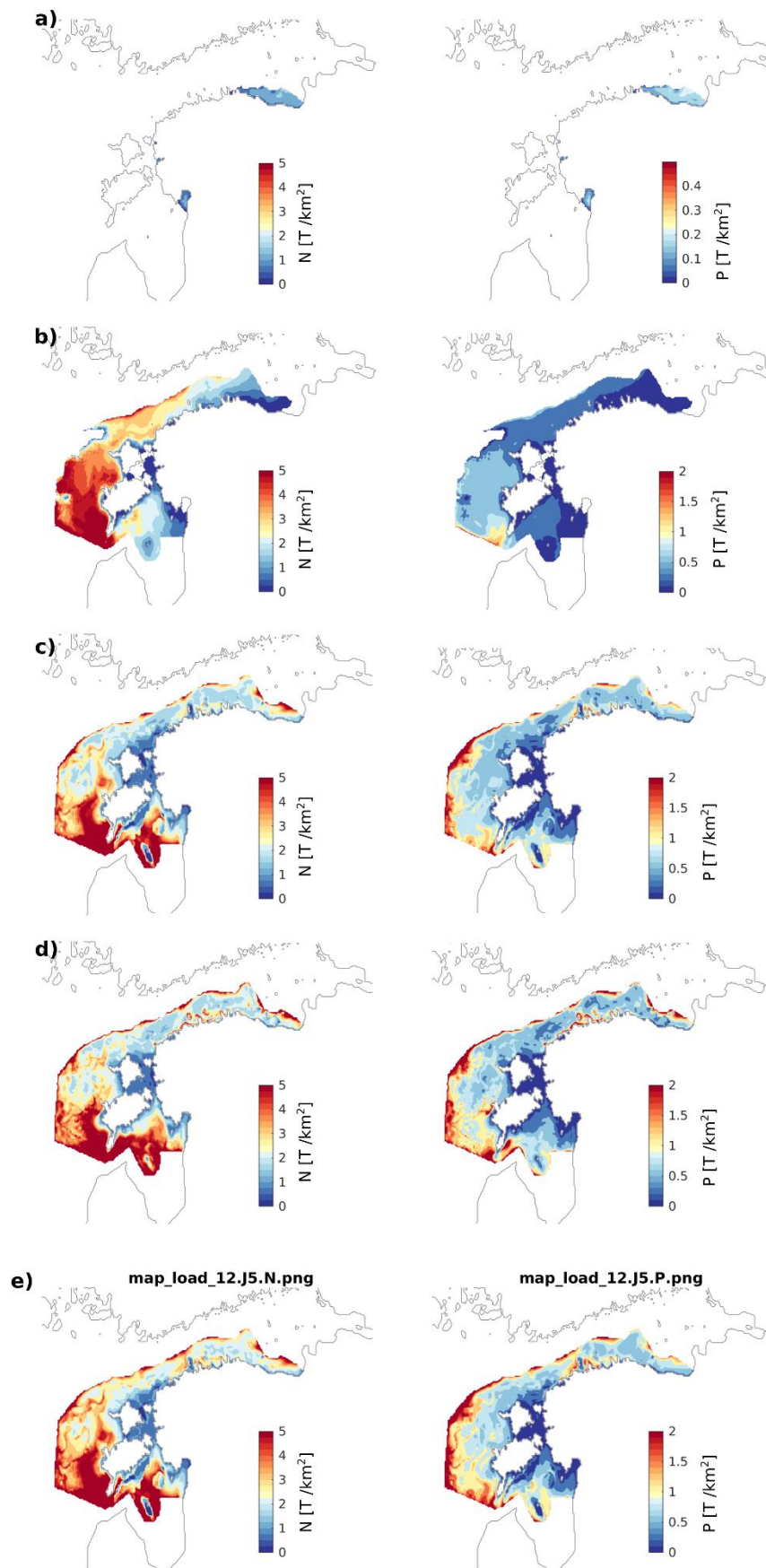
### **Soovitus 3.**

**Madalasooleaste mitterahuldavas seisundis olevate väikelahtede puhul on vetika- ja karbikasvatustega võimalik oluliselt vähendada merevee toitainete sisaldust. Vajalik on määratleda selliste lahete kohta täpsed keskkonnasihid (nt suurimad lubatud toitainete sisalduse ja/või taimse hõljumi määrad) ning arvutada nende keskkonnasihtide täitmiseks vajaminevad vetika- ja karbifarmide pindalad. Selliselt rajatud farmidega on võimalik mõne aastaga saavutada veekogumi hea keskkonnaseisund.**

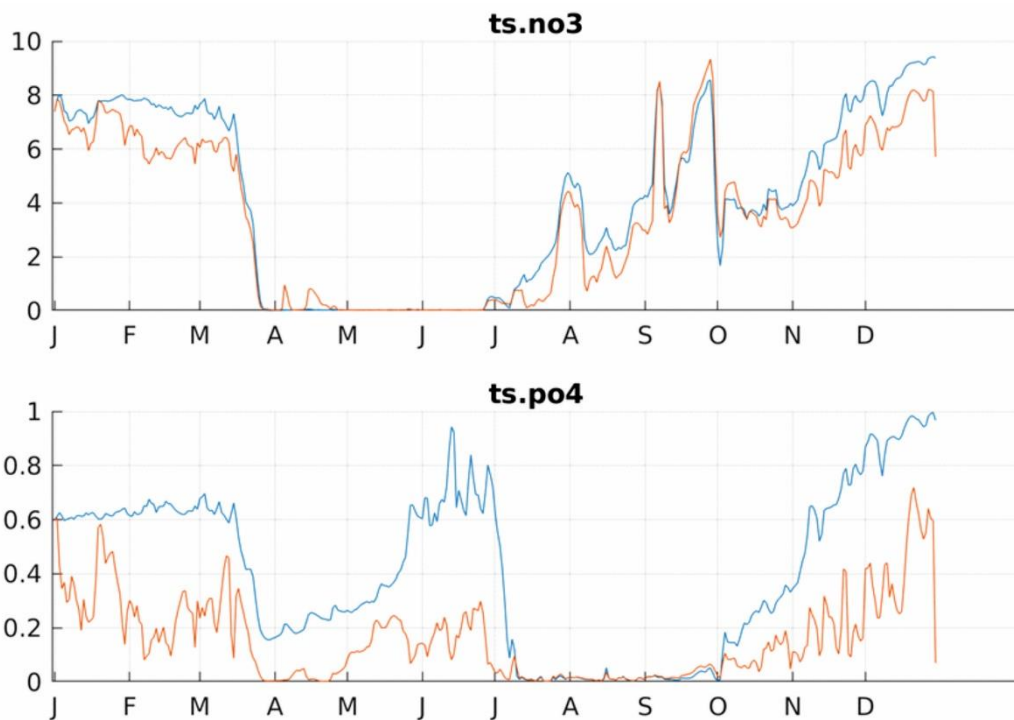
Kui soovime vetika- ja karbikasvatustega maksimaalselt vähendada veekogumi toitainete üldhulka, tuleb farmide asukohta väga hoolikalt valida. Merealade hüdroloogilise režiimi ruumiline varieeruvus on väga suur ning samuti merealade omavaheline sidusus. Näiteks ulatub Narva lahte rajatud rändkarbi kasvatuse mõju Soome lahe keskosani, Pärnu lahe farm vähendaks rannikuvee toitainete sisaldust kuni Eesti-Läti piirini. Samuti suudavad ava-Läänemere piirkonda rajatud söödava rannakarbi ja vetikafarmid efektiivset vähendada veesamba toitainete sisaldust Soome lahe lääneosas (Joonis 25).

### **Soovitus 4.**

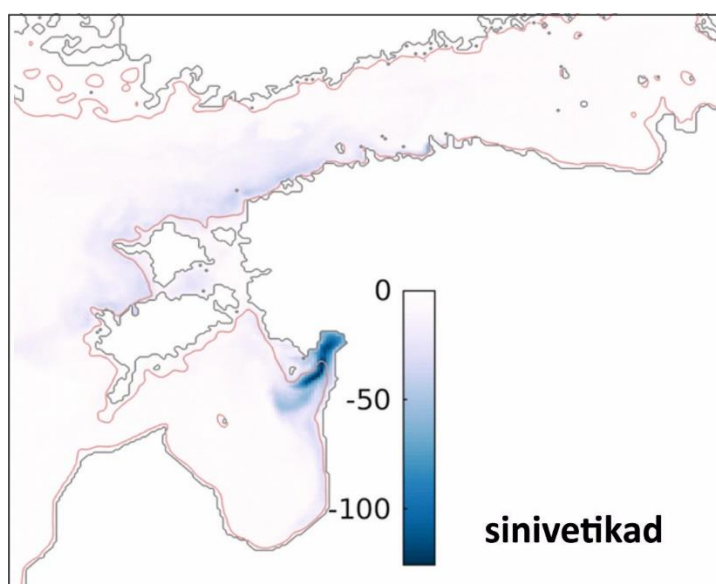
**Vetika- ja karbikasvatuse täpse asukoha eelhindamine on väga oluline, et saavutada veekogumi toitainete sisalduse vähenemist loodetud määral. Asukoha valikul on vaja hinnata merealade hüdroloogilist režiimi ja merealade ruumilist sidusust. Näiteks Pärnu lahe keskkonnaseisundi parandamisel tuleb karbifarm paigutada sellisesse piirkonda, mis saab toitaineid peamiselt Pärnu lahe veekogumist ning mille puhul farmi puhastatud vesi jääb samasse kogumisse. Sellise eesmärgi puhul oleks sobivamaks piirkonnaks näiteks 3–5 m sügavune mereala Tahkuranna-Uulu vahel.**



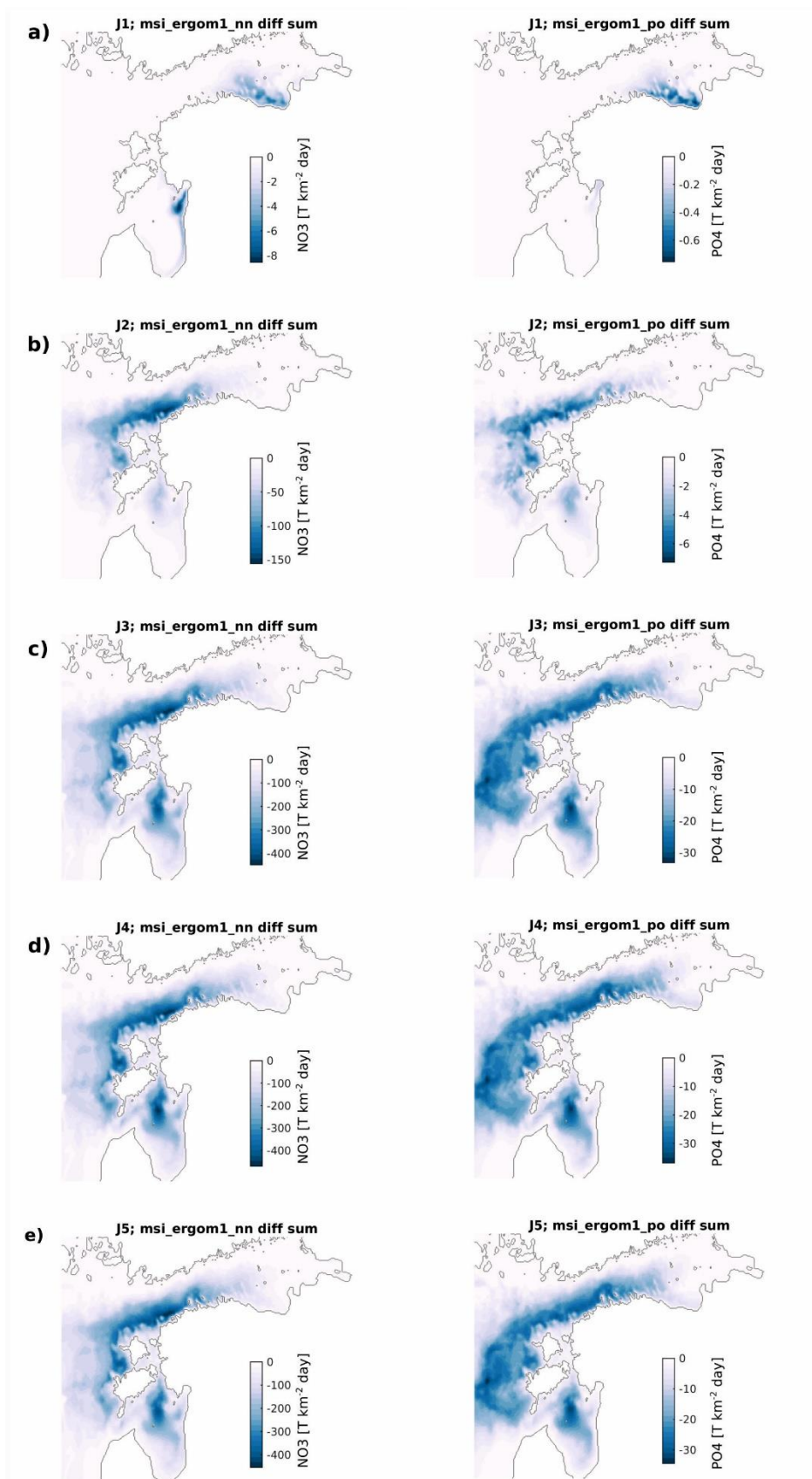
**Joonis 22.** Mudelarvutused erinevate vesiviljelusalgatuste aastase nitraadi ja fosfaadi tarbimise kohta. Antud väärtused on oluliselt väiksemad liikide teoreetilisest tarbimismäärast (Joonis 21), kuna suuremastaapsete vetika- ja karbifarmide rajamisel eemaldatakse mereveest suures koguses toitaineid ning toitaime puudus hakkab limiteerima vetikate ja karpide arengut. a) *Dreissena polymorpha*, b) *Mytilus edulis/trossulus*, c) *Ulva intestinalis*, d) *Cladophora glomerata*, e) *Furcellaria lumbricalis*.



*Joonis 23. Pärnu lahte rajatud hüpoteetilise vetika- ja karbikasvatuse potentsiaalne mõju veesamba toitainete sisalduse sesoonsele varieeruvusele. Sinine joon iseloomustab referentsstsenaariumit ning oranž joon vesiviljelusstsenaariumit. Sõltumata aastaajast suudavad vetika- ja karbifarmid eemaldada suure osa veesambas lahustunud toitainetest.*



*Joonis 24. Vesiviljeluse mõju Pärnu lahe sinivetikate massvohamisele hinnatuna sinikute vähenemisena ( $\text{mmol s}^{-1} \text{m}^{-3}$ ) referentsstsenaariumi suhtes.*



**Joonis 25.** Eri tüüpi vesiviljelusalgatuste mõju veesamba toitainete sisalduse ruumilisele varieeruvusele hinnatuna toitainete vähenemisena referentsstsenariumi suhtes. Mõju lämmastikule on näidatud vasakus tulbas ning mõju fosforile paremas tulbas. a) *Dreissena polymorpha*, b) *Mytilus edulis/trossulus*, c) *Ulva intestinalis*, d) *Cladophora glomerata*, e) *Furcellaria lumbricalis*.

## 6. Piirkondlikud vesiviljeluskavad keskkonnasurve ohjamiseks

Piirkondliku kava nimetus	Vesiviljeluse kava võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks Liivi lahe piirkonnas
Taust	<p>Vesiviljelus meres, mis on üks EL sinise majanduskasvu prioriteetseid valdkondi, on identifitseeritav kui iseseisev survetegur panustades nii täiendavate toitainetega kui tõstes võõrliikide lisandumise riski. Samas teaduslikult läbimõeldud ja põhjendatud meetodika ja tehnoloogiate rakendamisel on võimalik mitte ainult vähendada võimalikku survet, vaid ka oluliselt alandada erinevate muude survetegurite mõju (sh vähendada eutrofeerumise taset ärastades toitaineid).</p> <p>Liivi lahe piirkonna üldläämmastiku suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud 2011–2016 perioodi kohta olid kesises ja heas klassis. Üldfosfori suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas ja halvas klassis. Anorgaanilise lämmastiku talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas ja halvas klassis. Fosfaatide talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas klassis.</p> <p>Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusalgatused (vetika- ja karbikasvatused) puuduvad. Merekeskkonnas paiknevad kalakasvatused puuduvad.</p>
Sihid	<p>1.1. Kõikide võtmeliikide levik vastab nende looduslikule levilale.</p> <p>1.2. Võtmeliikide asurkondade arvukus on tasemel, mis tagab populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.3. Võtmeliikide asurkondade demökoloogilised ja autökoloogilised parameetrid on tasemetel, mis tagavad nende populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.4. Tähtsamate elupaikade levik ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.5. Tähtsamate elupaikade ulatus ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.6. Tähtsamate elupaikade seisund tagab mitmekesiste looduslike koosluste olemasolu.</p> <p>1.7. Ökosüsteemi struktuur on häirimata ja tagab ökosüsteemi teenuste jätkusuutlikkuse.</p>
Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusliigid	<p>Merevetikad:</p> <p><i>Fucus vesiculosus</i></p> <p><i>Furcellaria lumbricalis</i></p> <p><i>Cladophora glomerata</i></p>

	<p><i>Ulva intestinalis</i></p> <p>Merekarbid:</p> <p><i>Mytilus edulis/trossulus</i></p> <p><i>Dreissena polymorpha</i></p>
<p>Tegevuste loend</p>	<p>Liivi lahe ja Väinamere piirkonna madalasoostaste mitterahuldavas seisundis olevate lahtede puhul (nt. Pärnu, Matsalu, Haapsalu laht) on vetika- ja karbikasvatustega potentsiaalselt võimalik oluliselt vähendada merevee toitainete sisaldust. Vajalik on määratleda iga lahe kohta täpsed keskkonnasihid (nt suurimad lubatud toitainete sisalduse ja/või taimse hõljumi määrad) ning arvutada nende keskkonnasihtide täitmiseks vajaminevad vetika- ja karbifarmide pindalad. Selliselt rajatud farmidega on võimalik mõne aastaga saavutada veekogumi hea keskkonnaseisund. Antud tegevuse jaoks sobivamateks vetika- ja karbiliikideks on <i>Cladophora glomerata</i>, <i>Ulva intestinalis</i> ja <i>Dreissena polymorpha</i>.</p> <p>Eelpool kirjeldatud tegevuse puhul on väga oluline, et toimub vetika- ja karbikasvatuste täpse asukoha eelhindamine, et saavutada veekogumi toitainete sisalduse vähenemist loodetud määral. Asukoha valikul on vaja hinnata merealade hüdroloogilist režiimi ja merealade ruumilist sidusust. Näiteks Pärnu lahe keskkonnaseisundi parandamisel tuleb karbifarm paigutada sellisesse piirkonda, mis saab toitaineid peamiselt Pärnu lahe veekogumist ning mille puhul farmi puhastatud vesi jääb samasse kogumisse. Sellise eesmärgi puhul oleks sobivamaks piirkonnaks näiteks 3–5 m sügavune mereala Tahkuranna-Uulu vahel.</p> <p>Kui eesmärgiks võtta võimalikult suurte koguste toitainete eemaldamine merekeskkonnast, tuleb vetika- ja karbifarme rajada eelistatult kõige suurema soolsusega piirkondadesse. Sellistes piirkondades on otstarbekas kultiveerida lisaks eelpool nimetatud vesiviljelusliikidele järgmisi vetika- ja karbiliike: <i>Fucus vesiculosus</i>, <i>Furcellaria lumbricalis</i> ja <i>Mytilus edulis/trossulus</i>. Sellist tegevust võib käsitleda kui pikema perspektiiviga meedet, mis võimaldab Liivi ja Väinamere regioonist eemaldada sinna aastakümnete jooksul kuhjunud toitaineid.</p> <p>Vajalik on tehnoloogiate arendamine, mis võimaldab kasvatada suurvetikaid Eesti merealadel. Eesti tingimustesse sobivad karbikasvatustehnoloogiad on olemas.</p> <p>Vajalik on rajada Eesti merealale piloot vetika- ja karbikasvatused, et hinnata selliste farmide tõhusust merekeskkonnast toitainete eemaldamisel (sh. hinnata eemaldatava toitainete mahtu ja mõju ruumilist ulatust). Lisaks on vajalik hinnata selliste farmide potentsiaalset negatiivset keskkonnamõju.</p> <p>Vetika- ja karbikasvanduste loomist aitaks Eesti merealal käima lükata teadussiire innovatsiooniprojektide näol. Täna on meil käimas kaks suurvetikate kasvatamisega seotud innovatsiooniprojekti, kuid mitte ükski neist ei toeta vetikate kultiveerimist merekeskkonnas.</p>

	<p>Karbikasvanduse valdkonnas on meil teadussiire endiselt puudu. Tegemist on uue valdkonnaga ning sellest tulenevalt on lahendamata suur hulk arendustega seotud väljakutseid. Suurema efektiivsuse tagamiseks peaks selline innovatsioonitoetus arendama vetik- ja karbikasvatust kogu selle väärtusahela piires (kasvatamine, tootearendus, turundus). Vald kondlik kompetents on Eestis olemas, lisaks saaksime ära kasutada teiste maade edulood ning vältida naabermaade tehtud vigu.</p>
<p>Piirangud</p>	<p>Merelise päritoluga vesiviljelusliikide kasvatamine pole võimalik piirkonna magedamates merepiirkondades. Magedaveeliste vesiviljelusliikide kasvatamine pole võimalik soolasemates merepiirkondades. Liivi lahe vesiviljelusliikide parimad kasvukohad on välja toodud joonisel 26.</p> <p>Eutrofeerunud Liivi lahe tingimustes tuleb eelistada toitainete koormuse suhtes neutraalset või siis merekeskkonnast toitaineid väljaviiivat vesiviljelust. Juhul kui vesiviljeluse (sh. kalakasvatuse) tagajärjel suunatakse merekeskkonda lisatoitaineid, siis seda tegevust on vaja tasakaalustada merekeskkonnast samaväärselt toitaineid välja viivate kompensatsioonimeetmetega (sh. vetika- ja karbikasvatustega). Võimalike kompensatsioonimeetmete nimekiri koos arvutuseeskirjaga on leitav: <a href="http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-suunatud-lammastiku-ja-fosforikoormust-kompenseerivate-meetmete-valjatoeotamine-tartu-ulikool-2019">http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-suunatud-lammastiku-ja-fosforikoormust-kompenseerivate-meetmete-valjatoeotamine-tartu-ulikool-2019</a> (TÜ Eesti Mereinstituut, 2019).</p> <p>Vältida suuremastaapsete (&gt; 1km<sup>2</sup>) vetika- ja karbifarmide rajamist ning eelistada väiksemaid mõnehektarisi hajusalt ruumis paiknevaid vetika- ja karbifarme. Väiksemad farmid suudavad sama investeringumahu juures merekeskkonnast eemaldada oluliselt suuremaid koguseid toitaineid kui üksikud suured farmid ning nende potentsiaalne negatiivne keskkonnamõju on oluliselt väiksem.</p>
<p>Tegevuste tõhusus keskkonnavalaste sihtide saavutamisel</p>	<p>Vetika- ja karbikasvatustega on potentsiaalselt võimalik saavutada väiksemate veekogumite hea keskkonnaseisund. Väljapakutud tegevused panustavad lühikeses ja pikemas perspektiivis keskkonnavalaste sihtide ja HKS eesmärkide saavutamisele.</p>



Joonis 26. Merekeskkonnast toitaineid väljaviivate vesiviljelusliikide (merevetikad ja -karbid) parimad kasvukohad Liivi lahes ja Väinamere piirkonnas.

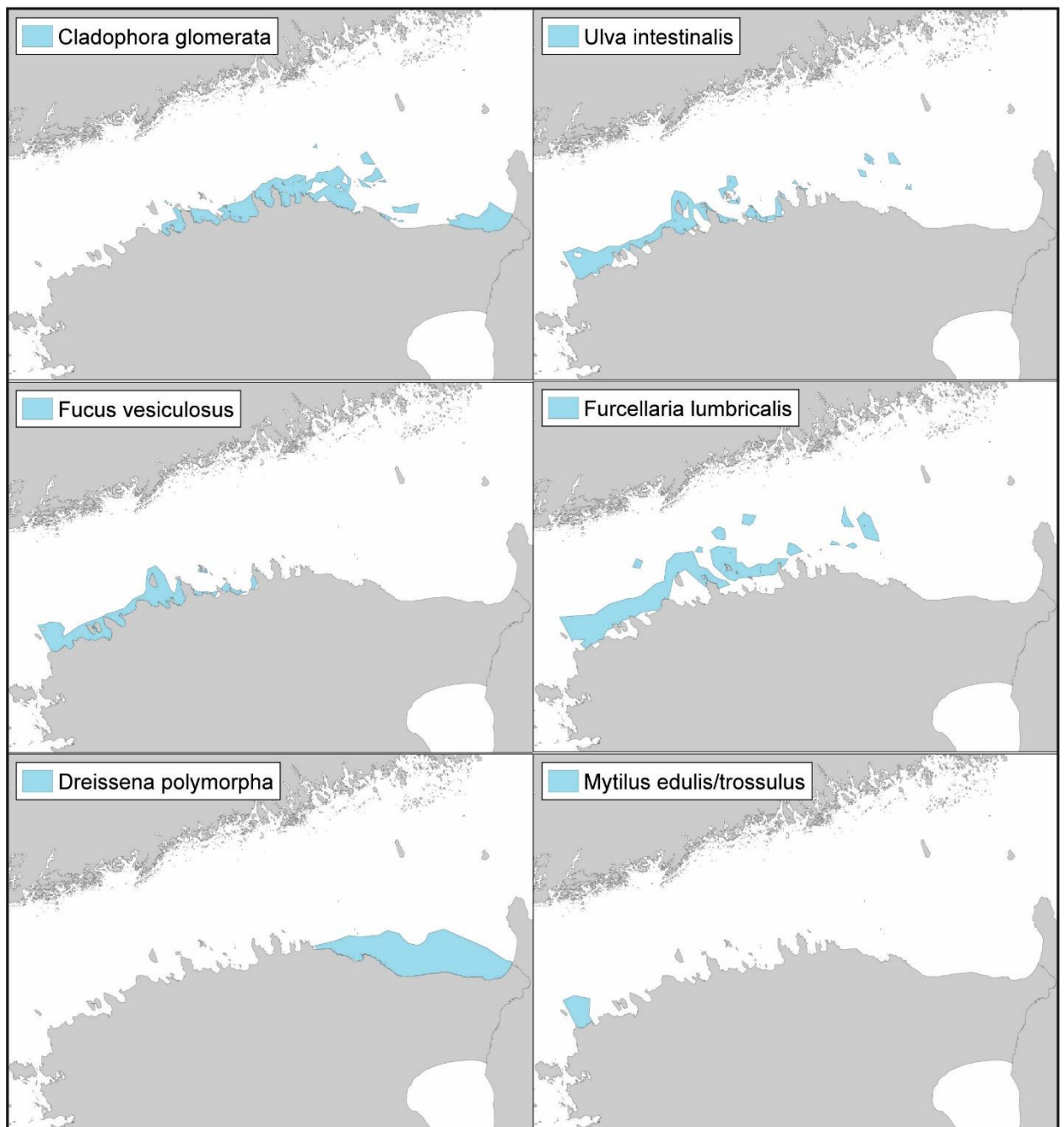
Piirkondliku kava nimetus	Vesiviljeluse kava võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks Soome lahe piirkonnas
Taust	Vesiviljelus meres, mis on üks EL sinise majanduskasvu prioriteetseid valdkondi, on identifitseeritav kui iseseisev survetegur panustades nii täiendavate toitainetega kui tõstes võõrliikide lisandumise riski. Samas teaduslikult läbimõeldud ja põhjendatud meetodika ja tehnoloogiate rakendamisel on võimalik mitte ainult vähendada võimalikku survet, vaid ka oluliselt alandada erinevate muude survetegurite mõju (sh vähendada eutrofeerumise taset ärastades toitaineid).



	<p>Soome lahe piirkonna üldläämmastiku suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud 2011–2016 perioodi kohta olid heas klassis. Üldfosfori suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid halvas, kesises ja heas klassis. Anorgaanilise lämmastiku talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas ja halvas klassis. Fosfaatide talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas, halvas ja kesises klassis.</p> <p>Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusalgatused (vetika- ja karbikasvatused) puuduvad. Merekeskkonnas paiknevad kalakasvatused puuduvad.</p>
Sihid	<p>1.1. Kõikide võtmeliikide levik vastab nende looduslikule levilale.</p> <p>1.2. Võtmeliikide asurkondade arvukus on tasemel, mis tagab populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.3. Võtmeliikide asurkondade demökoloogilised ja autökoloogilised parameetrid on tasemel, mis tagavad nende populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.4. Tähtsamate elupaikade levik ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.5. Tähtsamate elupaikade ulatus ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.6. Tähtsamate elupaikade seisund tagab mitmekesiste looduslike koosluste olemasolu.</p> <p>1.7. Ökosüsteemi struktuur on häirimata ja tagab ökosüsteemi teenuste jätkusuutlikkuse.</p>
Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusliigid	<p>Merevetikad:</p> <p><i>Fucus vesiculosus</i></p> <p><i>Furcellaria lumbricalis</i></p> <p><i>Cladophora glomerata</i></p> <p><i>Ulva intestinalis</i></p> <p>Merekarbid:</p> <p><i>Mytilus edulis/trossulus</i></p> <p><i>Dreissena polymorpha</i></p>
Tegevuste loend	<p>Soome lahe piirkond on merekeskkonnast toitaineid välja viivate vesiviljelusalgatuste, vetika- ja karbikasvatuse jaoks kõige ebasobivam piirkond. Vaatamata sellele on ka Soome lahe piirkonnast võimalik selliste vesiviljelusalgatuste abil eemaldada suuri koguseid toitaineid. Antud eesmärgi täitmiseks tuleb vetika- ja karbifarme rajada eelistatult kõige suurema soolsusega Soome lahe piirkondadesse. Sellistes piirkondades on otstarbekas kultiveerida</p>

	<p>peamiselt järgmisi vetika- ja karbiliike: <i>Cladophora glomerata</i>, <i>Ulva intestinalis</i>, <i>Fucus vesiculosus</i>, <i>Furcellaria lumbricalis</i> ja <i>Mytilus edulis/trossulus</i>. Sellist tegevust võib käsitleda kui pikema perspektiiviga meedet, mis võimaldab Soome lahe regioonist eemaldada sinna aastakümnete jooksul kuhjunud toitaineid.</p> <p>Eelpool kirjeldatud tegevuse puhul on väga oluline, et toimub vetika- ja karbikasvatuste täpse asukoha eelhindamine, et saavutada veekogumi toitainete sisalduse vähenemist loodetud määral. Asukoha valikul on vaja hinnata merealade hüdroloogilist režiimi ja merealade ruumilist sidusust. Hinnanguliselt sobiks selliseks tegevuseks Toomanina ja Dirhami vahele jäävad merealad.</p> <p>Vajalik on tehnoloogiate arendamine, mis võimaldab kasvatada suurvetikaid Eesti merealadel. Eesti tingimustesse sobivad karbikasvatustehnoloogiad on olemas.</p> <p>Vajalik on rajada Eesti merealale piloot vetika- ja karbikasvatused, et hinnata selliste farmide tõhusust merekeskkonnast toitainete eemaldamisel (sh. hinnata eemaldatava toitainete mahtu ja mõju ruumilist ulatust). Lisaks on vajalik hinnata selliste farmide potentsiaalset negatiivset keskkonnamõju.</p> <p>Vetika- ja karbikasvanduste loomist aitaks Eesti merealal käima lükata teadussiire innovatsiooniprojektide näol. Täna on meil käimas kaks suurvetikate kasvatamisega seotud innovatsiooniprojekti, kuid mitte ükski neist ei toeta vetikate kultiveerimist merekeskkonnas. Karbikasvanduse valdkonnas on meil teadussiire endiselt puudu. Tegemist on uue valdkonnaga ning sellest tulenevalt on lahendamata suur hulk arendustega seotud väljakutseid. Suurema efektiivsuse tagamiseks peaks selline innovatsioonitoetus arendama vetik- ja karbikasvatust kogu selle väärtusahela piires (kasvatamine, tootearendus, turundus). Valdakondlik kompetents on Eestis olemas, lisaks saaksime ära kasutada teiste maade edulood ning vältida naabermaade tehtud vigu.</p>
Piirangud	<p>Merelise päritoluga vesiviljelusliikide kasvatamine pole võimalik piirkonna magedamates merepiirkondades. Magedaveeliste vesiviljelusliikide kasvatamine pole võimalik soolasemates merepiirkondades. Soome lahe vesiviljelusliikide parimad kasvukohad on välja toodud joonisel 27.</p> <p>Eutrofeerunud Soome lahe tingimustes tuleb eelistada toitainete koormuse suhtes neutraalset või siis merekeskkonnast toitaineid väljaviivat vesiviljelust. Juhul kui vesiviljeluse (sh. kalakasvatuse) tagajärjel suunatakse merekeskkonda lisatoitaineid, siis seda tegevust on vaja tasakaalustada merekeskkonnast samaväärselt toitaineid välja viivate kompensatsioonimeetmetega (sh. vetika- ja karbikasvatustega). Võimalike kompensatsioonimeetmete nimekiri koos arvutuseeskirjaga on leitav: <a href="http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-suunatud-lammastiku-ja-fosforikoormust-kompenseerivate-meetmete-valjatoeotamine-tartu-ulikool-2019">http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-suunatud-lammastiku-ja-fosforikoormust-kompenseerivate-meetmete-valjatoeotamine-tartu-ulikool-2019</a> (TÜ Eesti Mereinstituut, 2019).</p>

	Vältida suuremastaapsete (> 1km <sup>2</sup> ) vetika- ja karbifarmide rajamist ning eelistada väiksemaid mõnehektarisi hajusalt ruumis paiknevaid vetika- ja karbifarme. Väiksemad farmid suudavad sama investeeringumahu juures merekeskkonnast eemaldada oluliselt suuremaid koguseid toitaineid kui üksikud suured farmid ning nende potentiaalne negatiivne keskkonnamõju on oluliselt väiksem.
Tegevuste tõhusus keskkonnavalaste sihtide saavutamisel	Vetika- ja karbikasvatustega on Soome lahe piirkonnas võimalik pikemas perspektiivis eemaldada merekeskkonnast oluline kogus sinna kuhjunud toitaineid. Kuna piirkonna veemaht on suur ning veevahetus ava-Läänemerega intensiivne, ei avalda tõenäoliselt see tegevus selget mõju merekeskkonna seisundile. Väljapakutud tegevused panustavad aga pikemas perspektiivis keskkonnavalaste sihtide ja HKS eesmärkide saavutamisele.

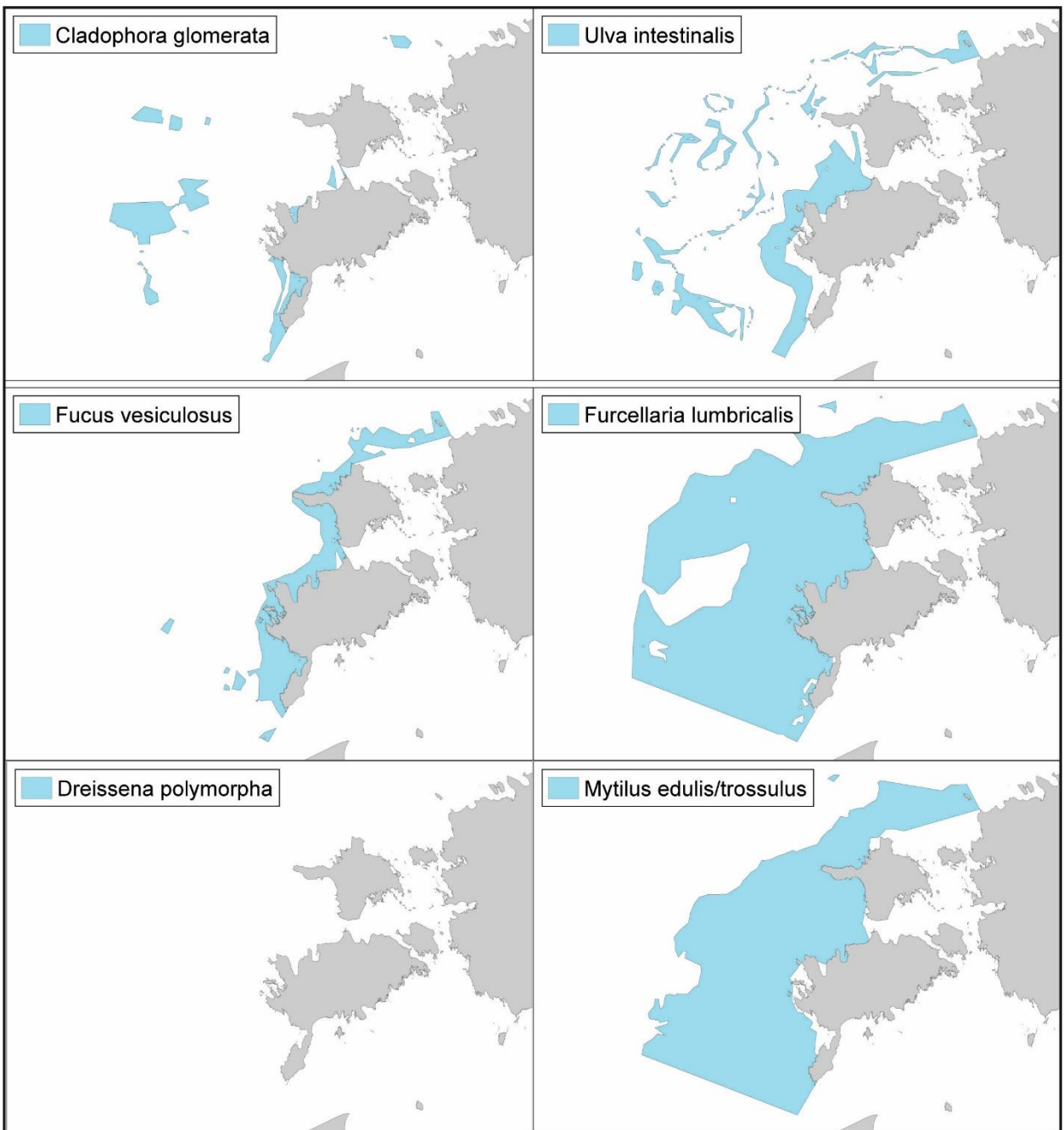


Joonis 27. Merekeskkonnast toitaineid väljaviivate vesiviljelusliikide (merevetikad ja -karbid) parimad kasvukohad Soome lahes.

Piirkondliku kava nimetus	Vesiviljeluse kava võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks ava-Läänemere piirkonnas
Taust	<p>Vesiviljelus meres, mis on üks EL sinise majanduskasvu prioriteetseid valdkondi, on identifitseeritav kui iseseisev survetegur panustades nii täiendavate toitainetega kui tõstes võõrliikide lisandumise riski. Samas teaduslikult läbimõeldud ja põhjendatud meetodika ja tehnoloogiate rakendamisel on võimalik mitte ainult vähendada võimalikku survet, vaid ka oluliselt alandada erinevate muude survetegurite mõju (sh vähendada eutrofeerumise taset ärastades toitaineid).</p> <p>Ava-Läänemere piirkonna üldlämmastiku suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud 2011–2016 perioodi kohta olid kesises klassis. Üldfosfori suvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas, halvas ja kesises klassis. Anorgaanilise lämmastiku talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid halvas ja kesises klassis. Fosfaatide talvise kontsentratsiooni seisundi hinnangud olid väga halvas klassis.</p> <p>Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusalgatused (vetika- ja karbikasvatused) sisuliselt puuduvad. Merekeskkonnas paikneb üks väiksemastaapne kalakasvatus ning sellega seotud eksperimentaalset laadi karbikasvatus (Tagalahe piirkond).</p>
Sihid	<p>1.1. Kõikide võtmeliikide levik vastab nende looduslikule levilale.</p> <p>1.2. Võtmeliikide asurkondade arvukus on tasemel, mis tagab populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.3. Võtmeliikide asurkondade demökoloogilised ja autökoloogilised parameetrid on tasemel, mis tagavad nende populatsioonide pikaajalise säilimise.</p> <p>1.4. Tähtsamate elupaikade levik ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.5. Tähtsamate elupaikade ulatus ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust.</p> <p>1.6. Tähtsamate elupaikade seisund tagab mitmekesiste looduslike koosluste olemasolu.</p> <p>1.7. Ökosüsteemi struktuur on häirimata ja tagab ökosüsteemi teenuste jätkusuutlikkuse.</p>
Merekeskkonnast toitaineid välja viivad vesiviljelusliigid	<p>Merevetikad:</p> <p><i>Fucus vesiculosus</i></p> <p><i>Furcellaria lumbricalis</i></p> <p><i>Cladophora glomerata</i></p> <p><i>Ulva intestinalis</i></p>

	<p>Merekarbid:</p> <p><i>Mytilus edulis/trossulus</i></p>
<p>Tegevuste loend</p>	<p>Ava-Läänemere piirkond on merekeskkonnast toitaineid välja viivate vesiviljelusalgatuste, vetika- ja karbikasvatuse jaoks kõige sobivam piirkond ja siin on võimalik selliste vesiviljelusalgatuste abil mereveest eemaldada kõige suuremaid koguseid toitaineid. Merevetikate ja -karpide kasvupotentsiaali seisukohast sobivad antud eesmärgi täitmiseks praktiliselt kogu ava-Läänemere piirkond, alade valikul tuleb lähtuda muudest sh. majanduslikest tingimustest. Sellistes piirkondades on otstarbekas kultiveerida järgmisi vetika- ja karbiliike: <i>Cladophora glomerata</i>, <i>Ulva intestinalis</i>, <i>Fucus vesiculosus</i>, <i>Furcellaria lumbicalis</i> ja <i>Mytilus edulis/trossulus</i>. Sellist tegevust võib käsitleda kui pikema perspektiiviga meedet, mis võimaldab ava-Läänemere lahe regioonist eemaldada sinna aastakümnete jooksul kuhjunud toitaineid.</p> <p>Vajalik on tehnoloogiate arendamine, mis võimaldab kasvatada suurvetikaid Eesti merealadel. Eesti tingimustesse sobivad karbikasvatustehnoloogiad on olemas.</p> <p>Vajalik on rajada Eesti merealale piloot vetika- ja karbikasvatused, et hinnata selliste farmide tõhusust merekeskkonnast toitainete eemaldamisel (sh. hinnata eemaldatava toitainete mahtu ja mõju ruumilist ulatust). Lisaks on vajalik hinnata selliste farmide potentsiaalset negatiivset keskkonnamõju.</p> <p>Vetika- ja karbikasvanduste loomist aitaks Eesti merealal käima lükata teadussiire innovatsiooniprojektide näol. Täna on meil käimas kaks suurvetikate kasvatamisega seotud innovatsiooniprojekti, kuid mitte ükski neist ei toeta vetikate kultiveerimist merekeskkonnas. Karbikasvanduse valdkonnas on meil teadussiire endiselt puudu. Tegemist on uue valdkonnaga ning sellest tulenevalt on lahendamata suur hulk arendustega seotud väljakutseid. Suurema efektiivsuse tagamiseks peaks selline innovatsioonitoetus arendama vetik- ja karbikasvatust kogu selle väärtusahela piires (kasvatamine, tootearendus, turundus). Valdcondlik kompetents on Eestis olemas, lisaks saaksime ära kasutada teiste maade edulood ning vältida naabermaade tehtud vigu.</p>
<p>Piirangud</p>	<p>Magedaveeliste vesiviljelusliikide (sh <i>Dreissena polymorpha</i>) kasvatamine pole võimalik ava-Läänemere tingimustes. Ava-Läänemere vesiviljelusliikide parimad kasvukohad on välja toodud joonisel 28.</p> <p>Eutrofeerunud ava-Läänemere tingimustes tuleb eelistada toitainete koormuse suhtes neutraalset või siis merekeskkonnast toitaineid väljaviiivat vesiviljelust. Juhul kui vesiviljeluse (sh. kalakasvatuse) tagajärjel suunatakse merekeskkonda lisatoitaineid, siis seda tegevust on vaja tasakaalustada merekeskkonnast samaväärselt toitaineid välja viivate kompensatsioonimeetmetega (sh. vetika- ja karbikasvatustega). Võimalike kompensatsioonimeetmete nimekiri koos arvutuseeskirjaga on leitav: <a href="http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-">http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/8695-kalakasvatuste-kaudu-merre-</a></p>

	<p><a href="#">suunatud-lammastiku-ja-fosforikoormust-kompenseerivate-meetmete-valjatoetamine-tartu-ulikool-2019</a> (TÜ Eesti Mereinstituut, 2019).</p> <p>Vältida suuremastaapsete (&gt; 1km<sup>2</sup>) vetika- ja karbifarmide rajamist ning eelistada väiksemaid mõnehektarisi hajusalt ruumis paiknevaid vetika- ja karbifarme. Väiksemad farmid suudavad sama investeeeringumahu juures merekeskkonnast eemaldada oluliselt suuremaid koguseid toitaineid kui üksikud suured farmid ning nende potentsiaalne negatiivne keskkonnamõju on oluliselt väiksem.</p>
<p>Tegevuste tõhusus keskkonnavalaste sihtide saavutamisel</p>	<p>Vetika- ja karbikasvatustega on ava-Läänemere piirkonnas võimalik pikemas perspektiivis eemaldada merekeskkonnast oluline kogus sinna kuhjunud toitaineid. Kuna piirkonna veemaht on suur ning veevahetus intensiivne, ei avalda tõenäoliselt see tegevus selget mõju merekeskkonna seisundile. Väljapakutud tegevused panustavad aga pikemas perspektiivis keskkonnavalaste sihtide ja HKS eesmärkide saavutamisele.</p>



Joonis 28. Merekeskkonnast toitaineid väljaviivate vesiviljelusliikide (merevetikad ja -karbid) parimad kasvukohad ava-Läänemeres.

## 7. Viited

- Ahn O., Petrell R.J., Harrison P.J. 1998. Ammonium and nitrate uptake by *Laminaria saccharina* and *Nereocystis luetkeana* originating from a salmon sea cage farm. *Journal of applied Phycology*, 10, 333–340.
- Baloo, L., Azaman, S., Said, M.I.M., Ahmad, F., Mohamad, M. 2014. Biofiltration potential of macroalgae for ammonium removal in outdoor tank shrimp wastewater recirculation system. *Biomass and Bioenergy*, 66(1), 103–109.
- Barrington, K., Chopin, T., Robinson, S. 2009. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters. In: D. Soto (Ed.). *Integrated mariculture: a global review*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome, FAO. 7–46.
- Bendtsen, J., Gustafsson, K.E., Söderkvist, J., Hansen, J.L.S. 2009. Ventilation of bottom water in the North Sea–Baltic Sea transition zone. *Journal of Marine Systems*, 75, 138–149.
- Berezina, N.A., Golubkov, S.M. 2008. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 74 80–85.
- Biowalk4Biofuels, 2015. Catalogue of algae species with high growth rates and energy potential. *Biowaste and Algae Knowledge for the Production of 2nd Generation Biofuels*. FP7.
- Blindow, I., Dietrich, J., Möllmann, N., Schubert, H. 2003. Growth, photosynthesis and fertility of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Aquatic Botany*, 76, 213–234.
- Boström, C., Roos, C., Rönnerberg, O. 2004. Shoot morphometry and production dynamics of eelgrass in the northern Baltic Sea. *Aquatic Botany*, 79, 145–161.
- Bruggeman, J., Burchard, H., Kooi, B.W., Sommeijer, B., 2007. A second-order, unconditionally positive, mass-conserving integration scheme for biochemical systems. *Applied Numerical Mathematics*, 57, 36–58.
- Buchholz, C.M., Krause, G., Buck, B.H. 2012. *Seaweed and Man*. In: Wiencke, C., Bischof, K. (eds.), *Seaweed Biology, Ecological Studies*, 219, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Burchard, H., Bolding, K., Kühn, W., Meister, A., Neumann, T., Umlauf, L., 2006. Description of a flexible and extendable physical–biogeochemical model system for the water column. *Journal of Marine Systems*, 61, 180–211.
- Buschmann A.H., Mora O.A., Gómez P., Böttger M., Buitano S., Retamales C., Vergara P.A., Gutierrez A. 1994. *Gracilaria chilensis* outdoor tank cultivation in Chile: use of land-based salmon culture effluents. *Aquacultural Engineering*, 13, 283–300.
- Buschmann, A.H., Correa, J.A., Westermeier, R., Hernandez-Gonzalez, M. del C., Norambuena, R. 2001. Red algal farming in Chile: A review. *Aquaculture*, 194, 203–220.
- Buschmann, A.H., Gómez, P. 1993. Interaction mechanisms between *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta) and epiphytes. *Hydrobiologia*, 260, 345–351.

- Buschmann, A.H., Troell, M., Kautsky N., Kautsky L. 1996. Integrated tank cultivation of salmonids and *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta). *Hydrobiologia*, 326/327, 75–82.
- Carlsson M.S., Guld, R.N., Petersen, J.K., 2010. Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 1376–1387.
- Chopin, T., Sharp, G., Belyea, E., Semple, R., Jones, D. 1999. Open water aquaculture of the red alga *Chondrus crispus* in Prince Edward Island, Canada. *Hydrobiologia*, 398/399, 417–425.
- Christensen, P.B., Guld, R.N., Dalsgaard, T., Gillispie, P., 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture*, 218, 567–588.
- Clausen, I., Riisgård, H.U. 1996. Growth, filtration and respiration in the mussel *Mytilus edulis*: no evidence for physiological regulation of the filter-pump to nutritional needs. *Marine Ecology Progress Series*, 141, 37–45.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253.
- Cohen I., Neori A. 1991. *Ulva lactuca* biofilters for marine fishponds effluents. *Botanica Marina*, 34, 475–482.
- Conroy, J.D., Edwards, W.J., Pontius, R.A., Kane, D.D., Zhang, H., Shea, J.F., Richey, J.N., Culver, D.A. 2005. Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. *Freshwater Biology*, 50, 1146–1162.
- Eilola, K., Gustafsson, B.G., Kuznetsov, I., Meier, H.E.M., Neumann, T., Savchuk, O.P., 2011. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 88, 267–284.
- Eklund, B. 2005. Development of a growth inhibition test with the marine and brackish water red alga *Ceramium tenuicorne*. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 921–930.
- Eriksson Wiklund, A-K., Malm, T., Honkakangas, J., Eklund, B. 2012. Spring development of hydrolittoral rock shore communities on wave-exposed and sheltered sites in the northern Baltic proper. *Oceanologia*, 54, 75–107.
- FAO 2012 The state of world fisheries and aquaculture. <http://www.fao.org/docrep/016/i2727e/i2727e.pdf>
- Felaco, L. 2014. Evaluation of multitrophic biofiltration system with new algae species and the sea cucumber *Holothuria sanctori*. Universidad de las Palmas Gran Canaria, Espana, 69 pp.
- Fralick R.A. 1979. The growth of commercially useful seaweeds in a nutrient enriched multipurpose aquaculture system. In: Proceedings IXth International Seaweed Symposium (Jensen, A. & Stein, J.R. eds), 692–698. Science Press, Princeton.
- Ganesan, M., Thiruppathi, S., Jha, B. 2006. Mariculture of *Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux in South East Coast of India. *Aquaculture*, 256, 201–211.
- Gifford, S., Dunstan, H., O'Connor, W., Macfarlane, G.R. 2005. Quantification of in situ nutrient and heavy metal remediation by a small pearl oyster (*Pinctada imbricata*) farm at Port Stephens, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 50, 417–422.



- Graiff, A., Liesner, D., Karsten, U., Bartsch, I. 2015. Temperature tolerance of western Baltic Sea *Fucus vesiculosus* – growth, photosynthesis and survival. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471, 8–16.
- Gren, I.-M., Lindahl, O., Lindqvist, M. 2009. Values of mussel farming for combating eutrophication: an application to the Baltic Sea. *Ecological Engineering*, 35, 935–945.
- Gubelit, Y.I., Bereznina, N.A. 2010. The causes and consequences of algal blooms: The *Cladophora glomerata* bloom and the Neva estuary (eastern Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 61, 183–188.
- Gustafsson, C., Boström, C. 2014. Algal mats reduce eelgrass (*Zostera marina* L.) growth in mixed and monospecific meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461, 85–92.
- Gutow, L., Petersen, I., Bartl, K., Huenerlage, K. 2016. Marine meso-herbivore consumption scales faster with temperature than seaweed primary production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477, 80–85.
- Gybelit, Y.I. 2015. Climatic impact on community of filamentous macroalgae in the Neva estuary (eastern Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 91, 166–172.
- Haglund, K., Pedersen, M. 1993. Outdoor pond cultivation of the subtropical marine red alga *Gracilaria tenuistipitata* in brackish water in Sweden. Growth, nutrients uptake, co-cultivation with rainbow trout and epiphyte control. *Journal of Applied Phycology*, 5, 271–284.
- Haines K.C. 1975. Growth of the carrageenan-producing tropical red seaweed *Hypnea musciformis* in surface water, 870 m deep water effluent from a clam mariculture system and in deep water enriched with artificial fertilizers or domestic sewage. In: *Proceeding 10th European Symposium of Marine Biology* (G. Persson, Jaspers, E. Eds), 1, 207–220. University Press, Wetteren.
- Hamilton, C. 2013. The Baltic ecomussel project. Final Report. 403 pp.
- Harlin M.M., Thorne-Miller B., Thursby B.G. 1979. Ammonium uptake by *Gracilaria* sp. (Florideophyceae) and *Ulva lactuca* (Chlorophyceae) in closed system fish culture. In: *Proceeding IXth International Seaweed Symposium* (Jensen, A., Stein, J.R. Eds.), 285–293. Science Press, Princeton.
- Herkül, K., Kotta, J., Kutser, T., Vahtmäe, E. 2013. Relating remotely sensed optical variability to marine benthic biodiversity. *PlosOne*, 8 (2), e55624.
- Higgins, C.B., Stephenson, K., Brown, B.L. 2011. Nutrient bioassimilation capacity of aquacultured oysters: Quantification of an ecosystem service. *Journal of Environmental Quality*, 40, 271–277.
- Israel, A., Levy, I., Friedlander, M. 2006. Experimental tank cultivation of porphyra in Israel. *Journal of Applied Phycology*, 18, 235–240.
- Jimenez del Río M., Ramazanov Z., García-Reina G. 1994. Optimization of yield and biofiltering efficiencies of *Ulva rigida* C. Ag. cultivated with *Sparus aurata* L. waste waters. *Scientia Marina*, 58, 329–335.
- Johansson, G., Snoeijs, P. 2002. Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 63–72.
- Jänes, H., Kotta, J., Pärnoja, M., Crowe, T., Rindi, F., Orav-Kotta, H. 2017. Functional traits of marine macrophytes predict primary production. *Functional Ecology*, 31, 975–986.

- Kautsky, N., Evans, S. 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 38, 201–212.
- Korpinen, S., Jormalainen, V. 2008. Grazing and nutrients reduce recruitment success of *Fucus vesiculosus* L. (Fucales: Phaeophyceae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 437–444.
- Kossak, U. 2006. How climate change translates into ecological change: Impacts of warming and desalination on prey properties and predator-prey interactions in the Baltic Sea. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 97.
- Kotta, J., Herkül, K., Kotta, I., Orav-Kotta, H., Lauringson, V. 2009. Effects of the suspension feeding mussel *Mytilus trossulus* on a brackish water macroalgal and associated invertebrate community. *Marine Ecology*, 30, 56–64.
- Kotta, J., Kutser, T., Teeveer, K., Vahtmäe, E. Pärnoja, M. 2013. Predicting species cover of marine macrophyte and invertebrate species combining hyperspectral remote sensing, machine learning and regression techniques. *PlosOne*, 8 (6), e63946.
- Kotta, J., Martin, G., Eschbaum, R. 2019. Kalakasvatuste kaudu merre suunatud lämmastiku- ja fosforikoormust kompenseerivate meetmete väljatöötamine. Tartu Ülikool.
- Kotta J., Paalme T., Kersen P., Martin G., Herkül K., Möller, T. 2008. Density dependent growth of the red algae *Furcellaria lumbricalis* and *Coccolytus truncatus* in the West Estonian Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologia* 50, 4, 577–585.
- Kotta, J., Oganjan, K., Lauringson, V., Pärnoja, M., Kaasik, A., Rohtla, L., Kotta, I., Orav-Kotta, H. 2015. Establishing functional relationships between abiotic environment, macrophyte coverage, resource gradients and the distribution of *Mytilus trossulus* in a brackish non-tidal environment. *PlosOne*, 10 (8), e0136949.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H., Jänes, H., Hummel, H., Arvanitidis, C., van Avesaath, P., Bachelet, G., Benedetti-Cecchi, L., Bojanic, N., Como, S., Coppa, S., Coughlan, J., Crowe, T., Dal Bello, M., Degraer, S., Juanes de la Pena, J. A., Fernandes de Matos, V. K., Espinosa, F., Faulwetter, S., Frost, M., Guinda, X., Jankowska, E., Jourde, J., Kerckhof, F., Lavesque, N., Leclerc, J-C., Magni, P., Pavloudi, C., Pedrotti, M. L., Peleg, O., Pérez-Ruzafa, A., Puente, A., Ribeiro, P., Rilov, G., Rousou, M., Ruginis, T., Silva, T., Simon, N., Sousa-Pinto, I., Troncoso, J., Warzocha, J., Weslawski, J. M. 2017. Essence of the patterns of cover and richness of intertidal hard bottom communities: a pan-European study. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97, 525–538.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H., Vuorinen, I. 2005. Field measurements on the variability in biodeposition and grazing pressure of suspension feeding bivalves in the northern Baltic Sea. In: R. Dame & S. Olenin (eds) *The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems*. Springer, The Netherlands, Dordrecht, pp. 11–29.
- Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Nappu, N., Kiirikki, M. 2007. Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72, 665–674.
- Krom M.D., Ellner S., van Rijner J., Neori A. 1995. Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype ‘nonpolluting’ integrated mariculture system Eilat, Israel. *Marine Ecology Progress Series*, 118, 25–36.
- Kruk-Dowgiałło, L. 1991. Long-term changes in the structure of underwater meadows of the Puck lagoon. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 21, 77–84.

- Kruk-Dowgiałło, L., Szaniawska, A. 2008. Gulf of Gdańsk and Buck Bay. Ecology of Baltic Coastal Waters, Ecological studies, 197, 139–165.
- Kuschel, F.A., Buschmann, A.H. 1991 Abundance, effects and management of epiphytism in intertidal cultures of *Gracilaria* (Rhodophyta) in southern Chile'. Aquaculture, 92, 7–19.
- Kuusemäe, K., Rasmussen, E.K., Canal-Vergés, P., Flindt, M.R. 2016. Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. Ecological Modelling, 333, 11–42.
- Landeck Miller, R.E. Wands, J.R., 2009. Applying the system wide eutrophication model (SWEM) for a preliminary evaluation of biomass harvesting as a nutrient control strategy for Long Island Sound. HYDROQUAL, INC.
- Langton R.W., Haines K.C., Lyon R.E. 1977. Ammonianitrogen production by the bivalve mollusc *Tapes japonica* and its recovery by the red seaweed *Hypnea musciformis* in a tropical mariculture system. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 30, 217–229.
- Larsen, P.S., Filgueira, R., Riisgård, H.U. 2014. Somatic growth of mussels *Mytilus edulis* in field studies compared to predictions using BEG, DEB, and SFG models. Journal of Sea Research, 88, 100–108.
- Larsen, P.S., Riisgård, H.U. 2016. Growth-prediction model for blue mussels (*Mytilus edulis*) on future optimally thinned farm-ropes in Great Belt (Denmark). Journal of Marine Science and Engineering, 4, 42.
- Lauringson, V., Kotta, J., Orav-Kotta, H., Kaljurand, K. 2014. Diet of mussels *Mytilus trossulus* and *Dreissena polymorpha* in a brackish nontidal environment. Marine Ecology, 35, 56–66.
- Lauringson, V., Kotta, J., Orav-Kotta, H., Kotta, I., Herkül, K. Põllumäe, A. 2009. Comparison of benthic and pelagic suspension feeding in shallow water habitats of the northeastern Baltic Sea. Marine Ecology, 30, 43–55.
- Lauringson, V., Mälton, E., Kotta, J., Kangur, K., Orav-Kotta, H., Kotta, I. 2007. Environmental factors influencing the biodeposition of the suspension feeding bivalve *Dreissena polymorpha* (Pallas): comparison of brackish and fresh water populations in the Northern Baltic Sea and Lake Peipsi. Estuarine Coastal and Shelf Science, 75, 459–467.
- Lindahl, O. 2012. Mussel farming as an environmental measure in the Baltic. BalticSea2020. Final Report, Royal Swedish Academy of Sciences at Kristineberg.
- Lindahl, O. Kollberg, S. 2009. Can the EU agri-environmental aid program be extended into the coastal zone to combat eutrophication? In Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards Better Understanding and Management Strategies: Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20-23 June 2006, Nyborg, Denmark, 59. Springer.
- Lobban C.S., Harrison P.J. 1995. Seaweed Ecology and Physiology. Cambridge Press, USA. 366 pp.
- Lüning, K., Pang, S. 2003. Mass cultivation of seaweeds: current aspects and approaches. Journal of Applied Phycology, 15, 115–119.
- Maar, M., Saurel, C., Landes, A., Dolmer, P., Petersen, J.K. 2015. Growth potential of blue mussels (*M. edulis*) exposed to different salinities evaluated by a Dynamic Energy Budget model. Journal of Marine Systems, 148, 48–55.

- Maar, M., Timmermann, K., Petersen, J.K., Gustafsson, K.E., Storm, L.M. 2010. A model study of the regulation of blue mussels by nutrient loadings and water column stability in a shallow estuary, the Limfjorden. *Journal of Sea Research*, 64, 322–333.
- Marinho, G.S., Holdt, S.L., Birkeland, M.J., Angelidaki, I. 2015. Commercial cultivation and bioremediation potential of sugar kelp, *Saccharina latissima*, in Danish waters. *Journal of Applied Phycology*, 27, 1963–1973.
- Martin, G., Paalme, T., Torn, K. 2006a. Growth and production rates of the loose-lying and attached forms of the red algae *Furcellaria lumbricalis* and *Coccotylus truncatus* in Kassari Bay, the West Estonian Archipelago Sea. *Hydrobiologia* 554, 107–115.
- Martin, G., Paalme, T., Torn, K. 2006b. Seasonality pattern of biomass accumulation in drifting *Furcellaria lumbricalis* community in waters of the West Estonian Archipelago, Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology*, 18, 557–563.
- Martínez A., Buschmann, A.H. 1996. Agar yield and quality of *Gracilaria chilensis* (Gigartinales, Rhodophyta) in tank culture using fish effluents. *Hydrobiologia*, 326/327, 341–345.
- McNeill, S.E., Page, M., Falshaw, R. 2003. Field trials to optimize timing and frequency of pruning for cultivation of a New Zealand carrageenophyte *Gigartina atropurpurea*. *Journal of Applied Phycology*, 15, 391–405.
- Mehta, S.K. and Gaur, J.P. 2005 Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: Progress and prospects. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25, 113–152.
- Melo, R.A. 1998. Gelidium commercial exploitation: Natural resources and cultivation. *Journal of Applied Phycology*, 10, 303–314.
- Muñoz M.P., Varas Y.D. 1998. Absorción de nutrientes por *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta) en estanques utilizando efluentes de peces y moluscos: efecto de la tasa de recambio de agua. Thesis to obtain the degree of Aquaculture Engineering, Universidad de Los Lagos: Osorno. 39 pp.
- Möller, T., Kotta, J., Martin, G. 2014. Spatiotemporal variability in eelgrass *Zostera marina* L. in the northeastern Baltic Sea: Canopy structure and associated macrophyte and invertebrate communities. *Estonian Journal of Ecology*, 63, 90–108.
- Neori A., Cohen I., Gordin H. 1991. *Ulva lactuca* biofilters for marine fish-pond effluents. II. Growth rate, yield and C:N ratio. *Botanica Marina*, 34, 483–489.
- Neori A., Krom M.D., Ellner S.P., Boyd C.E., Popper D., Rabinovitch R., Davison P.J., Dvir O., Zuber D., Ucko M., Angel D., Gordin H. 1996. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture*, 141, 183–199.
- Newell, R.I. 2004 Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *Journal of Shellfish Research*, 23, 51–62.
- Newell, R.I.E., Fisher, T.R., Holyoke, R.R., Cornwell, J.C. 2005. Influence of eastern oysters on nitrogen and phosphorus regeneration in Chesapeake Bay, USA. In: Dame, R., Olenin, S. (Eds.), *The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems*. NATO Science Series IV: Earth and Environmental Series 47, 93–120.
- Nikolopoulos, A., Isæus, M. 2008. Wave exposure calculations for the Estonian coast. AquaBiota Water Research.
- Officer, C., Smayda, T., Mann, R. 1982. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, 9, 203–210.

- Paalme, T. 2013. Kassari lahe töendusliku punavetikavaru uuringud. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn.
- Paalme, T. 2015. Kinnitumata punavetikakoosluse kunstliku kultiveerimise võimalikkus ning selle mõju Väinamere keskkonnaseisundile. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn.
- Paalme, T., Kotta, J., Kersen, P. 2013. Does the growth rate of drifting *Furcellaria lumbricalis* and *Coccolytus truncatus* depend on algal density and shares? Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, 62, 2, 141–147.
- Paalme, T., Kotta, J., Kersen, P., Martin, G., Kukk, H., Torn, K. 2011. Inter-annual variations in biomass of loose lying algae *Furcellaria-Coccolytus* community: the relative importance of local versus regional environmental factors in the West Estonian Archipelago. Aquatic Botany, 95, 146–152.
- Pedersen, M., Snoeijs, P. 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. Hydrobiologia, 459, 83–102.
- Pełechaty, M., Ossowska, J., Pukacz, A., Apolinarska, K., Siepak, M. 2015. Site-dependent species composition, structure and environmental conditions of *Chara tomentosa* L. meadows, western. Aquatic Botany, 120, 92–100.
- Petersen, J.K., Loo, L.-O, 2004. Miljøkonsekvenser af dirking av blåmuslinger. Interregproject III-A ”Blåskjellanlegg og nitriogenkvoter”. Slutrapport 31.08.2004.
- Petersen, J.K., Maar, M., Møhlenberg, F., Larsen, J.N.E. 2012. Benthic grazing impact: coupling and uncoupling in relation to physical forcing. Marine Ecology Progress Series, 463, 127–139.
- Petrell R.J., Alie S.Y. 1996. Integrated cultivation of salmonids and seaweeds in open systems. Hydrobiologia, 326/327: 67–73.
- Petrell R.J., Mazhari Tabrizi K., Harrison P.J., Druehl L.D. 1993. Mathematical model of *Laminaria* production near a British Columbian salmon sea cage farm. Journal of Applied Phycology, 5, 1–14.
- Pärnoja, M., Kotta, J., Orav-Kotta, H. 2014. Effect of short-term elevated nutrients and mesoherbivore grazing on macroalgal community photosynthesis. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, 63, 93–103.
- Pärnoja, M., Kotta, J., Orav-Kotta, H., Paalme, T. 2014. Comparisons of individual and community photosynthetic production indicate light limitation in the shallow water macroalgal communities of the northern Baltic Sea. Marine Ecology, 35, 19–27.
- Quayle, D. Newkirk, G. 1989. Farming bivalve molluscs: methods for study and development. world aquaculture society Baton Rouge, LA.
- Reeders, H.H., Bij de Vaate, A. 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water management. Hydrobiologia, 437–450.
- Remm, K., Remm, J., Kaasik, A. 2012. Ruumiliste loodusandmete statistiline analüüs. <http://hdl.handle.net/10062/26456>
- Riisgård, H.U., Lundgreen, K., Larsen, P.S. 2012. Field data and growth model for mussels *Mytilus edulis* in Danish waters. Marine Biology Research, 8, 683–700.

- Riisgård, H.U., Lundgreen, K., Larsen, P.S. 2014. Potential for production of 'mini-mussels' in Great Belt (Denmark) evaluated on basis of actual and modeled growth of young mussels *Mytilus edulis*. *Aquaculture International*, 22, 859–885.
- Riisgård, H.U., Bøttiger, L., Pleissner, D. 2012. Effect of salinity on growth of mussels, *Mytilus edulis*, with special reference to Great Belt (Denmark). *Open Journal of Marine Science*, 2, 167–176.
- Riisgård, H.U., Larsen, P.S. 2014. Allometric equations for maximum filtration rate in blue mussels *Mytilus edulis* and importance of condition index. *Helgoland Marine Research*, 68, 193–198.
- Riisgård, H.U., Lundgreen, K., Pleissner, D. 2015. Environmental factors and seasonal variation in density of mussel larvae (*Mytilus edulis*) in Danish Waters. *Open Journal of Marine Science*, 5, 280–289.
- Ryther J.H., Goldman J.C., Gifford J.E., Huguenin J.E., Wing A.S., Clarner J.P., Williams L.D., Lapointe B.E. 1975. Physical models of integrated waste recycling-marine polyculture systems. *Aquaculture*, 5, 163–177.
- Sabunas, A., Romagnoli, F., Pastare, L., Balina, K. 2017. Laboratory algae growing and BMP tests with *Ulva Intestinalis* from the Gulf of Riga. *Energy Procedia*, 113, 277–284.
- Schernewski, G., Stybel, N., Neumann, T. 2012. Zebra mussel farming in the Szczecin (Oder) Lagoon: Water-quality objectives and cost-effectiveness. *Ecology and Society*, 17, 4.
- Schröder, T., Stank, J., Schernewski, G., Krost, P. 2014. The impact of a mussel farm on water transparency in the Kiel Fjord. *Ocean & Coastal Management*, 101, 42–52.
- Seymour E.A., Bergheim A. 1991. Towards a reduction of pollution from intensive aquaculture with reference to the farming of salmonids in Norway. *Aquacultural Engineering*, 10, 73–88.
- Smaal, A.C., Vonck, A.P.M.A. 1997. Seasonal variation in C, N and P budgets and tissue composition of mussel (*Mytilus edulis*). *Marine Ecology Progress Series*, 153, 167–179.
- Sousa, A.I., Martins, I., Lillebø, A.I., Flindt, M.R., Pardal, M.A. 2007. Influence of salinity, nutrients and light on the germination and growth of *Enteromorpha* sp. spores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341, 142–150.
- Stybel, N., Fenske, C., Schernewski, G. 2009. Mussel cultivation to improve water quality in the Szczecin Lagoon. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 1459–1463.
- Subandar A., Petrell R.J., Harrison P.J. 1993. Laminaria culture for reduction of dissolved inorganic nitrogen in salmon farm effluent. *Journal of Applied Phycology*, 5, 455–463.
- Zhou, Y., Zhang, S., Liu, Y., Yang, H. 2014. Biologically induced deposition of fine suspended particles by filter-feeding bivalves in land-based industrial marine aquaculture wastewater. *Plos One* 9, e107798.
- Takolander, A., Leskinen, E., Cabeza, M. 2017. Synergistic effects of extreme temperature and low salinity on foundational macroalga *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 495, 110–118.
- Titlyanov, E.A., Novozhilov, A.V., Cherbadzhi, I.I. 1993. *Anfeltsiya tobuchinskaya*, Moscow, Nauka.

Titlyanov, E.A., Titlyanova. T.V. 2010. Seaweed cultivation: Methods and problems. Russian Journal of Marine Biology, 36, 227–242.

Torn, K., Martin, G., Kotta, J., Kupp, M. 2010. Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. Estuarine Coastal and Shelf Science, 87, 27–32.

Trei, T., 1978. The physiognomy and structure of the sublittoral macrophyte communities in Kassary Bay (an area between the Isles of Hiiumaa and Saaremaa). Kiel Meeresforschungsinstitut, 4, 117–121.

Troell M., Halling C., Nilsson A., Buschmann A.H., Kautsky N. , Kautsky L. 1997. Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. Aquaculture, 156, 45–61.

Turan, G., Neori, A. 2010. Intensive seaweed aquaculture: a potent solution against global warming, In: Israel, A. et al. (eds.), Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology 15, 357–372.

TTÜ Meresüsteemide instituut, 2017. EL merestrateegia raamdirektiivi (2008/56/EÜ) kohane merekeskkonna seisundihinnang teemadel eutrofeerumine ja hüdrograafilised muutused (D5 ja D7). Aruanne

TÜ Eesti Mereinstituut, 2015. Kinnitumata punavetikakoosluse kunstliku kultiveerimise võimalikkus ning selle mõju Väinamere keskkonnaseisundile. Tellija: SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.

TÜ Eesti Mereinstituut, 2016. Mereala planeeringu alusuuring – selgrootute ja vetikate vesiviljeluseks sobilikud alad. Aruanne. Tellija: Rahandusministeerium, Töövõtuleping nr 809.

TÜ Eesti Mereinstituut, 2017. Merekeskkonna seisundi parandamine vesiviljeluse abil. Aruanne. Tellija: SA Keskkonnainvesteeringute Keskus, Projekt nr. 9658.

TÜ Eesti Mereinstituut, 2018. Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine. Leping: 4-1/17/82.

TÜ Eesti Mereinstituut, 2019. Kalakasvatuste kaudu merre suunatud lämmastiku- ja fosforikoormust kompenseerivate meetmete väljatöötamine.

Ugarte, R., Santelices, B. 1992. Experimental tank cultivation of *Gracilaria chilensis* in Central Chile, Aquaculture, 101, 7–16.

Vakily, J. 1989. The biology and culture of mussels of the genus *Perna*. The WorldFish Center.

Wallentinus, I. 1984. Partitioning of nutrient uptake between annual and perennial seaweeds in a Baltic archipelago area. Hydrobiologia, 116, 363–370.

Van der Meer, J. 2006. An introduction to Dynamic Energy Budget (DEB) models with special emphasis on parameter estimation. Journal of Sea Research, 56, 85–102.

Vandermeulen, H., Gordin, H. 1990. Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. Journal of Applied Phycology, 2, 363–74.

Weidner E., Bello C. 1996. Cultivo integrado de salmonídeos y macroalgas en sistemas abiertos: crecimiento, agar y composición química de *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta). Thesis to obtain the degree of Food Engineering, Universidad de Los Lagos: Osorno. 80 pp.

Wolfer, S.R., Straile, D. 2004. Density control in *Potamogeton perfoliatus* L. and *Potamogeton pectinatus* L. *Limnologica*, 34, 98–104.

Öberg, J. 2006. Primary production by macroalgae in Kattegat, estimated from monitoring data, seafloor properties, and model simulations. *Continental Shelf Research*, 26, 2415–2432.