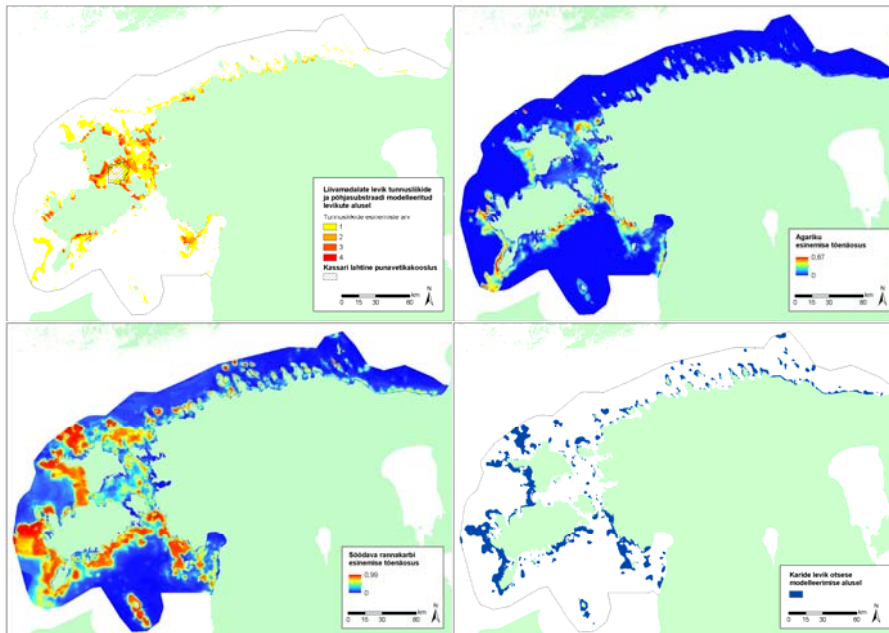


EESTI TERRITORIAALMERE MEREPÕHJA ELUPAIKADE JA LIIKIDE LEVIKU MODELLEERIMINE

Teostatud projekti „Eesti merealade planeerimiseks looduskaitselise teabe koondamine, sh. territoriaalmere mereelupaikade modelleerimine“ raames



Leping: J/6/2013
Tellija: SA Eestimaa Looduse Fond

lepingu vastutav täitja:
Kristjan Herkül

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Materjal ja meetodika	5
2.1. Uurimispiirkond	5
2.2. Modelleerimismeetodid ja ruumianalüüsid	6
2.3. Loodusdirektiivi merepõhja elupaigatüübid ja tunnusliigid	9
2.3.1. Liivamadalad	9
2.3.2. Karid	11
2.3.3. Laugmadalikud	13
2.4. Keskkonnamuutujad	14
3. Tulemused	17
3.1. Matemaatiliste mudelite ülevaade	17
3.2. Merepõhja substraadi levik	18
3.2.1. Pehme sette osakaal	18
3.2.2. Kivise põhja levik	19
3.2.3. Liivase põhja levik	21
3.3. Tunnusliikide levik	23
3.3.1. Karide tunnusliigid ja -rühmad	23
3.3.2. Liivamadalate tunnusliigid ja -rühmad	33
3.4. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide levik	40
3.4.1. Liivamadalad	40
3.4.2. Karid	42
3.4.3. Laugmadalikud	45
4. Kokkuvõte ja soovitused	47
Kirjandus	50
LISA 1	51
LISA 2	57
LISA 3	59
LISA 4	68

1. Sissejuhatus

Maismaa pinnavormide ja elupaigatüüpide kaardistamiseks on väga head võimalused tänu kõrgresolutsioonilisele aerofotograafiale ja LIDAR-mõõdistamistele. Taolised andmestikud võimaldavad pakkuda ruumiliselt katkematut informatsiooni maismaa elupaigatüüpide kaardistamiseks. Merepõhja elupaikade kaardistamiseks selliseid meetodilisi võimalusi pole või on nende kasutamine väga piiratud võimalustega (optiline kaugseire rakendatav ainult väga madalas vees) ja seetõttu on teadmised merepõhja elupaikade kohta väga piiratud ja ruumiliselt katkendlikud. Info mere põhjaelustiku kohta on punktipõhine – teadmised pärinevad ainult punktidest, mida on merel külastatud. Taolised punktvaatlused katavad Eesti merealast äärmiselt väikese ala. Lisaks väikesele pindalale on punktipõhised teadmised ka ruumiliselt ebaühtlaselt jagunenud. Kõrgema ruumilise tihedusega on teadmisi piirkondadest, kus on teostatud spetsiaalseid merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamisi. Merepiirkondade kohta, kus taolisi uuringuid teostatud ei ole, teadmised põhjelustikust kas puuduvad või põhinevad mõnel üksikul proovil. Olukorras, kus informatsioon merepõhja looduse kohta on ruumiliselt hõre ja ebaühtlane, on keeruline hinnata looduskaitsealiselt oluliste elupaigatüüpide ja liikide levikut tervikuna kogu merealal. Üheks võimaluseks saada üldistav hinnang kogu merealale on kasutada matemaatilist ennustavat modelleerimist. Taolise modelleerimise põhimõtteks on olemasolevate abiootiliste keskkonnaandmete, näiteks mere füüsikaliste ja keemiliste muutujate, alusel huvipakkuvate liikide ja elupaikade leviku ennustamine piirkondades, kus reaalsed vaatlused liikide ja elupaikade kohta puuduvad või on teostatud hõredalt. Modelleerimise läbiviimise eelduseks on põhjusliku või korrelatiivse seose olemasolu liikide ja elupaikade ning abiootiliste keskkonnamuutujate vahel.

Matemaatiliste ennustavate mudelite kasutamine nii ökoloogilistes baas- kui rakendusuuringutes on muutunud üha populaarsemaks (Elith & Leathwick 2009). Mudeleid kasutatakse huvipakkuvate muutujate väärtuste prognoosimiseks nii ajas kui ruumis. Viimasel ajal on aktuaalne näiteks kliimamuutuste mõjude prognoosimine liikide levikule ja matemaatilised mudelid on sellistes uuringutes peamiseks tööriistaks. Vaatamata laienenud kasutusele ja edasiarendatud meetoditele ei asenda modelleerimine siiski kunagi *in situ* tehtavaid liikide ja elupaikade uuringuid, sest mudelite:

- sisendandmeid on võimalik saada ainult välitöödel;
- ennustusvõimet vähendab keskkonnamuutujate madal kvaliteet või sobimatu ajaline ja ruumiline resolutsioon;
- ennustusvõime on madal kui ennustusi tehakse väljapoole ruumiskaalaid ja keskkonnamuutujate gradientide piire, millest pärinevad sisendandmed liikide ja elupaikade kohta (Guisan & Zimmermann 2000).

Liikide ja elupaikade leviku ennustamisel on matemaatiline modelleerimine siiski kasulik abivahend kui on vaja saada üldist hinnangut suurte alade kohta, mis ei ole kaetud piisava tihedusega vaatlusõrguga. Alati tuleb taoliste modelleerimiste puhul silmas pidada, et modelleeritud tulemus annab vaid vihjeid liikide potentsiaalsest levikumustrist, kuid kindlaid teadmisi annavad vaid reaalsed mõõtmised.

Euroopa Liidu tasandil looduskaitsealiselt oluliseks peetavad elupaigatüübid on välja toodud 1992. a. vastu võetud looduslike elupaikade ja loodusliku fauna ning flora kaitse direktiivi (*Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*; edaspidi „loodusdirektiiv“) lisa 1. Loodusdirektiivi lisa 1 koondab endas elupaigatüüpe nii maismaalt, merest kui mageveekogudest. Vastavalt Paal (2007) „Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatule“ leidub Eestis kuus merega seotud elupaigatüüpi: mereveega ülejutatud liivamadalad, jõgede lehtersuudmed, mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud, rannikulõukad, laiad madalad abajad ja

lahed ning karid. Nendest ainult liivamadalikke ja karisid võib pidada tõelisteks merepõhja elupaikadeks, sest ülejäänud on vahetult seotud maismaaga ja määratletavad rannajoone kuju ja muude üldiste geomorfoloogiliste omaduste poolest. Lehtersuudmed, rannikulõukad ja laiad lahed on geomorfoloogilised kompleksid, mitte merepõhja elupaigad. Seetõttu keskendubki käesolev töö tõelistele merepõhja elupaigatüüpidele – karidele ja liivamadalatele. Mõõndustega võib merepõhja elupaigaks pidada ka laugmadalikke ja seetõttu hinnatakse ka nende levikut.

Merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamine on Eestis üsna uus teema. Esimene ja senini suurim kaardistamise projekt algas 2005. aastal EL LIFE-Loodus projekti “Merekaitsealad Läänemere idaosas” raames. 2013. aasta lõpu seisuga oli merepõhja elupaikade kaarte toodetud 9327 km² kohta, mis moodustab ligikaudu 26 % kogu Eesti merealast (majandusvööndi piirini) ja ligikaudu 37 % territoriaal- ja sisemerest. Nende arvude puhul tuleb silmas pidada, et tegemist on uuringualade summaarse pindalaga ja et teadmised merepõhja elustiku kohta pärinevad ainult proovipunktidest, kus on teostatud mõõtmisi. Proovipunktide vahelised kaugused põhjaelustiku ja –elupaikade kaardistamise välitöödel jäävad tavaliselt vahemikku 300 m kuni mitu kilomeetrit. Kuigi näiliselt katavad kaardikihid terve uurimisala, pärinevad teadmised siiski ainult külastatud proovipunktidest ja andmed proovipunktide vahelise ala kohta on tuletatud matemaatiliselt.

Lisaks punktipõhistele detailsetele teadmistele merepõhja elus- ja eluta loodusest, on Eesti mereala kohta olemas hulk abiootilisi ruumilisi andmeid, mis katavad kogu mereala. Taolisteks ruumiandmeteks on näiteks mere sügavus, soolsus, temperatuur, avatus lainetusele jmt. Selliste ruumiandmekihtide alusel on võimalik kirjeldada igat punkti Eesti merealal. Erinevate andmekihtide ruumiline lahutus ja täpsus varieeruvad küll suurtes piirides, aga nende peamine voores seisneb selles, et nad katavad kogu mereala.

Käesolevas töös kasutatakse nii detailseid punktipõhiseid teadmisi merepõhja looduse kohta kui ka kogu Eesti mereala katvaid ruumilisi keskkonnaandmeid. Matemaatiliste mudelite abil leitakse nendevahelised seosed ja kasutatakse neid seoseid, et ennustada merepõhja elustiku ja elupaikade ruumilist levikut. Käesoleva uuringu eesmärkideks on:

- luua ja koondada Eesti mereala iseloomustavad keskkonna-andmete rasterkihid;
- merepõhja olulisemate taime- ja loomaliikide või –rühmade ruumilise leviku ennustamine matemaatilise modelleerimise abil Eesti sise- ja territoriaalmeres;
- loodusdirektiivi lisa 1 merepõhja elupaigatüüpide (karid, liivamadalad, laugmadalikud) ruumilise leviku ennustamine matemaatiliste mudelite ja ruumilise ülekatteanalüüsi abil Eesti sise- ja territoriaalmeres.

Töörühm

Uuringu töörühma kuulusid TÜ Eesti Mereinstituudi (TÜ EMI) merebioloogid:

Kristjan Herkül

Tiia Möller

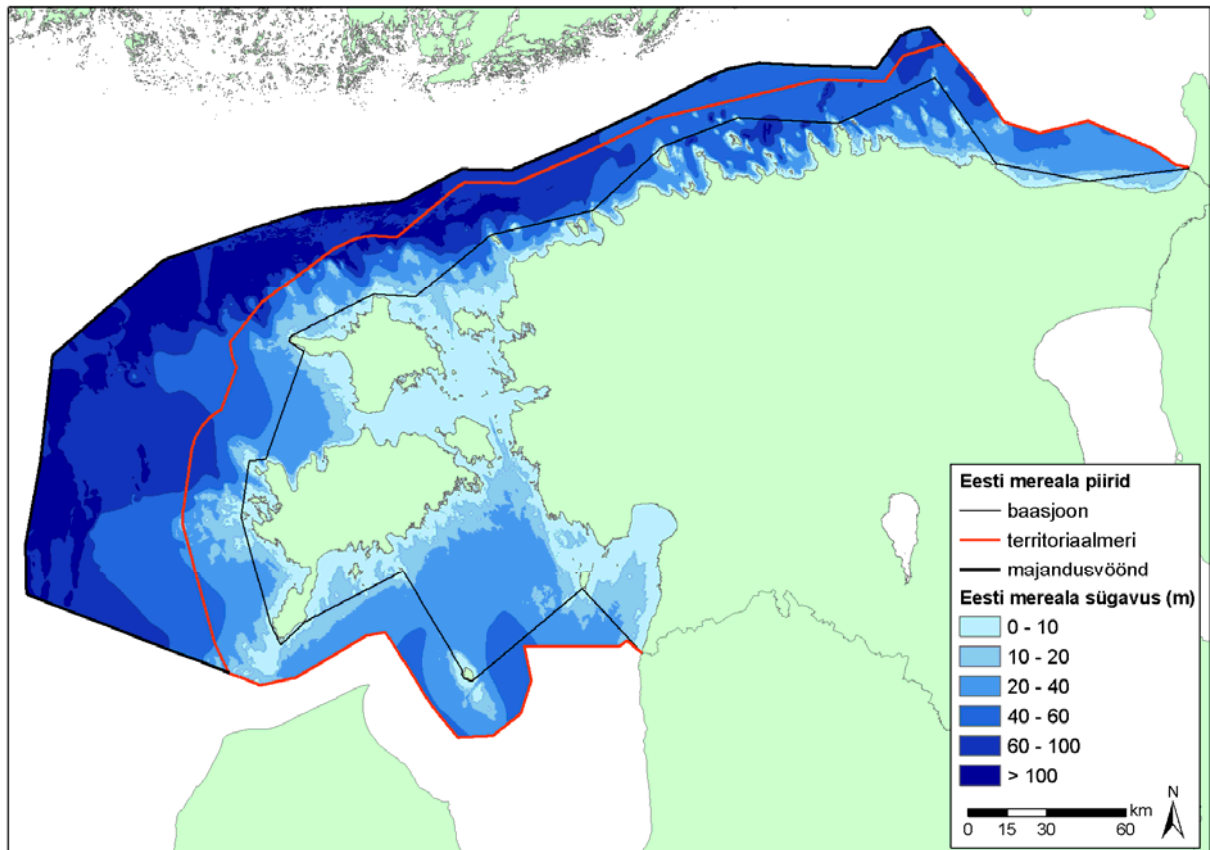
Jonne Kotta

Georg Martin

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimispiirkond

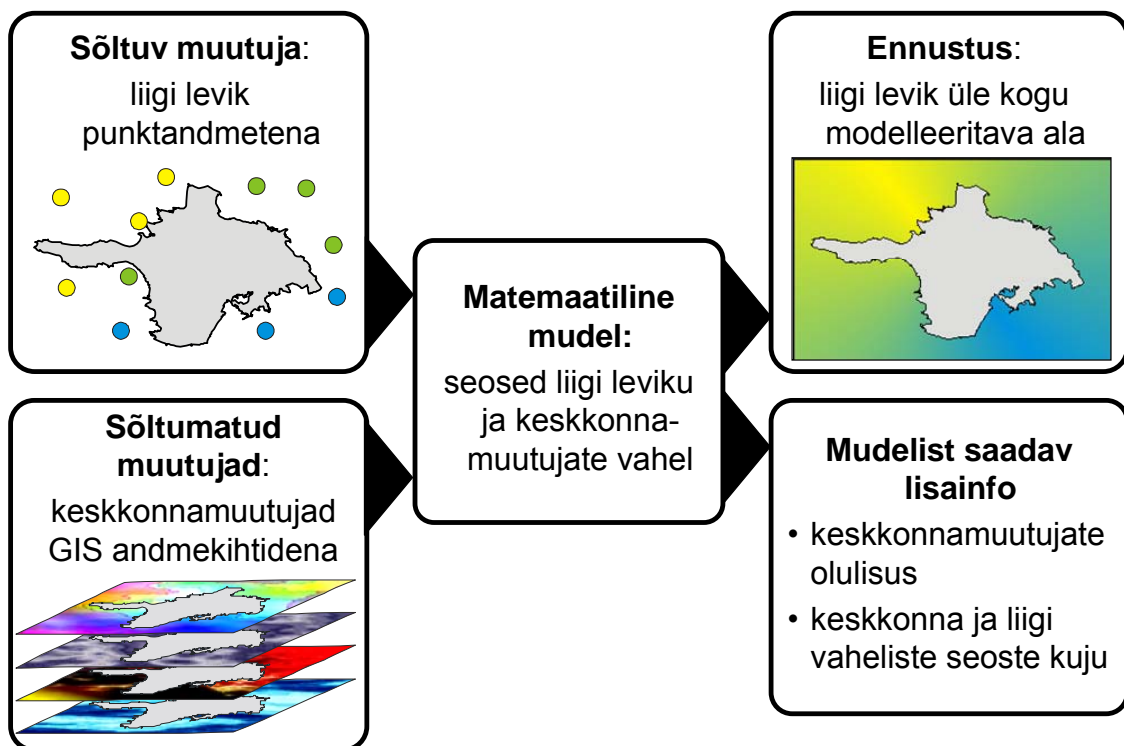
Uurimispiirkonna moodustavad Eesti sisemeri (13 214 km²) ja territoriaalmeri (11 940 km²) ning uuringuala pindala on kokku 25 154 km² (joonis 1). Koos majandusvööndiga on Eesti mereala kogupindala 36 481 km². Seega moodustab käesoleva töö uuringuala (territoriaalmeri ja sisemeri) ligikaudu 69 % kogu Eesti mereala pindalast.



Joonis 1. Eesti mereala piirid ja sügavus. Uuringualaks on mereala, mis jääb territoriaalmeri piiri (punane joon) ja rannajoone vahele.

2.2. Modelleerimismeetodid ja ruumianalüüsid

Liikide (või ka elupaikade) leviku ennustav modelleerimine kujutab endast matemaatilist protseduuri, kus leitakse seosed liikide esinemise ja sõltumatute keskkonnamuutujate vahel ning nende seoste abil ennustatakse liikide levikut piirkondades, kust puuduvad vaatlused liikide kohta (joonis 2). Sõltumatuteks muutujateks kutsutakse mudelis muutujaid, mille väärtus mudelis ei sõltu ühestki teisest muutujast. Käesolevas töös on sõltumatuteks muutujateks erinevad abiootilised keskkonnaandmed. Sõltuvaks muutujaks kutsutakse mudelis tunnust, mida soovitakse modelleerida ja mille väärtus mudelis on seotud sõltumatute muutujate väärtustega. Käesolevas töös on mudelites sõltuvateks muutujateks peamiselt liikide ja elupaikade levik punktandmetena (joonis 2).



Joonis 2. Liikide leviku ennustava modelleerimise tööpõhimõtte skeem.

Matemaatilise mudeli lihtsaimaks näiteks on lineaarne regressioon, kus kahe tunnuse vahelist seost kirjeldatakse sirge joonena. Käesolevas töös kasutati keerukamaid mudeleid, mis võimaldavad formaliseerida erineva kujuga seoseid. Ei ole olemas ühte ainsat mudeli algoritmi, mis sõltumata algandmetest annaks alati parima ennustuse. Seetõttu kasutati käesolevas töös mitut algoritmi ja valiti iga sõltuva muutuja jaoks välja parima ennustuse andnud mudel. Kasutati alljärgnevalt kirjeldatud mudelitüüpe.

Üldistatud aditiivsed mudelid (**GAM**, *generalized additive models*) on mitteparameetriline meetod, mis võimaldab erineva kujuga seoste mittelineaarset modelleerimist silumisfunktsiooni abil. Silumisfunktsiooni arvutamine toimus üldistatud ristvalideerimise meetodil (GCV, *generalized cross-validation*). Mudeli ülesobitumise (*overfitting*) vältimiseks piirati sõltumatute muutujate silumisfunktsiooni vabadusastmete arv maksimaalselt kolmele. Algoritmis lubati automaatset sõltumatute muutujate valikut mudelisse.

Mitmetunnuselised seosejooned (**MARS**, *multivariate adaptive regression splines*) on mitte-lineaarne meetod, mis jagab muutujate väärtused segmentideks ja arvutab igale segmendile sobiliku funktsiooni (tavaliselt joon või kuupfunktsioon). Lisaks võimaldab MARS tunnustevaheliste interaktsioonide modelleerimist. Algoritm lubati automaatset sõltumatute muutujate valikut mudelisse. Iga modelleeritava tunnuse jaoks koostati kaks MARS mudelit: ilma interaktsioonideta ja kahekaupa interaktsioonidega sõltumatute muutujate vahel.

Võimendatud regressioonipuud (**BRT**, *boosted regression trees*) on ansamblimeetod, mis ühendab endas regressioonipuude ja võimendamise tugevusi. Meetod kujutab endast suure hulga regressioonipuude loomist, kus iga järgnev puu üritab sisendandmeruumis kirjeldada seda osa, mis eelmistel puudel kirjeldamata jäi. Mudelite loomisel seati puu keerukuseks (*tree complexity*) viis, mis tähendab, et lubatud on sõltumatute muutujate kuni viiekaupa interaktsioonid. Õppimiskiirus (*learning rate*) määrati vahemikus 0.001 kuni 0.01, et tagada piisav hulk puud (> 1000) igas ansamblis ning ennustuse hajuvuse ühtlane ja asümptootilisele sarnane vähenemine puude lisandumisel.

Juhumets (**RF**, *random forest*) on sarnane BRT-le, aga iga puu koostatakse juhuslikult sisendandmete valimist ja iga hargnemine toimub juhuslikult valitud sõltumatute muutujate alusel. Ennustamisel saadakse lõplik ennustatava muutuse väärtus üksikute puude tulemuste keskmistamisel, kui tegemist on pideva tunnusega või hääletamise teel, kui tegemist on faktortunnusega. Kirjanduse andmeil saavutatakse stabiilseid tulemusi vähemalt 500 puuga. Käesolevas töös määrati puude arvuks 1000.

Kõik matemaatilised protseduurid viidi läbi vabavaralises statistikatarkvaras R 3.0.1 (The R Foundation for Statistical Computing 2013). GAM, MARS, BRT ja RF meetodite jaoks kasutati vastavalt järgmisi R-i pakette: *mgcv* (Wood 2013), *earth* (Milborrow 2013), *gbm* (Ridgeway 2013) ja *randomForest* (Liaw & Wiener 2013).

Põhjaelustiku liikide/rühmade, põhjasubstraadi tüübi ja elupaigatüüpide otsese ennustuse mudelitesse sisestati sõltuv muutuja binaartunnusena, kus 0 tähendas liigi, põhjatüübi või elupaigatüübi puudumist ja 1 esinemist. Merepõhja pehmete substraaditüüpide osakaalu mudelites varieerus sõltuv muutuja sisendandmetes 0 ja 1 vahel, kus 0 tähendas pehmete setete puudumist ja 1 tähendas, et punktis esineb ainult pehme sete.

Tunnusliikide ja substraaditüüpide mudelite väljundiks oli uuritava tunnuse esinemise tõenäosuse ennustus, mis varieerus 0 ja 1 vahel. Ennustused teostati 200 m sammuga punktivõrgustikule, mis kattis kogu uuringuala. Mudeli ennustus näitab, millise tõenäosusega esineb uuritav liik või põhjasubstraat antud ruumipunktis kasutatud sõltumatute keskkonnamuutujate väärtuste põhjal. Seega tuleb mudelennustuste interpreteerimisel alati meele pidada, et mudeli ennustus ei näita otseselt liigi looduses esinemise tõenäosust vaid esinemise tõenäosust sisendandmeteks olnud keskkonnamuutujate põhjal.

Kuna ennustatud tõenäosuse jaotus sõltub sisendandmete esinemiste ja puudumiste (vastavalt 1 ja 0) jaotusest, siis ei pruugi erinevate liikide esinemiste tõenäosused olla arvuliselt otse võrreldavad. Võrreldavuse tagamiseks, mis on vajalik näiteks elupaigatüüpide leviku hindamiseks erinevate tunnusliikide levikute kaudu, transformeeriti tunnusliikide esinemise tõenäosuse ennustused binaarseteks. Selleks leiti tõenäosuse lävendväärtus, millest kõrgemad väärtused teisendati esinemiseks ja madalamad väärtused puudumiseks. Lävendväärtuse seadmiseks on mitmeid erinevaid meetodeid ja valikut neist testiti käesolevas uuringus. Kasutamiseks valiti lävendi arvutamise meetod, kus lävend seatakse väärtusele, mille puhul õigesti prognoositud esinemisjuhtude sagedus ja õigesti prognoositud puudumiste sagedus on võrdsed (Jiménez-Valverde & Lobo 2007).

Mudelite ehitamiseks valiti 90% andmetest, ülejäänud 10% abil valideeriti mudelite tulemusi. Mudelite ennustusvõime valideerimiseks kasutati toimimiskõvera analüüsi ehk ROC-analüüsi

pakettis *pROC* (Robin et al. 2013). ROC-analüüs arvutab toimimiskõvera aluse pindala (AUC-väärtus, *area under curve*) väärtuse, mis varieerub 0,5 ja 1 vahel; väärtus 0,5 näitab mudeli ennustuse täielikku juhuslikkust ja 1 ideaalselt täpset ennustust (Fielding & Bell 1997). Suurepäraseks peetakse ennustusvõimet kui AUC on üle 0,9, väga heaks vahemikus 0,8–0,9, rahuldavaks 0,7–0,8 ja kasinaks alla 0,7 (Hosmer & Lemeshow 2000).

Lisaks matemaatilisele valideerimisele ROC-analüüsi abil hinnati mudelite ennustusi visuaalselt ning eksperthinnangule tuginedes võidi valida kasutamiseks madalama AUC väärtusega kuid adekvaatsema ennustuse andnud mudel. Modelleerimise puhul võib vahel esineda mudelite ülesobitamist (*overfitting*) või ebarealistlike ennustusi piirkondades, kus lähimad sõltuva muutuja sisendandmed jäävad väga kaugetele (mõned kuni kümned kilomeetrid). Selliste anomaaliatega mudelid võivad mõningatel juhtudel siiski anda väga kõrgeid skoorid ROC-analüüsis. Seetõttu on alati vajalik mudelennustuse visuaalne kontroll eksperdi poolt. Käesolevas töös hindasid mudelite ennustusi TÜ EMI merebioloogid Kristjan Herkül, Tiia Möller ja Kaire Torn.

Kõik ruumianalüüsid teostati geograafilises informatsiooni süsteemis (GIS) ESRI ArcGIS. Sõltumatute keskkonnamuutujate väärtused mudelite sisendandmestikule ja 200 m sammuga ennustuspunktide võrgustikule päriti ArcGIS lisamooduli XTools Pro tööriista 'Extract raster values' abil. Ülekatteanalüüsid (*overlay analysis*) teostati tööriista 'Raster Calculator' abil. Punktennustused konverteeriti 200 m piksliga rasterkihtideks 'Point to Raster' tööriista abil.

2.3. Loodusdirektiivi merepõhja elupaigatüübid ja tunnusliigid

Loodusdirektiivi lisa 1 on kokku kaheksa merega seotud elupaigatüüpi, mis kuuluvad jaotusesse 11 „avamere ja loodete alad“. Vastavalt Paal (2007) „Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatule“ esineb nendest Eestis kuus elupaigatüüpi (sulgudes loodusdirektiivi lisa 1 kood):

- mereveega üleujutatud liivamadalad (1110, edaspidi „liivamadalad“),
- jõgede lehtersuudmed (1130),
- mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140, edaspidi „laugmadalikud“),
- rannikulõukad (1150),
- laiad madalad abajad ja lahed (1160),
- karid (1170).

Loodusdirektiivi lisa 1 jaotusest 11 „avamere ja loodete alad“ lähtuvalt saab need elupaigatüübid jaotada tõelisteks mere-elupaikadeks (mere põhi) ja maismaaga seotud rannaäärseteks elupaigatüüpideks. Jaotuses 11 toodud kuuhest elupaigatüübist ainult kahte – liivamadalaid ja karisid – saab pidada *merepõhja* elupaikadeks, sest nende määratlemisel ei oma tähtsust rannajoone kuju, maismaa või magevee mõju. Lehtersuudmed ehk estuaarid, rannikulõukad ehk laguunid ning laiad lahed on vahetult seotud rannajoone, maismaa või mageveega ja kujutavad endast geomorfoloogilisi üksusi, mitte kitsamas tähenduses merepõhja elupaikasid. Näiteks võib lai laht või estuaar sisaldada endas mitmeid erinevaid merepõhja elupaikasid, sealhulgas karisid ja liivamadalaid. Meredes ja ookeanides, kus esinevad looded, võib merepõhja elupaigaks nimetada ka mõõnaga paljanduvaid mudaseid ja liivased laugmadalikke. Kuna Eesti merealal loodeid ei esine, siis on vaieldav selle elupaigatüübi esinemine Eestis. Käesolev uurimus keskendub seetõttu tõelistele merepõhja elupaigatüüpidele – liivamadalatele ja karidele. Üldiste geomorfoloogiliste parameetrite alusel antakse hinnang ka laugmadalike levikule. Varasemates töödes, näiteks merestrategia raamdirektiiviga seotud Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgses hindamises (TÜ Eesti Mereinstituut 2012), on hinnatud ka rannikuga seotud geomorfoloogiliste üksustena määratletavate elupaigatüüpide (jõgede lehtersuudmed, rannikulõukad, laiad madalad abajad ja lahed) esinemist Eesti merealal ja nende hinnangute tulemused on esitatud lisa 4.

2.3.1. Liivamadalad

Elupaigatüüp liivamadalad on koos elupaigatüübiga karid üks kahest tõeliselt merelisest elupaigatüübist, mille määratlemine ei ole seotud rannajoone ja maismaaga. Liivamadalate näol on tegemist liiva domineerimisega madalaveelise merealaga, mis asub footilises tsoonis ja mida asustab mõni liivapõhjadele tüüpiline tunnusliik (tabel 1).

Leviku hindamine

Käesolevas töös kasutati matemaatilist modelleerimist liivamadalate leviku ennustamiseks. Kasutati kahte erinevat lahendust.

1. Leviku hinnang tunnusliikide ja põhjasubstraadi ennustuste alusel

Modelleeriti eraldi liivamadalate tunnusliikide ja -rühmade levik ja liivase substraadi levik ning teostati ülekatteanalüüs järgmiste kriteeriumitega (vajalik kõigi kriteeriumite samaaegne täitmine):

- vähemalt ühe liivamadalate tunnusliigi (tabel 1) esinemise tõenäosus ületab lävendit, mille puhul saab punktile omistada liigi esinemise;
- põhjasubstraadis domineerib liiv;
- ala jääb footilisse tsooni.

Modelleeriti järgmiste tunnusliikide/rühmade levik:

- mändvetikad,
- kõrgemad taimed,
- pikk merihein,
- infauna karpid

Lisaks tunnusliikidele/rühmadele modelleeriti:

- kivise põhja levik;
- footilise merepõhja levik

Tunnusliik pikk merihein (*Zostera marina*) kuulub küll kõrgemate taimede hulka, aga kuna tegemist on kõrgema looduskaitse väärtusega liigiga (HELCOM 2013), siis modelleeriti tema levikut eraldi.

Sõltuva muutuja sisendandmeteks matemaatilisel modelleerimisel olid liikide esinemised ja põhjasubstraadi tüüp, mille andmed pärinesid TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide tunnusliikide ja –rühmade esinemised modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides on toodud lisas 1. Footilise tsooni sisendandmetena kasutati TÜ EMI veekeemia ja –füüsika andmebaasist pärit läbipaistvuse andmeid (Secchi sügavus). Sõltumatute muutujatena kasutati erinevaid keskkonnaandmeid, millest antakse ülevaade peatükis 2.4 ja mille kaardid on toodud lisas 3.

2. Elupaigatüübi leviku otsene modelleerimine

Modelleeriti otseselt liivamadalate levikut: sisendandmeteks liivamadalate leviku punkt-andmestik, mis põhines TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasil. Igas valitud proovipunktis määrati liivamadalate olemasolu järgmiste kriteeriumite alusel:

- vähemalt ühe liivamadalate taimse tunnusliigi katvus ≥ 10 % või infauna karpide kuivkaal ≥ 10 g m⁻² (tunnusliigid loetletud tabelis 1);
- põhjasubstraadis domineerib liiv: peenliiva (< 0,25 mm), keskmise liiva (0,25–0,5 mm) ja jämeliiva (0,5–2 mm) summaarne osakaal > 50 %.

Ennustused teostati eraldi taimeliikide katvustel põhinevatel määrangutel ja infauna karpide biomassandmetel põhinevatel elupaigamäärangutel. See oli vajalik põhjusel, et enamasti ei ole proovipunktides paralleelselt teostatud nii visuaalseid katvushinnanguid kui kogutud biomassiproove. Kuna infauna karpide levik ei ole piiratud footilise tsooniga, siis eemaldati lõplikult modelleeritud leviku kihist afootiline tsoon. Liivamadalate leviku sisendandmed saadi TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Liivamadalate esinemised elupaigatüüpide otseseks modelleerimiseks valitud proovipunktides on toodud lisas 2. Sõltumatute muutujatena kasutati erinevaid keskkonnaandmeid, millest antakse ülevaade peatükis 2.4 ja mille kaardid on toodud lisas 3

Liivamadalate tunnusliikide hulka kuulub agariku lahtine vorm, mida esineb ainult Väinameres Kassari lahes (Kersen 2013). Kuna agariku püsivalt lahtist vormi mujal ei leidu ja Kassari lahe koosluse piir on täpselt teada, siis ei olnud vajadust lahtise agariku levikut modellerida ning liivamadalate leviku hinnangutes on lahtise agariku levik eraldi välja toodud.

Modelleeritavate muutujate sisendandmed saadi TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Väljavõtte tehti alates 2005. aasta algusest kogutud andmetest ja sisaldas katvuse kirjeid 8758 erineva proovipunkti kohta ja biomassi kirjeid 4512 punkti kohta. Katvuse ja biomassi

kombineeritud andmestik sisaldas kirjeid 11009 erineva punkti kohta. Nendes arvudes ei sisaldu ajalised kordused. Kui samast proovipunktist oli andmeid kogutud erinevatel aegadel, siis mudelite sisendandmete jaoks need keskmistati. Proovipunktide paiknemine on esitatud lisa 1.

Tabel 1. Liivamadalate tunnusliigid ja –rühmad. * Kõrgemate taimede rühma kuuluvad ainult riim- ja merevees leiduvad veesisesed liigid, mis kinnituvad juurtega mere põhja (juurdunud sukeltaimed).

<p>mändvetikad</p> <p><i>Chara spp.</i> <i>Tolypella nidifica</i></p> <p>kõrgemad taimed* (va. pikk merihein)</p> <p>kardhein (<i>Ceratophyllum spp.</i>) tähk-vesikuusk (<i>Myriophyllum spicatum</i>) meri-näkirohi (<i>Najas marina</i>) perekond penikeel (<i>Potamogeton spp.</i>, <i>Stuckenia pectinata</i>) särjesilm (<i>Ranunculus spp.</i>) perekond heinmuda (<i>Ruppia spp.</i>) hariilik hanehein (<i>Zannichellia palustris</i>)</p> <p>pikk merihein (<i>Zostera marina</i>)</p> <p>infauna karbid (merepõhja sette sees elavad karbid)</p> <p>balti lamekarp (<i>Macoma balthica</i>) liiva uurik-karp (<i>Mya arenaria</i>) söödav südakarp (<i>Cerastoderma glaucum</i>)</p> <p>agariku lahtine vorm (<i>Furcellaria lumbricalis</i> f. <i>aegagropila</i>, ainult Kassari lahes)</p>

2.3.2. Karid

Liivamadalate kõrval on karid teiseks tõeliselt mereliseks elupaigatüübiks, mis ei ole seotud maismaa või rannajoonega. Karid on defineeritud kui kivise põhjaga merela, millel esineb kõvale substraadile omaseid tunnusliike (tabel 2).

Leviku hindamine

Karide leviku hindamiseks kasutati kahte erinevat matemaatilisel ennustaval modelleerimisel põhinevat lahendust.

1. Leviku hinnang tunnusliikide ja põhjasubstraadi ennustuste alusel

Modelleeriti eraldi karide tunnusliikide ja -rühmade levik ja kivise substraadi levik ning teostati ülekatteanalüüs järgmiste kriteeriumitega (vajalik mõlema kriteeriumi samaaegne täitmine):

- vähemalt ühe karide tunnusliigi (tabel 2) esinemise tõenäosus ületab lävendit, mille puhul saab punktile omistada liigi esinemise;
- põhjasubstraadis domineerivad kivid.

Modelleeriti järgmiste tunnusliikide/rühmade levik:

- põisadru,
- agarik,
- niitjad vetikad,
- söödav rannakarp,
- rändkarp,
- tavaline tõruvähk.

Lisaks tunnusliikidele/rühmadele modelleeriti kivise põhja levik. Sisendandmeteks matemaatilisel modelleerimisel olid liikide esinemised ja põhjasubstraadi tüüp, mille andmed pärinesid TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide tunnusliikide ja –rühmade esinemised modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides on toodud lisas 1. Sõltumatute muutujatena kasutati erinevaid keskkonnaandmeid, millest antakse ülevaade peatükis 2.4 ja mille kaardid on toodud lisas 3.

2. Elupaigatüübi leviku otsene modelleerimine

Modelleeriti otseselt karide levikut. Sisendandmeteks oli karide leviku punktandmestik, mis põhines TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasil. Igas valitud proovipunktis määrati karide olemasolu järgmiste kriteeriumite alusel:

- vähemalt ühe karide tunnusliigi (tabel 2) katvus $\geq 10\%$;
- põhjasubstraadis domineerivad kivid: väikeste kivide (6,4–20 cm), suurte kivide (> 20 cm), kalju, paeplaadi summaarne osakaal $> 50\%$.

Karide leviku sisendandmed saadi TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Karide esinemised elupaigatüüpide otseseks modelleerimiseks valitud proovipunktides on toodud lisas 2. Sõltumatute muutujatena kasutati erinevaid keskkonnaandmeid, millest antakse ülevaade peatükis 2.4 ja mille kaardid on toodud lisas 3.

Modelleeritavate muutujate sisendandmed saadi TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasist. Väljavõte tehti alates 2005. aasta algusest kogutud andmetest ja sisaldas katvuse kirjeid 8758 erineva proovipunkti kohta ja biomassi kirjeid 4512 punkti kohta. Katvuse ja biomassi kombineeritud andmestik sisaldas kirjeid 11009 erineva punkti kohta. Nendes arvudes ei sisaldu ajalised kordused. Kui samast proovipunktist oli andmeid kogutud erinevatel aegadel, siis mudelite sisendandmete jaoks need keskmistati. Proovipunktide paiknemine on esitatud lisas 1.

Tabel 2. Karide tunnusliigid ja –rühmad. *Niitjad vetikad on tinglik taimede rühma nimetus, mis sisaldab valdavalt niitjaid vetikaid kuid vähesel määral ka sifonaalse, lehtja jm ehitustüübiga vetikaid.

<p>põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>), <i>Fucus radicans</i> agarik (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) niitjad vetikad* <i>Aglaothamnion roseum, Battersia arctica,</i> <i>Capsosiphon fulvescens, Ceramium spp,</i> <i>Chaetomorpha linum, Chorda filum, Chroodactylon</i> <i>ornatum, Cladophora spp, Coccotylus truncatus,</i> <i>Dictyosiphon foeniculaceus, Ectocarpus siliculosus,</i> <i>Eudesme virescens, Halosiphon tomentosus,</i> <i>Leathesia marina, Monostroma balticum,</i> <i>Percursaria percursa, Pilayella littoralis, Polyides</i> <i>rotundus, Polysiphonia spp, Punctaria tenuissima,</i> <i>Rhizoclonium riparium, Rhodomela confervoides,</i> <i>Stictyosiphon tortilis, Ulothrix sp, Ulva spp,</i> <i>Urospora penicilliformis</i></p> <p>söödav rannakarp (<i>Mytilus trossulus</i>) tavaline tõruvähk (<i>Amphibalanus improvisus</i>) rändkarp (<i>Dreissena polymorpha</i>)</p>
--

2.3.3. Laugmadalikud

Laugmadalikud on vahetult maismaaga seotud, sest kujutavad endast loodusdirektiivi definitsiooni järgi liivaseid ja mudaseid tasandikke, mis mõõna ajal jäävad kuivale (European Commission 2013). Olgugi, et Läänemeres loodeid ei esine, võib Eesti tingimustes Paal (2007) järgi pidada sellelele elupaigatüübile vastavaks kõiki liivaseid, saviseid ja mudaseid laugeid mererandu, mis ajuti paguveega paljanduvad. See tähendab, et tegemist on vahetult rannajoone lähedusse jääva alaga, mis olenevalt veeseisust võib olla kuival või vee all.

Leviku hindamine

Poolmaismaaliste alade kohta TÜ EMIs andmed peaaegu puuduvad ja seetõttu pole võimalik neid merepõhja proovide kaudu tuvastada ja modelleerida sarnaselt karidele ja liivamadale. Seetõttu hinnatakse laugmadalike levikut ainult neid peamiselt määravate üldiste keskkonnamuutujate – sügavuse, pehme sette osakaalu ja lainetusele avatuse – ülekatteanalüüsi abil geoinfosüsteemi tarkvaras.

Ülekatteanalüüsi kriteeriumid:

- sügavus < 1 m;
- pehme sette osakaal > 0,5 (käesoleva töö raames modelleeritud andmestiku järgi);
- avatus lainetusele: < 75 000 (Nikolopoulos & Isæus (2008) arvutuse järgi).

2.4. Keskkonnamuutujad

Merepõhja tunnusliikide ja elupaikade leviku ennustavaks modelleerimiseks koondati kogu olemasolev informatsioon uuritava mereala füüsikaliste ja keemiliste omaduste kohta. Vajadusel andmeid interpoleeriti, et saada iga keskkonnaparameetri kohta kogu uuringuala kattev georefereeritud rasterandmestik. Keskkonnaandmete allikatena kasutati TÜ EMI andmebaasides olevaid andmeid, kirjanduse allikaid ja teistest allikatest pärinevaid andmeid. Edasiseks modelleerimistööks ettevalmistatud keskkonnaparameetrite rasterkihid koondati geoinfosüsteemi tarkvara ESRI ArcGIS geoandmebaasi. Koondatud keskkonnamuutujate nimekiri ja lisainfo on toodud tabelis 3 ja muutujate kaardid on toodud lisa 3.

Lisaks juba olemasolevatele või ainult interpoleerimist vajavatele keskkonnaandmetele modelleeriti järgmised andmekihid

- pehme sette osakaalu levik;
- kivise merepõhja levik;
- liivase merepõhja levik;
- footilise merepõhja levik.

Pehme sette osakaal näitab pehmete substraaditüüpide (muda, savi, peenliiv, keskmine liiv, jämeliiv, kruus) summaarset osakaalu põhjasubstraadis. Parameeter on oluline merepõhja liikide ja elupaikade leviku ennustamisel kirjeldades merepõhja substraadi olemust pehme-kõva skaalal. Pehmed substraaditüübid merepõhja elupaikade tähenduses on sellised, millele ei saa kinnitada mitmeaastased suurvetikad, kuna nad ei paku aasta lõikes stabiilset kasvupinnast. Pehme sette osakaalu väärtus 0 näitab, et pehmed setted puuduvad ehk tegemist on kõva põhjaga. Pehme sette osakaalu väärtus 1 näitab, et põhjasete koosneb täielikult pehmetest setetest. Andmekihi loomiseks kasutati ennustavat matemaatilist modelleerimist, kus sõltuvaks muutujaks oli pehme sette osakaal, mille andmed pärinesid TÜ EMI bentose andmebaasist (üle 15 000 proovipunkti) ja sõltumatuteks muutujateks olid tabeli 3 esimeses osas toodud keskkonnamuutujad. Info modelleerimismeetodite kohta on toodud peatükis 2.2.

Kiviseks põhjaks loeti merepõhja substraati, kus väikeste kivide (6,4–20 cm), suurte kivide (> 20 cm), kalju, paeplaadi summaarne osakaal ületas 50 %. Muutuja on vajalik karide elupaigatüübi leviku hindamisel. Andmekihi loomiseks kasutati ennustavat matemaatilist modelleerimist, kus sõltuvaks muutujaks oli pehme sette osakaal, mille andmed pärinesid TÜ EMI bentose andmebaasist (üle 15 000 proovipunkti) ja sõltumatuteks muutujateks olid tabeli 3 esimeses osas toodud keskkonnamuutujad. Info modelleerimismeetodite kohta on toodud peatükis 2.2.

Liivaseks põhjaks loeti merepõhja substraati, kus peenliiva (< 0,25 mm), keskmise liiva (0,25–0,5 mm) ja jämeliiva (0,5–2 mm) summaarne osakaal ületas 50 %. Muutuja on vajalik liivamadalate elupaigatüübi leviku hindamisel. Sisendandmed samadest allikatest, mis kivise põhja puhul.

Footiliseks merepõhjaks on põhja see osa, kus on võimalik taimede kasv. Footilise tsooni piiriks loetakse valguse hulka, mis on vähemalt 1 % veepinnale langevast kiirgusest. Muutuja on vajalik liivamadalate elupaigatüübi sügavusleviku piiritlemiseks. Sõltuva muutuja sisendandmetena kasutati TÜ EMI veekeemia ja –füüsika andmebaasist pärit läbipaistvuse andmeid (Secchi sügavus). Sõltumatuteks muutujateks olid tabeli 3 esimeses osas toodud keskkonnamuutujad ja käesoleva uuringu raames modelleeritud pehme sette osakaal. Secchi sügavus arvatati footilise tsooni sügavuseks ümber korrutades seda kolmega (Baretta-Bekker et al. 1998). Korrutis annab sügavuse, kuhu jõuab ligikaudu 1 % pinnale

langevast valgusest. Kuna Secchi sügavused on hetkemõõtmised ja kirjanduse põhjal (nt. Markager & Sand-Jensen 1992) on teada, et taimestik võib levib sügavamale kui 1 % piir, siis korrigeeriti footilise tsooni levikut tegeliku taimestiku sügavusleviku andmete abil (TÜ EMI põhjaelustiku andmebaasi).

Modelleeritud ennustuse tulemus sõltub täielikult sõltumatute muutujate kvaliteedist. Isegi kui liikide leviku sisendandmed on äärmiselt täpsed, ei loo mudelennustus usaldusväärset tulemust kui kasutatavate keskkonnamuutujate kvaliteet on halb. Mere elustiku ja põhjatüüpide modelleerimisel on üheks tähtsaimaks muutujaks mere sügavus. Kuna taimestik on levinud just madalal merealal, siis on oluline madalate rannaäärsete alade täpne sügavusandmestik. Paraku on just madalad, alla 5 m merealad väga ebatäpsete sügavusandmetega, sest sügavusmõõdistamisi on läbi viidud eelkõige sügavamates laevatatavates merepiirkondades.

Tabel 3. Modelleerimisel ja GIS-analüüsid kasutatud georefereeritud keskkonnamuutujate rasterkihid. Eraldi on välja toodud olemasolevate andmete põhjal loodud rasterkihid ja käesoleva uuringu käigus modelleeritud keskkonnamuutujad. Käesoleva uuringu käigus modelleeritud kihtide loomisel on kasutatud sõltumatute muutujatena esimeses plokis toodud keskkonnamuutujaid.

Nimetus	Info	Allikad
<i>1. Olemasolevate andmete põhjal loodud keskkonnamuutujate rasterkihid</i>		
sügavus	Mere sügavus	1
sügavus2	Keskmine mere sügavus 2 km raadiuses	1
nõlv	Merepõhja nõlva kalle	1
nõlv2	Merepõhja nõlva kalle 2 km raadiuses	1
kaug_rand	Kaugus rannajoonest	1
kaug_50	Kaugus 50 m sügavusjoonest	1
soolsus	Merevee põhjakihi keskmine soolsus; loodud interpoleerimise abil kasutades Üle-Läänemere mudeli andmeid, mida parandati teatud piirkondades TÜ EMI mõõtmistulemuste abil	1,3
avatus	Avatus lainetusele; arvatud tuuleandmete ja laine tekkimise teekonna pikkuste (<i>fetch</i>) põhjal	4
klorofüll	Merevee pinnakihi klorofüllisisaldus; arvatud satelliitmõõtmistest perioodil 2009-2010	1
läbipaistvus	Vee läbipaistvus; hinnatud kui valguse vähenemise koefitsient, mis arvatud satelliitmõõtmistest perioodil 2010-2012	1
jää_katvus	Keskmine jääkatte katvus; katvus näitab jääkatte keskmist osakaalu mõõdistusruudus jää olemasolu korral; andmeperiood 2009-2011	5
jää_paksus	Keskmine jääkatte paksus; andmeperiood 2009-2011	5
jää_päev	Summaarne jääpäevade arv; andmeperiood 2009-2011	5
temp_külm	Modelleeritud vee põhjakihi keskmine temperatuur külmal poolaastal; mudeli periood 1996-2005	2
temp_soe	Modelleeritud vee põhjakihi keskmine temperatuur soojal poolaastal; mudeli periood 1996-2005	2
temp_sat	Merevee pinnakihi keskmine temperatuur suvel (juuni-august); arvatud satelliitmõõtmistest perioodil 2009-2010	1
hoovus	Modelleeritud vee põhjakihi keskmine hoovuse kiirus perioodil 1996-2005	2
O2_kesk	Modelleeritud vee põhjakihi keskmine hapnikusisaldus perioodil 2002-2008	3
O2_min	Modelleeritud vee põhjakihi minimaalne hapnikusisaldus perioodil 2002-2008	3
<i>2. Käesoleva uuringu raames loodud keskkonnamuutujate rasterkihid</i>		
sete_mod	Pehme sette osakaalu modelleeritud levik	
sete_int	Pehme sette osakaal; loodud interpoleerimise abil käesoleva töö kasutades TÜ EMI bentose andmebaasi punktandmeid, geoloogiliste kaartide andmeid ja ekspertteadmisi	
kivi	Kivise põhja modelleeritud levik	
liiv	Liivase põhja modelleeritud levik	
foot_tsoon	Footilise merepõhja modelleeritud levik	
Allikad:		
1 – TÜ EMI andmekogud: topograafilised andmed (merepõhja sügavusraster, samasügavusjooned, rannajoon), füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste mõõtmiste andmed		
2 – TTÜ Meresüsteemide instituudi mudelarvutus		
3 – Üle-Läänemere füüsikalise-keemiliste parameetrite mudelarvutus (Bendtsen 2009)		
4 – avatus tuulest tingitud lainetusele; mudelarvutuse tulemus (Nikolopoulos & Isæus 2008)		
5 – Soome Meteoroloogiainstituut		

3. Tulemused

3.1. Matemaatiliste mudelite ülevaade

Mudelite ennustusvõime AUC skoori põhjal oli hea või suurepärase, sest oli alati üle 0,8 (tabel 4). Parimaid tulemusi andsid mudelitüübid GAM ja BRT (tabel 4). Üldiselt oli BRT ennustusvõime kõrgem kui GAM-il, kuid kohati esines vähesel määral BRT mudelite ülesobitamist (*overfitting*) ning sel juhul valiti kasutamiseks GAM. ROC-testi põhjal olid RF mudelid peaaegu sama head kui BRT omad kuid nad olid mõnevõrra tugevamate ülesobitamise ilmingutega. MARS mudelid kahekaupa interaktsioonidega kaldusid kõige enam ülesobitamisse. Kõigi mudelitüüpide puhul esines mõningatel juhtudel ebaadekvaatseid prognoose piirkondadesse, kus lähikonnas puudusid sõltuva muutuja sisendandmed. Samas leidis iga modelleeritava tunnuse kohta mõni mudel, mis toimis adekvaatselt ja seetõttu oli mitme erineva mudelitüübi kasutamine täielikult õigustatud.

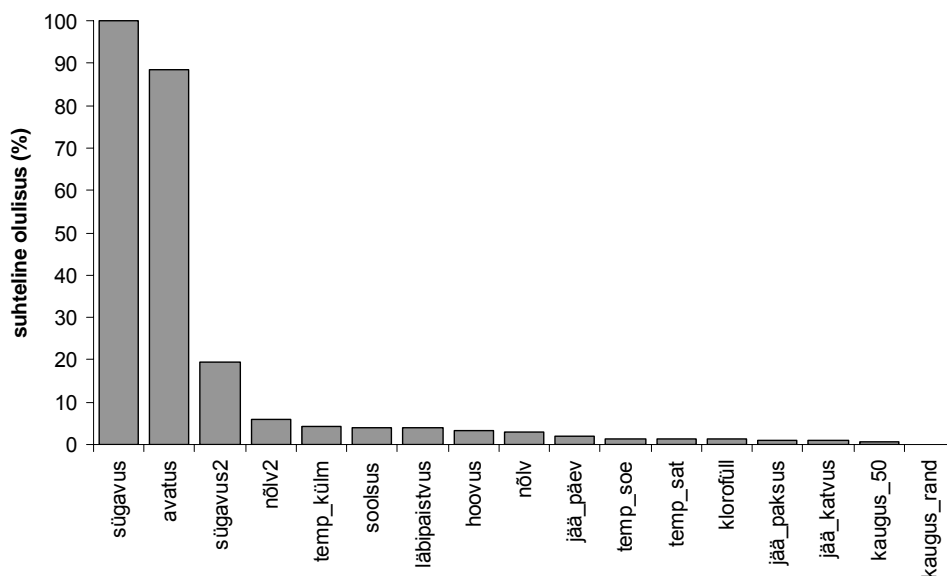
Tabel 4. Ülevaade loodusdirektiivi elupaigatüüpide tunnusliikide/rühmade leviku ennustamiseks kasutatud matemaatilistest mudelitest. Punkt näitab vastava mudelitüübi kasutamist ja arv näitab parimaks osutunud mudeli AUC-väärtust. Sisendandmete tüüp näitab, kas modelleeritava liigi/rühma sisendandmed pärinesid katvushinnangutest, biomassiproovidest või nende kahe kombinatsioonist.

sisendandmete tüüp	mudel	Karide tunnusliigid						Liivamadalate tunnusliigid				
		põisadru	agarik	niitjad vetikad	söödav rannakarp	rändkarp	tavaline tõruvähk	mändvetikad	kõrgemad taimed	pikk merihein	infauna karbid	
katvus	GAM	•	0,857	0,836	•	•	•	•	0,929	•		
	MARS1	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
	MARS2	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
	BRT	0,928	•	•	•	•	•	•	•	0,928		
	RF	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
katvus+biomass	GAM	•	•	•	•	0,976	0,849	•	•	•		
	MARS1	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
	MARS2	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
	BRT	•	•	•	0,886	•	•	0,958	•	•		
	RF	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
biomass	GAM										0,824	
	MARS1										•	
	MARS2										•	
	BRT										•	
	RF										•	

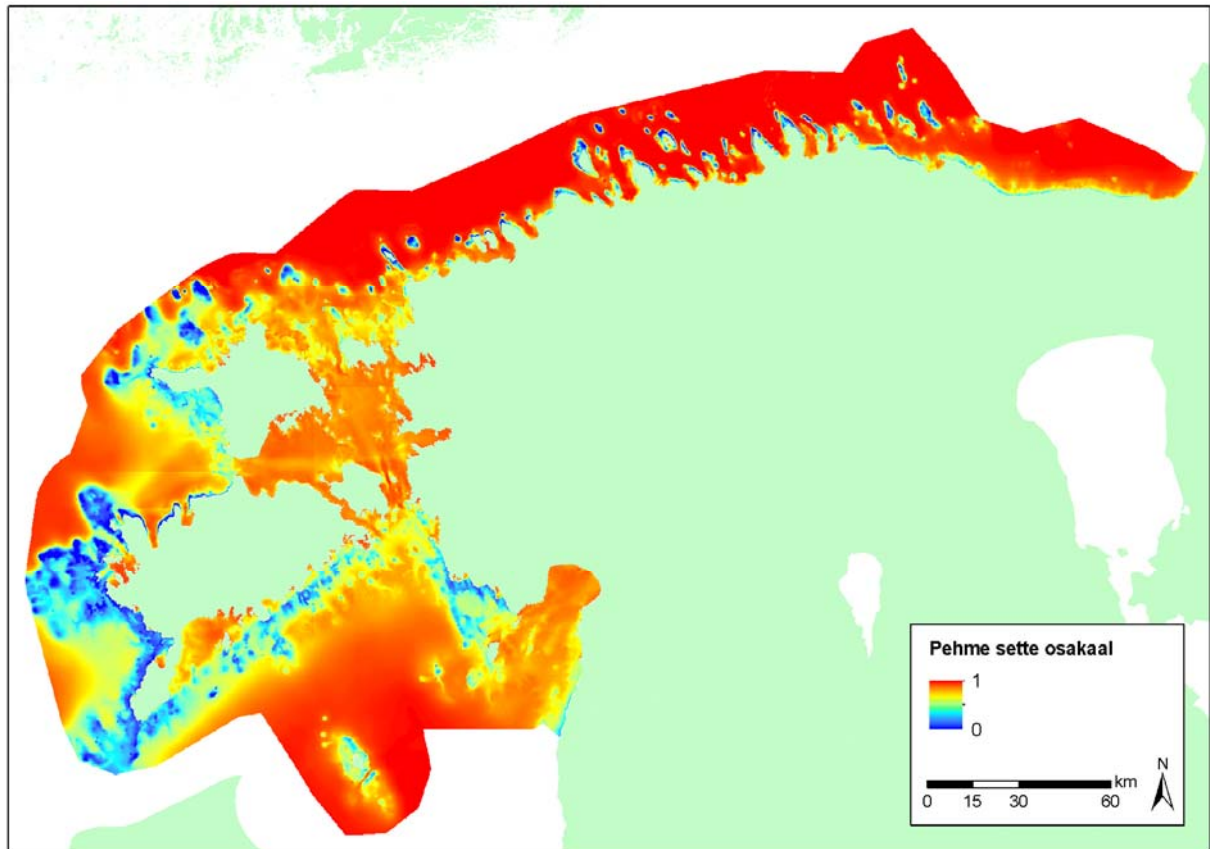
3.2. Merepõhja substraadi levik

3.2.1. Pehme sette osakaal

Pehme sette osakaalu ennustamisel osutus parimaks mudeliks GAM ning selle mudeli ennustust kasutati ühe sõltumatu muutujana liikide ja elupaikade mudelites. Pehme sette osakaal oli enim mõjutatud sügavusest ja avatusest lainetusele (joonis 3). Ennustuse tulemus (joonis 4) näitab, et pehmed setted on eelkõige levinud sügavamatel merealadel ja varjatud lahtedes. Kõva merepõhja substraat on seotud madalate ja hüdrodünaamiliselt aktiivsete piirkondadega nagu poolsaarte tipud, avamere madalikud ja Balti klindi veealune osa (joonis 4).



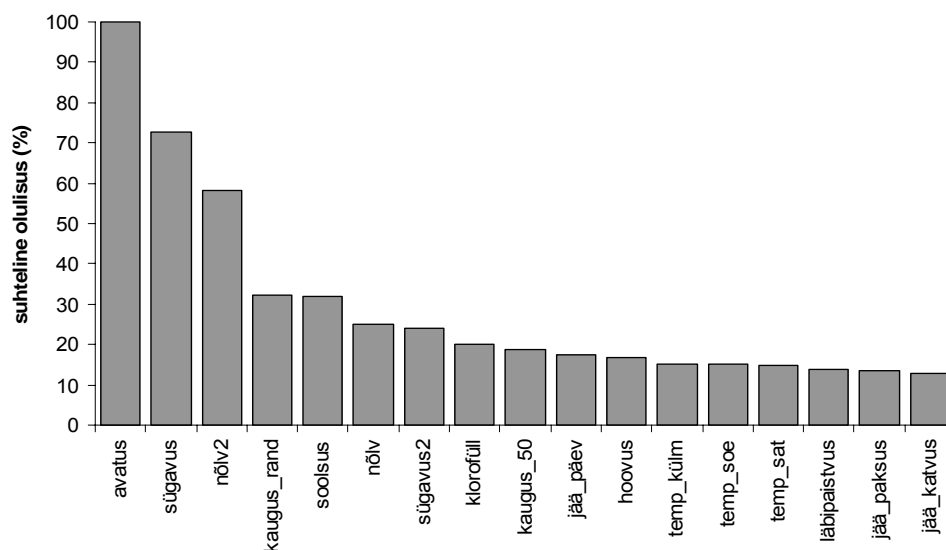
Joonis 3. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus merepõhja pehme sette osakaalu leviku ennustamisel.



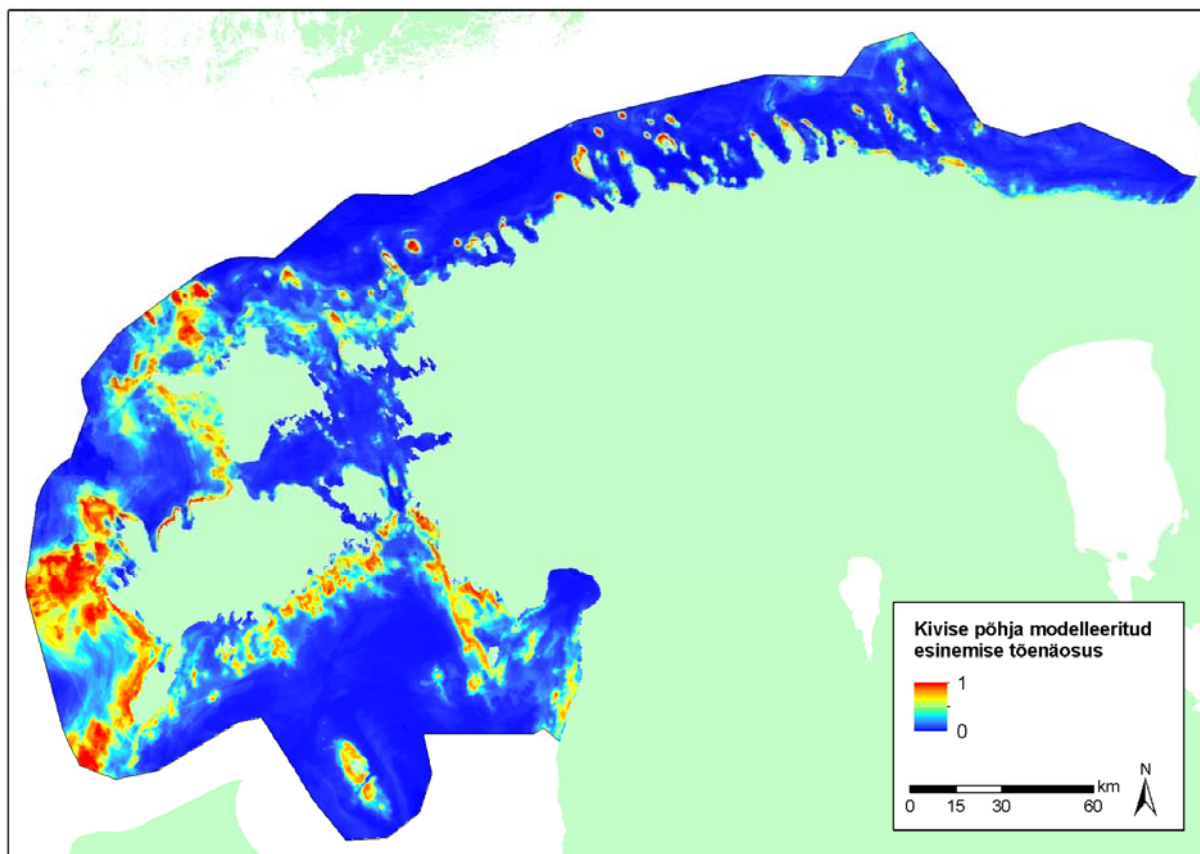
Joonis 4. Modelleeritud pehme sette osakaal.

3.2.2. Kivise põhja levik

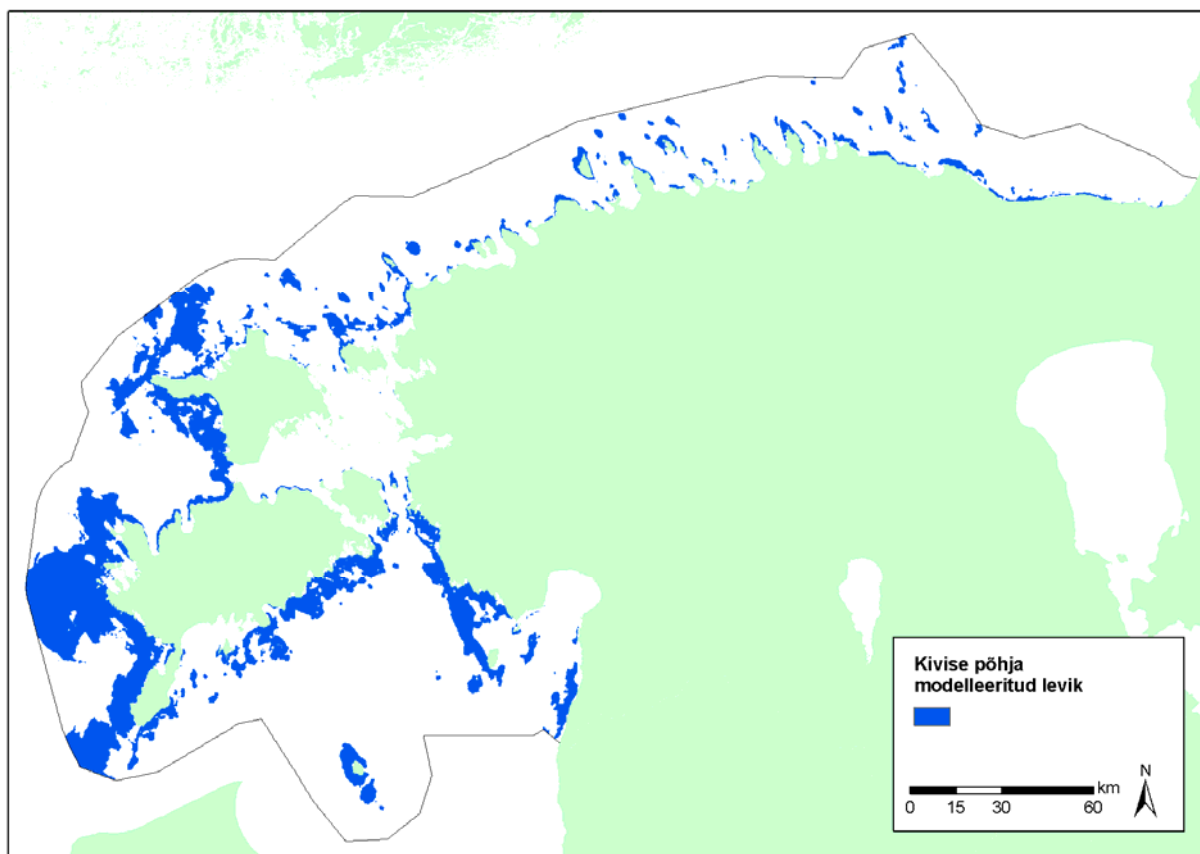
Kivise põhja leviku ennustamisel osutus parimaks mudeliks BRT, mille järgi kivise põhja levikut mõjutavad enim avatus lainetusele, sügavus ja merepõhja nõlva kalle 2 km raadiuses (joonis 5). Kivise põhja leviku ennustus on heas kooskõlas pehme sette osakaalu modelleeritud levikuga – kivised põhjad esinevad suurema tõenäosusega lainetusele rohkem avatud madalates piirkondades (joonised 6 ja 7).



Joonis 5. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus kivise merepõhja leviku ennustamisel.



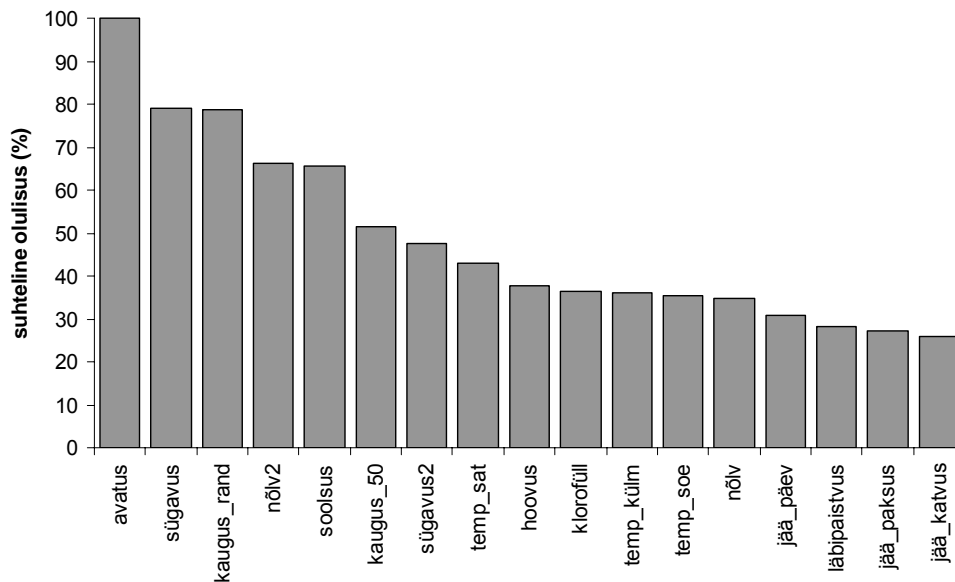
Joonis 6. Kivise põhja modelleeritud esinemise tõenäosus.



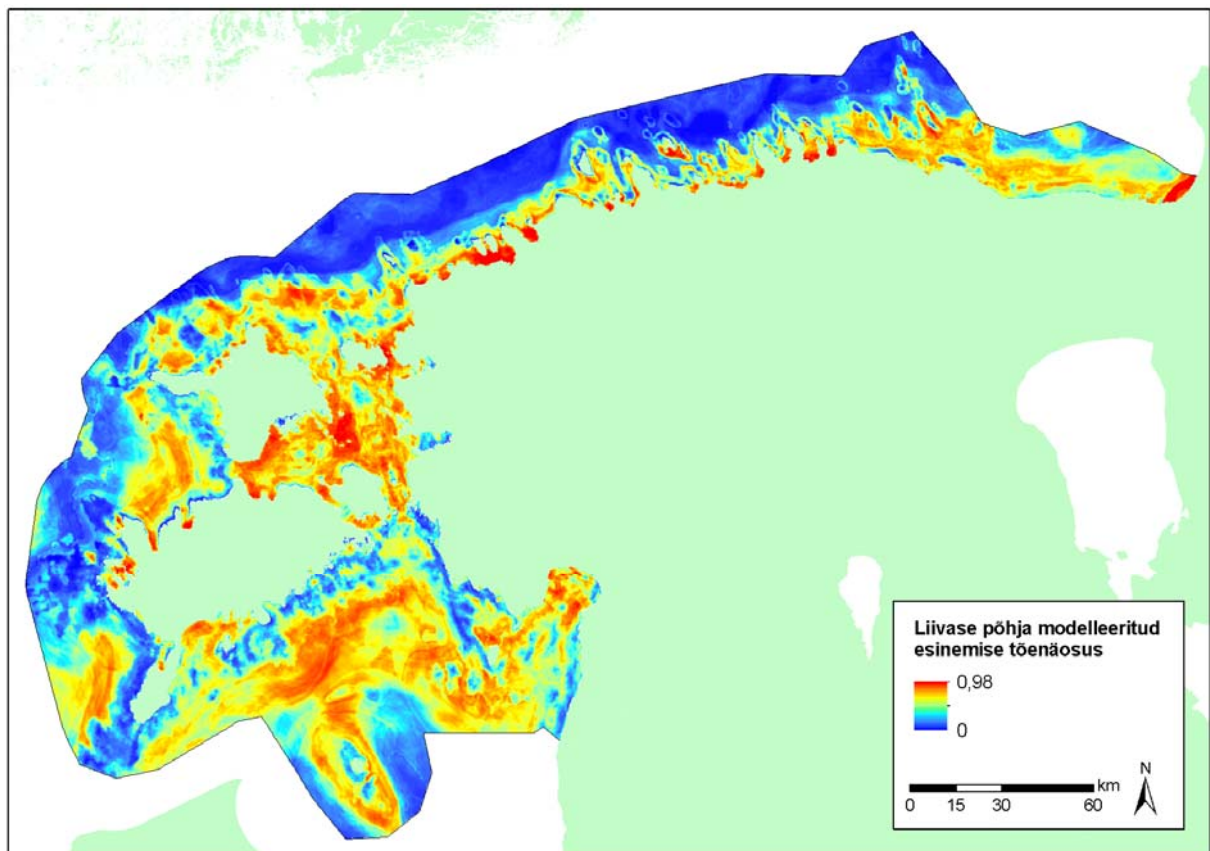
Joonis 7. Kivise põhja modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

3.2.3. Liivase põhja levik

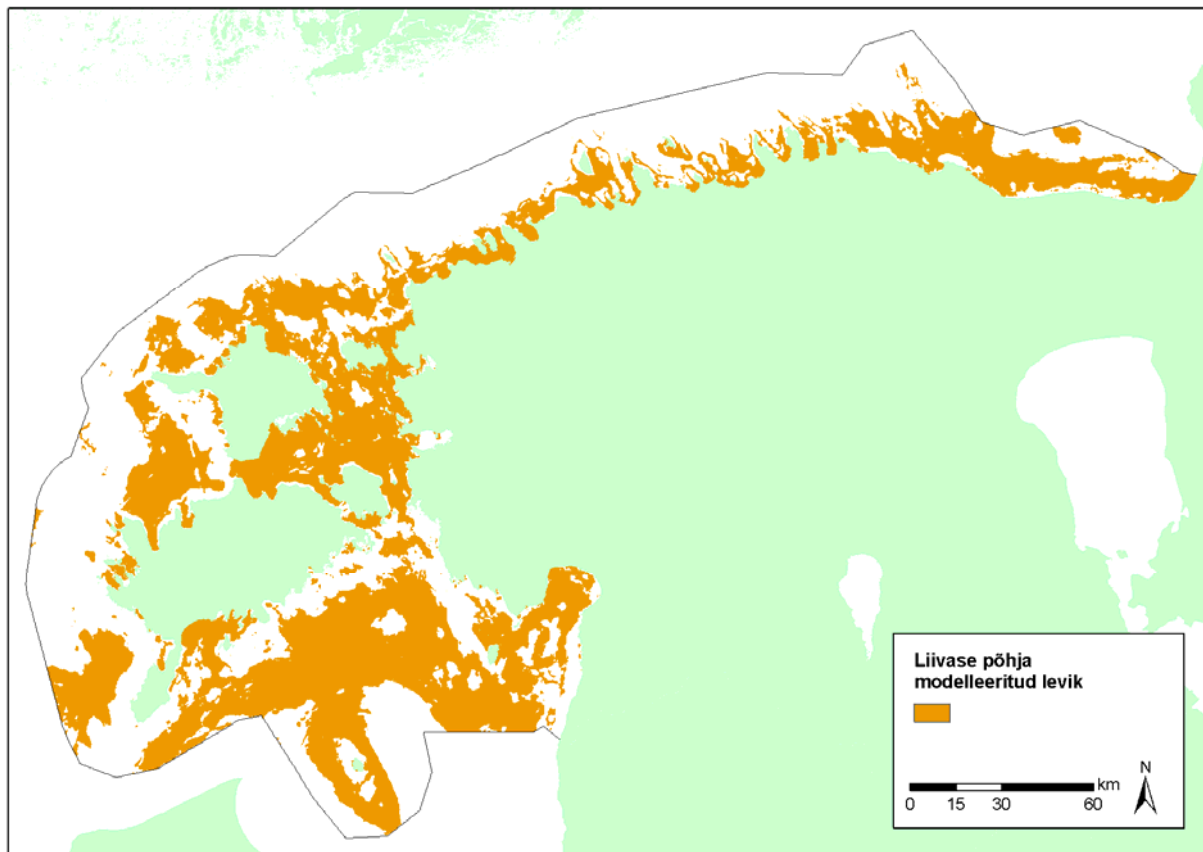
Liivase põhja leviku ennustamisel osutus parimaks mudeliks BRT, mille järgi liivase põhja levikut mõjutavad enim avatus lainetusele, sügavus ja kaugus rannajoonest (joonis 8). Liiva domineerimisega merealad on ennustuse kohaselt väga laialt levinud (joonised 9 ja 10) ja puuduvad ainult väga sügavates piirkondades, kus domineerib muda ning väga avatud ja põhjareljeefis eenduvates piirkondades, kus domineerivad kivid.



Joonis 8. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus liivase merepõhja leviku ennustamisel.



Joonis 9. Liivase põhja modelleeritud esinemise tõenäosus.

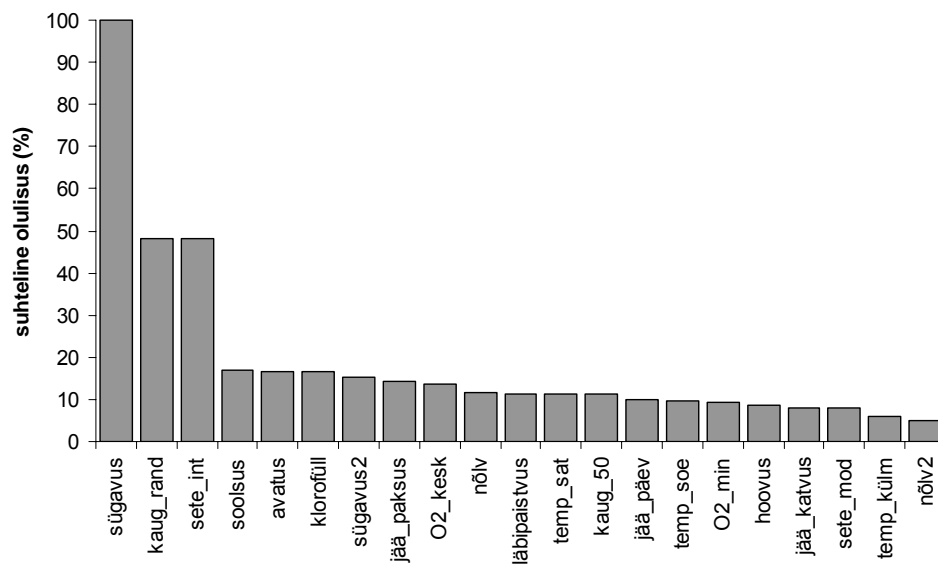


Joonis 10. Liivase põhja modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

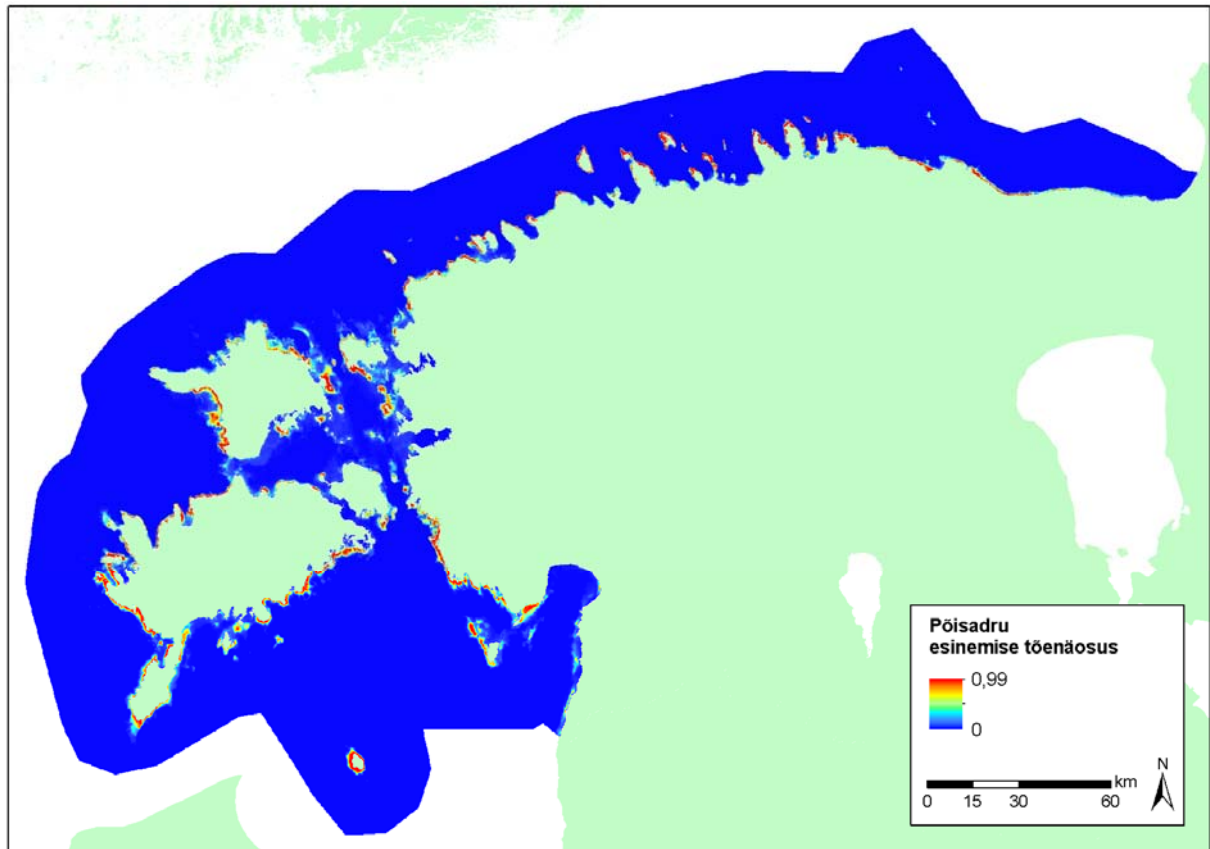
3.3. Tunnusliikide levik

3.3.1. Karide tunnusliigid ja -rühmad

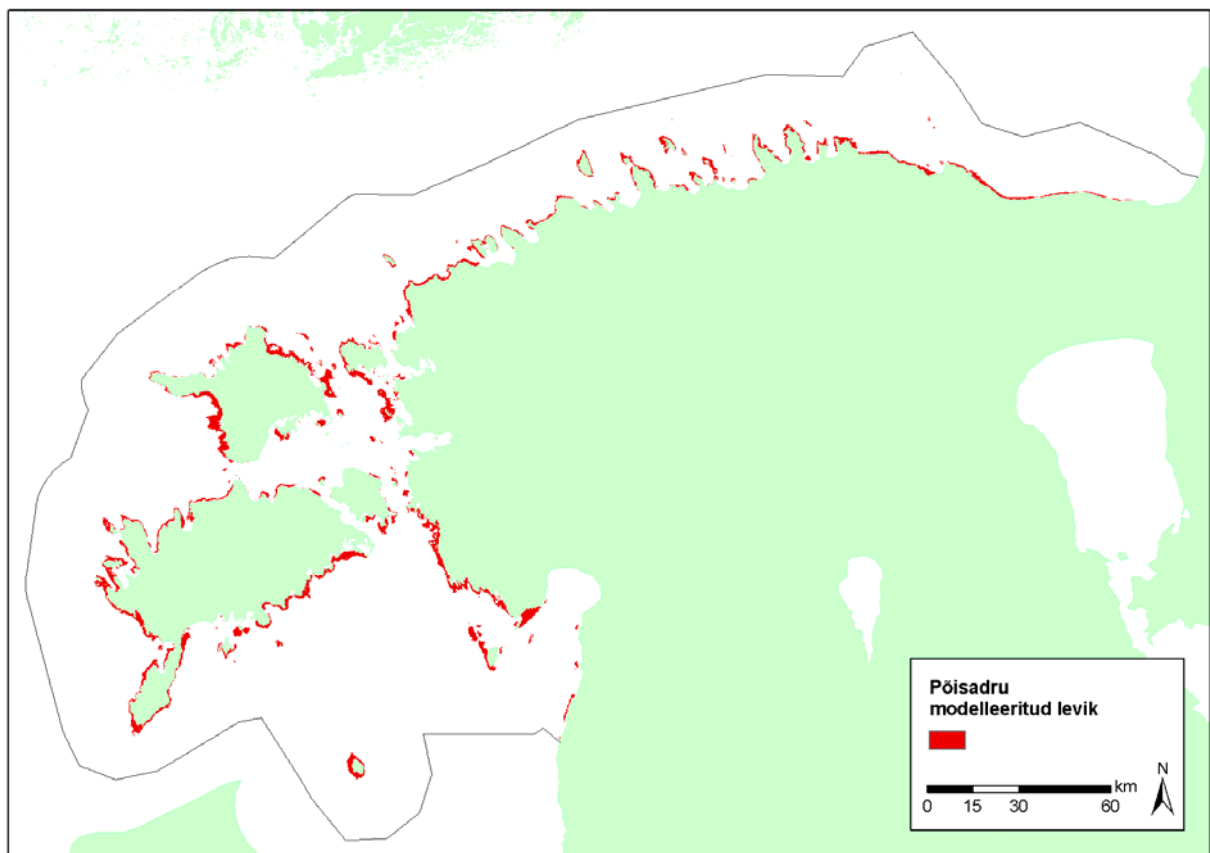
Põisadru (*Fucus spp.*) levikut kirjeldas kõige paremini katvusandmete põhjal arvatud BRT mudel, mille ennustusvõimet näitav AUC väärtus oli 0,928. Keskkonnamuutujatest oli selgelt olulisim sügavus (joonis 11). Sügavusele järgnesid võrdväärse olulisusega kaugus rannajoonest ja pehme sette osakaal ning järgmises plokis soolsus, avatus lainetusele ja klorofüllisisaldus (joonis 11). Vastavalt mudelennustusele on põisadru esinemise tõenäosus kõrgeim madalas rannikuäärses meres, kus leidub kõva substraati (joonis 12, 13)



Joonis 11. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus põisadru (*Fucus spp.*) leviku ennustamisel.

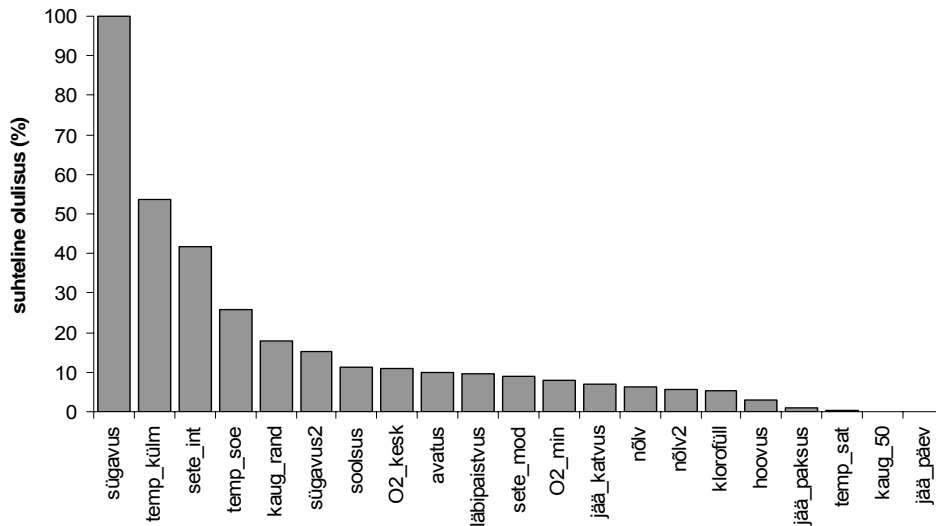


Joonis 12. Põisadru (*Fucus spp.*) modelleeritud esinemise tõenäosus.

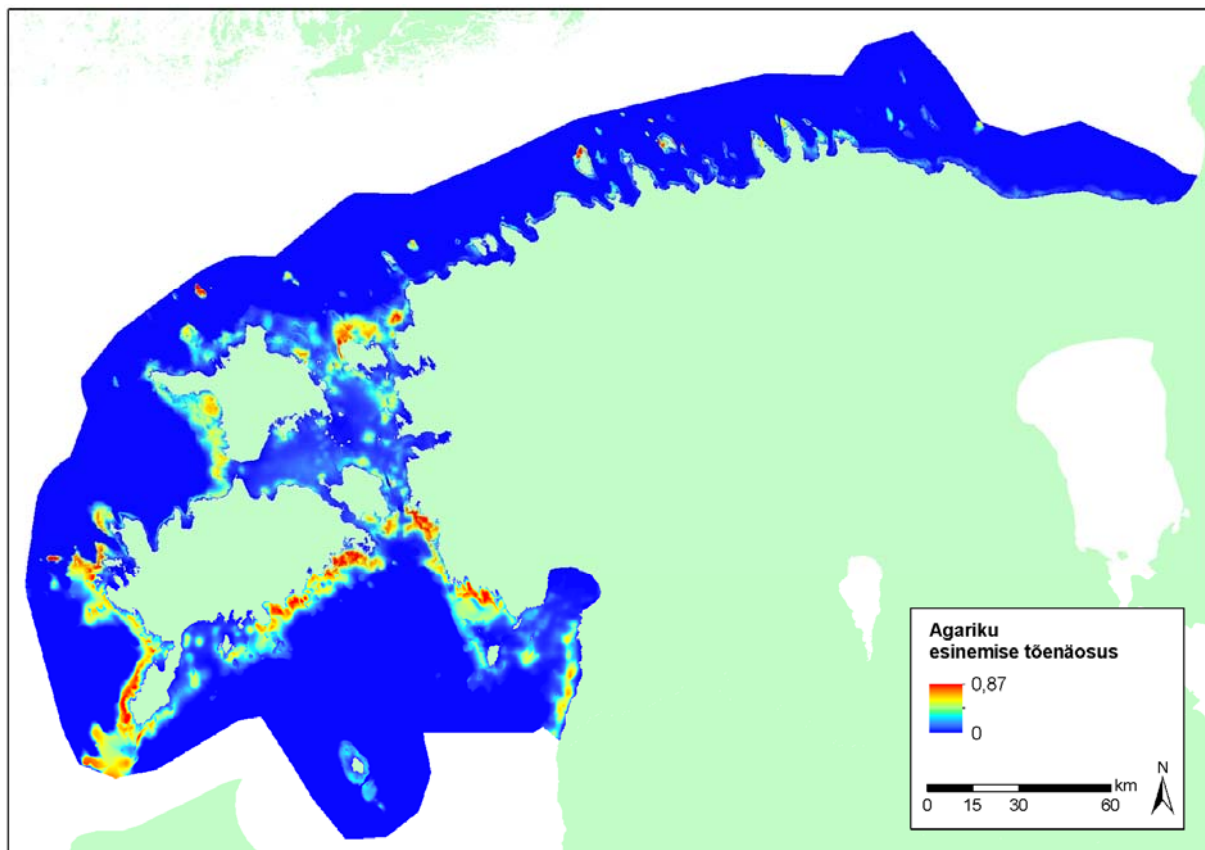


Joonis 13. Põisadru (*Fucus spp.*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

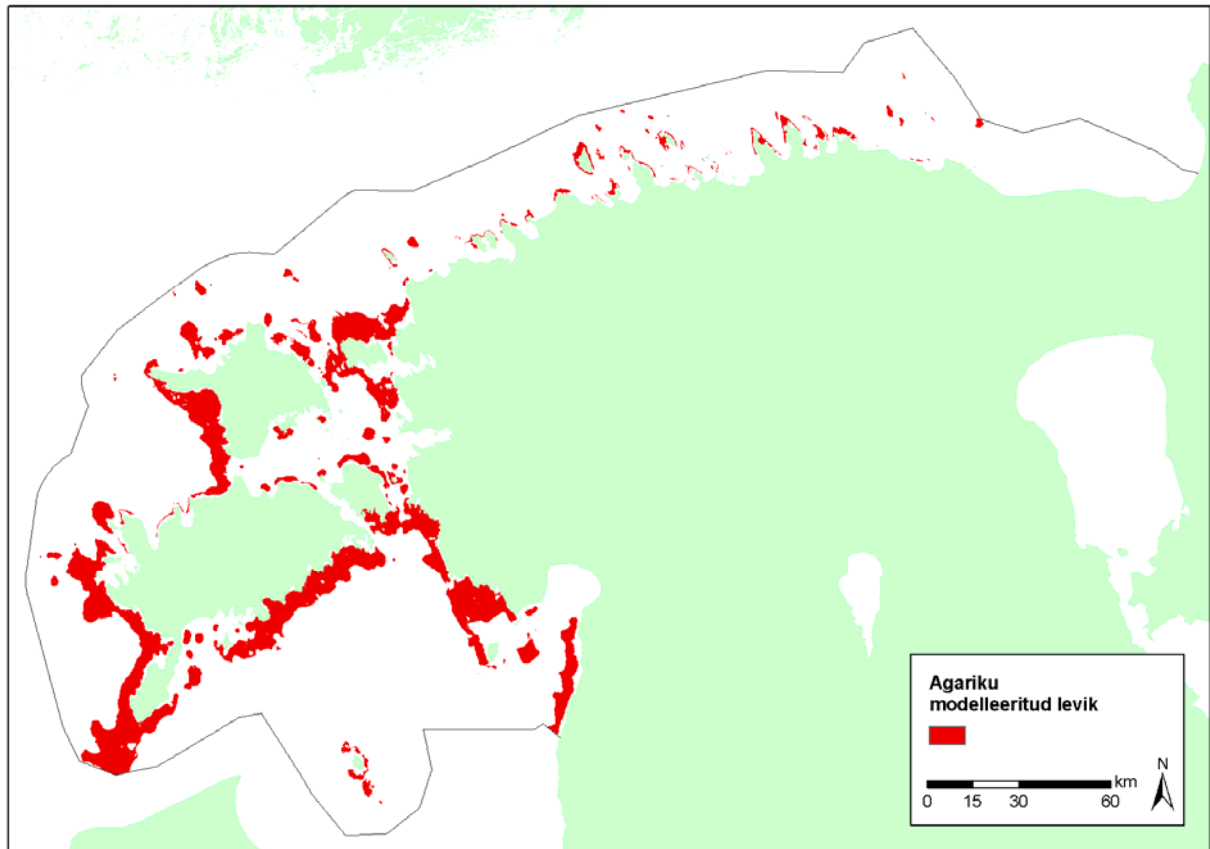
Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) ennustamiseks oli peamiseks mudeliks katvusandmete põhjal koostatud GAM, mille AUC väärtus oli 0,857. Valitud mudelis olid tähtsaimateks keskkonnamuutujateks sügavus, külma poolaasta temperatuur ja interpoleeritud pehme sette osakaal (joonis 14). Võrreldes põisadruga on agariku levikuvöönd laiem, sest agarik suudab asustada tunduvalt sügavamaid alasid (joonis 15, 16). Kuna ennustati tavalise kõvale põhjale kinnituva agariku vormi levikut, siis ootuspäraselt ei ennusta mudel kõrget tõenäosust Kassari lahes, kuna seal esinevad liivased põhjad ja lahtine agariku vorm.



Joonis 14. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus agariku (*Furcellaria lumbricalis*) leviku ennustamisel.

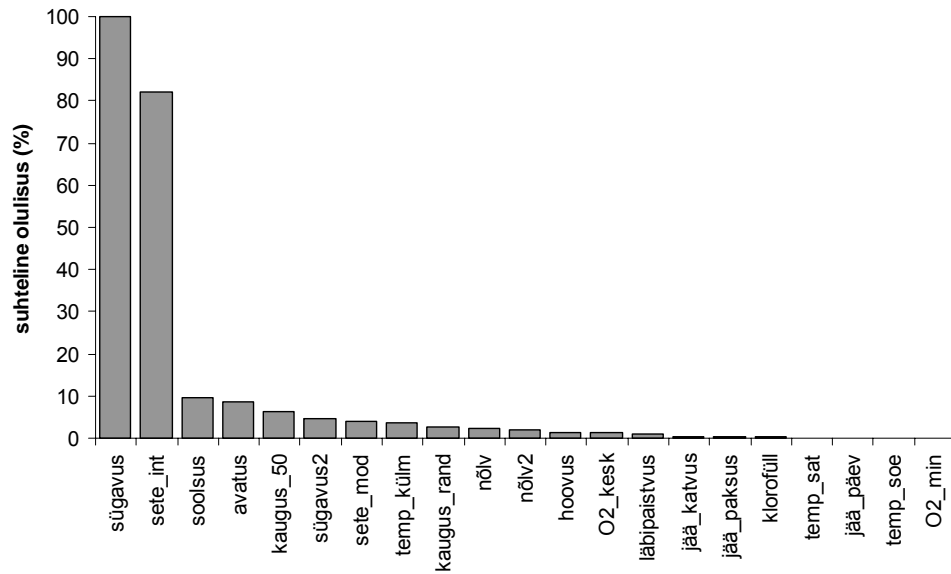


Joonis 15. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) modelleeritud esinemise tõenäosus.

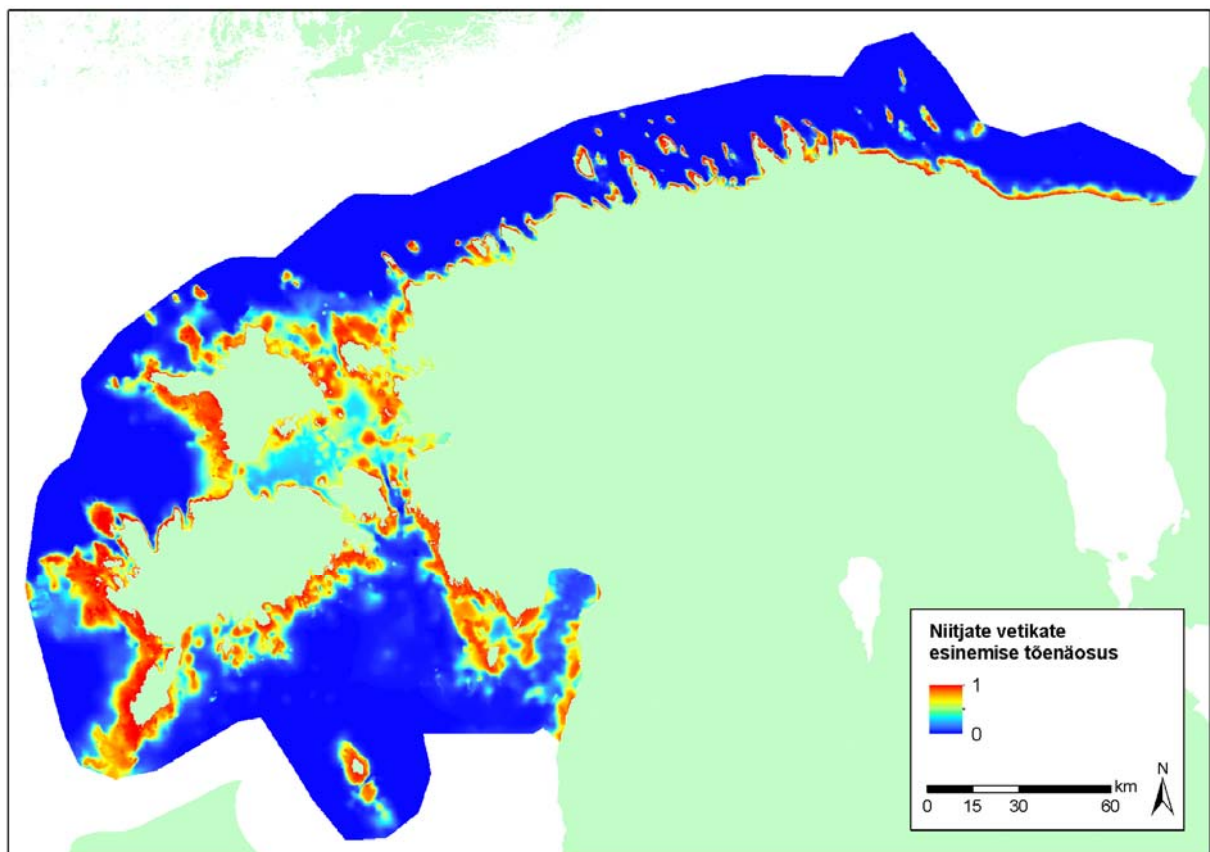


Joonis 16. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

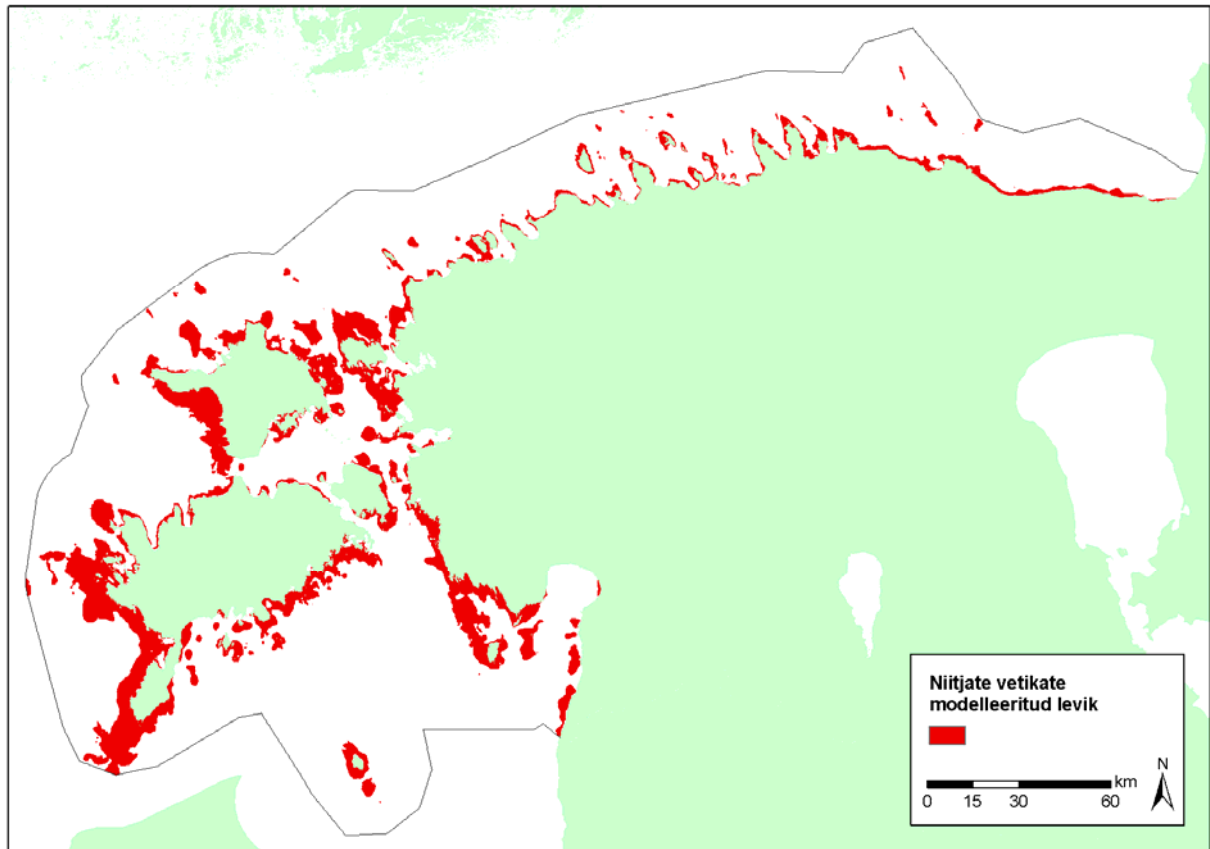
Niitjad vetikad on tinglik taimede rühma nimetus, mis sisaldab valdavalt niitjaid vetikaid kuid vähesel määral ka sifonaalse, lehtja jm ehitustüübiga vetikaid. Sisuliselt sisaldab rühm kõiki kõval substraadil kinnitunult kasvavaid vetikaid peale pikaealiste ja suuretalluseliste agariku ja põisadru. Niitjate vetikate leviku ennustamiseks kasutati GAM mudelit, mille AUC väärtus oli 0,836. Valitud mudelis olid äärmiselt olulised kaks keskkonnamuutujat – sügavus ja interpoleeritud pehme sette osakaal (joonis 17). Teiste keskkonnamuutujate olulisus oli väga väike. Selline olulisuse muster oli ootuspärane, sest niitjate vetikate rühm on äärmiselt liigirikas sisaldades liike, mis on võimelised asustama kõvasid põhjasid kogu eufotilise tsooni ulatuses sõltumata muudest keskkonnamuutujatest peale sügavuse ja põhjatüübi. Seda kinnitab ka mudeli ennustus (joonised 18 ja 19): niitjate vetikate rühma levik on väga lai kattudes suuresti kivise põhja ennustusega (joonis 7).



Joonis 17. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus niitjate vetikate leviku ennustamisel. Niitjad vetikad on tinglik taimede rühma nimetus, mis sisaldab valdavalt niitjaid vetikaid kuid vähesel määral ka muu ehitustüübiga vetikaid.

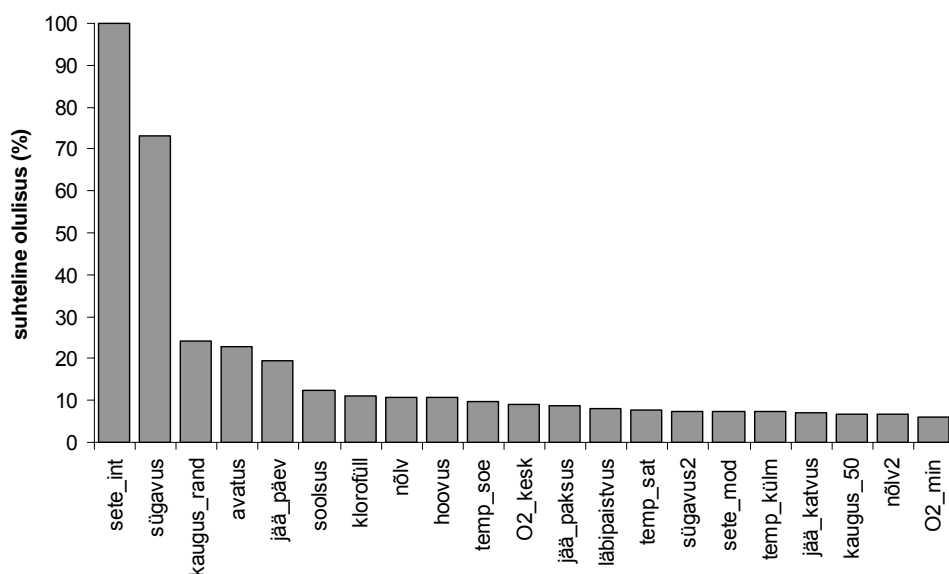


Joonis 18. Niitjate vetikate modelleeritud esinemise tõenäosus. Niitjad vetikad on tinglik taimede rühma nimetus, mis sisaldab valdavalt niitjaid vetikaid kuid vähesel määral ka muu ehitustüübiga vetikaid.

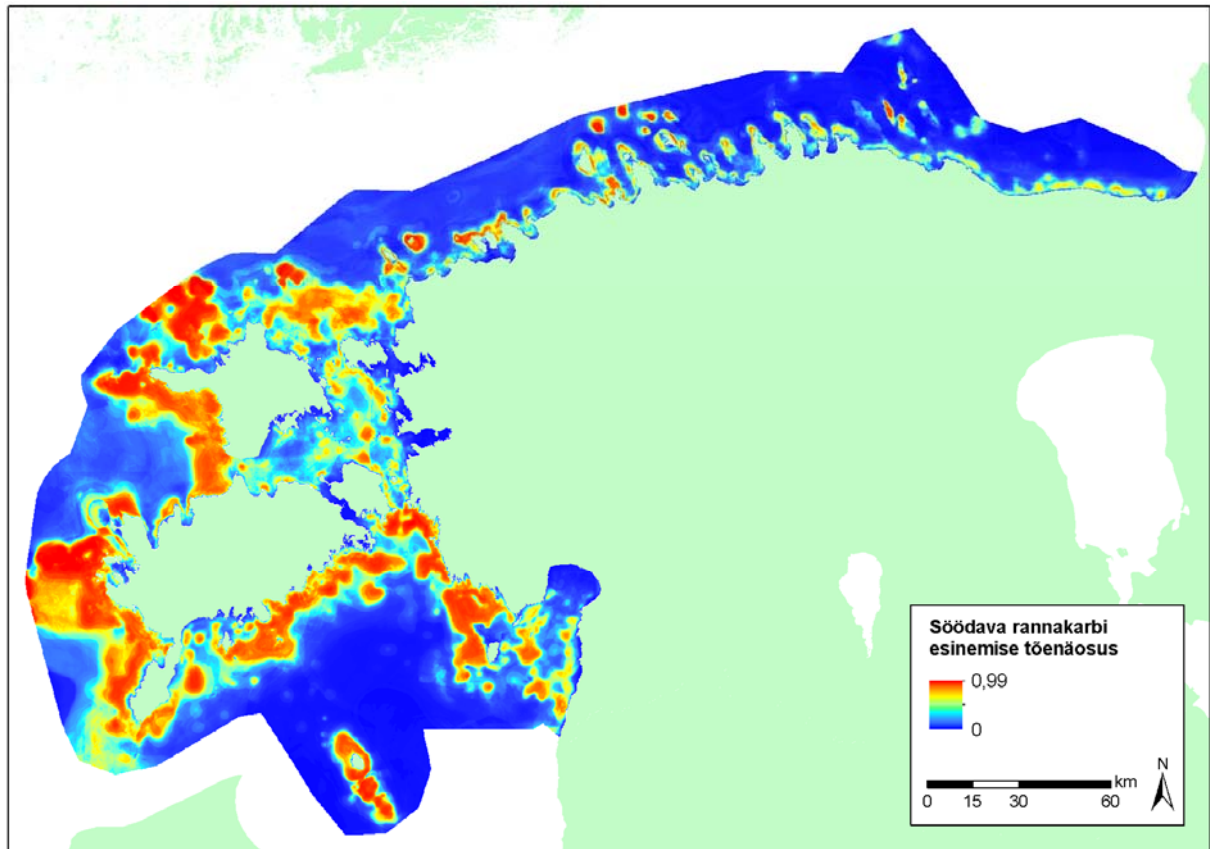


Joonis 19. Niitjate vetikate modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

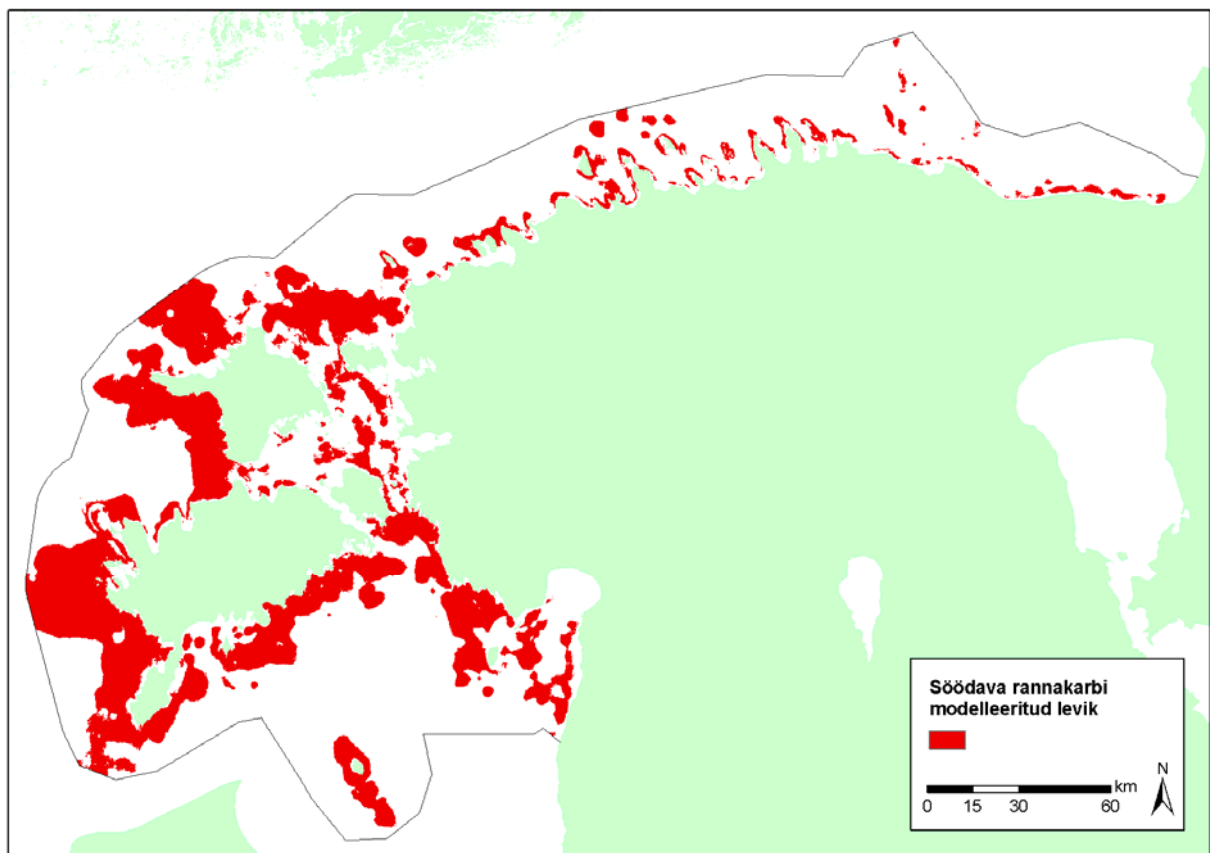
Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) leviku ennustamiseks valiti katvuse ja biomassi koondandmetel põhinev BRT mudel, mille AUC väärtus oli 0,886. Keskkonnamuutujatest olid kõige olulisemateks rannakarbi leviku kirjeldajateks pehme sette osakaal ja sügavus (joonis 20). Rannakarbi potentsiaalne levik Eesti territoriaalmeres on üsna laialdane, sest liik on võimeline asustama kõvasid põhjasid igasuguses sügavuses (joonised 21 ja 22). Mõnevõrra vähem esineb rannakarpi madalama soolsusega merepiirkondades.



Joonis 20. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) leviku ennustamisel.

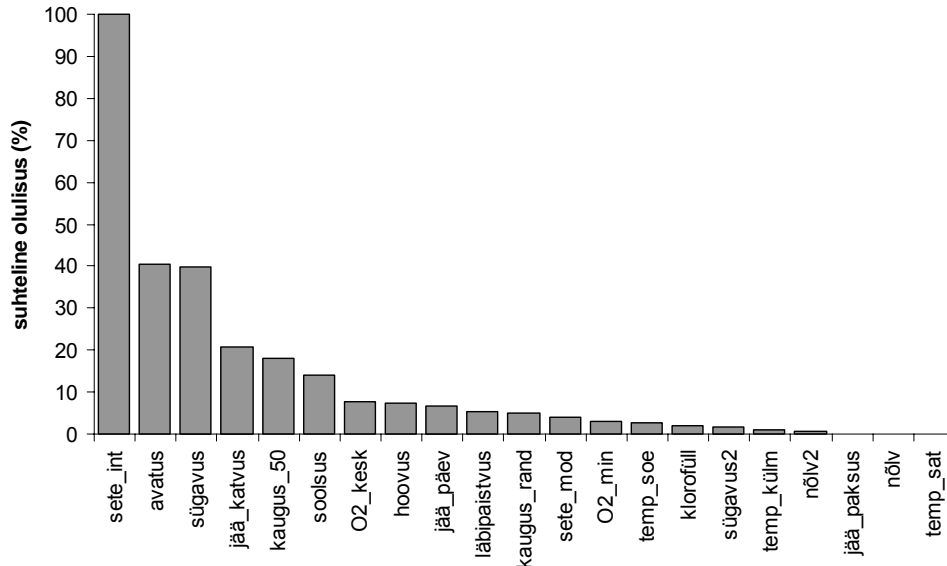


Joonis 21. Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) modelleeritud esinemise tõenäosus.

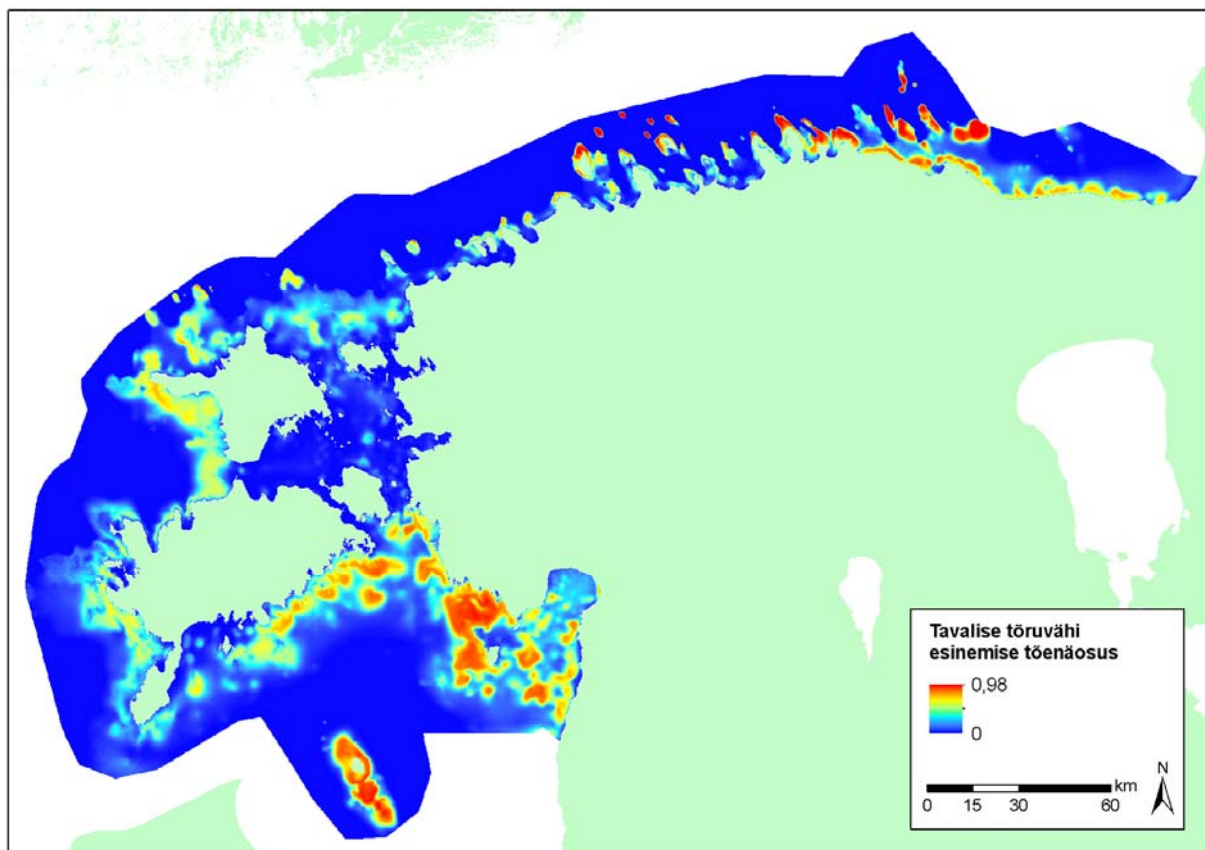


Joonis 22. Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

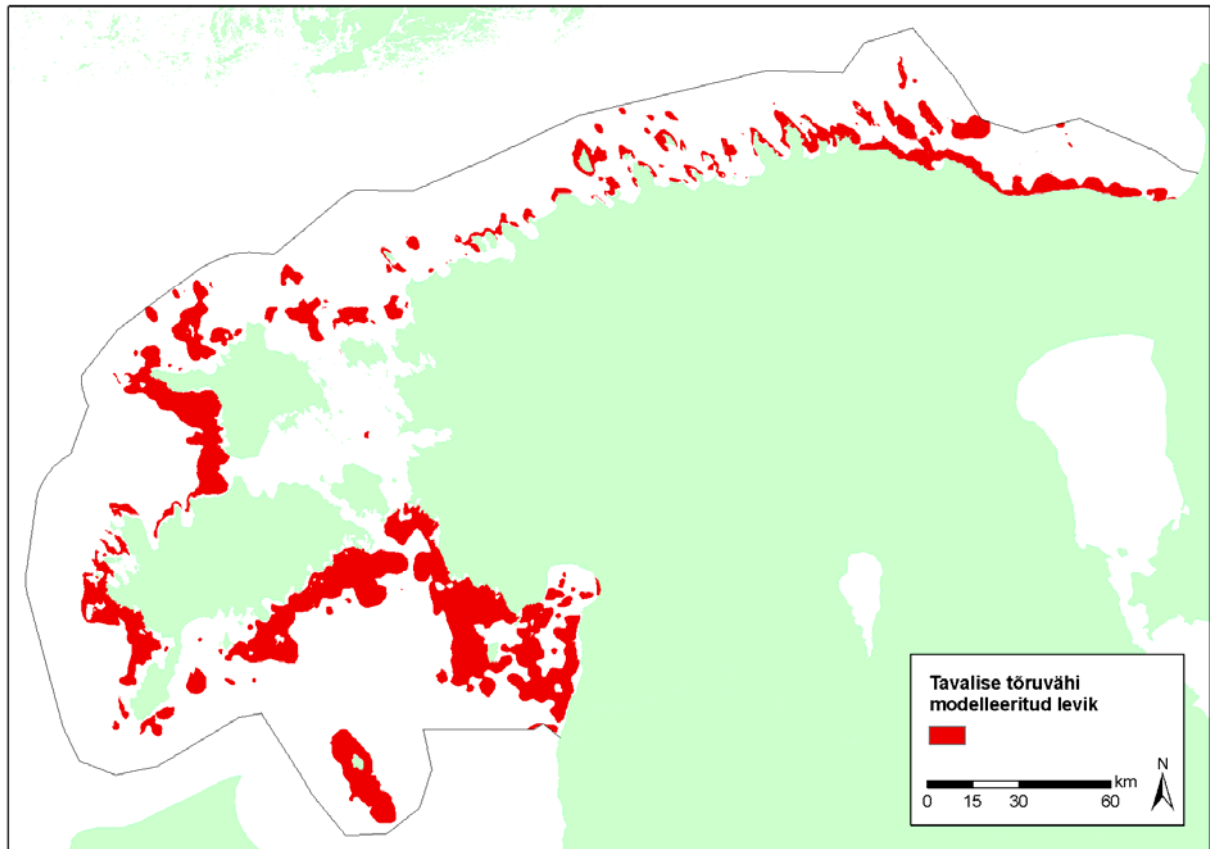
Tavalise tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) leviku ennustamisel osutus kõige sobivamaks GAM mudel, mis oli arvatud katvuse ja biomassi koondandmete põhjal ja mille AUC väärtus oli 0,849. Sarnaselt söödavale rannakarbile on ka tõruvähi levik peamiselt mõjutatud põhjasubstraadi iseloomust (joonis 23), aga võrreldes rannakarbiga on tõruvähk enam levinud magedama veega ja lainetuse eest rohkem varjatud merealadel (joonised 24 ja 25).



Joonis 23. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus tavalise tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) leviku ennustamisel.

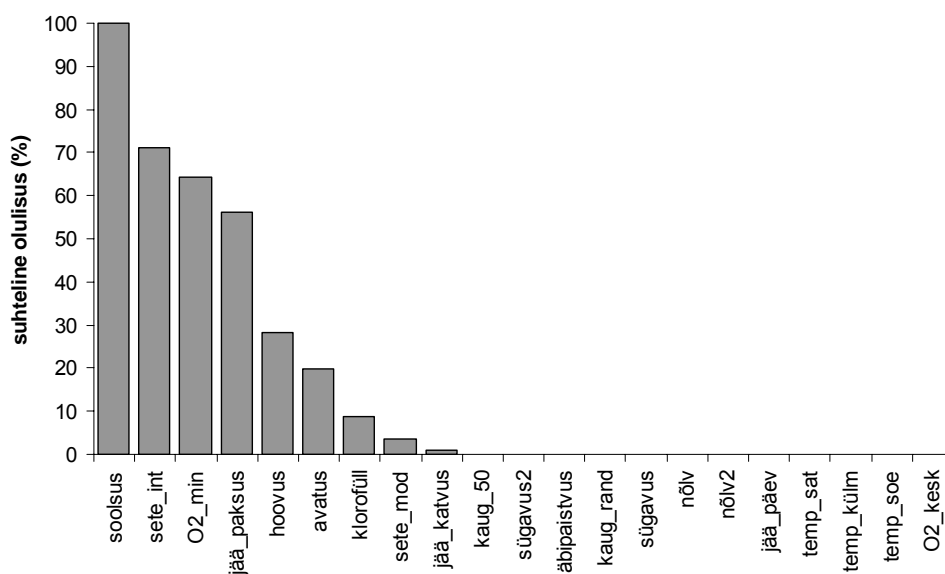


Joonis 24. Tavalise tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) modelleeritud esinemise tõenäosus.

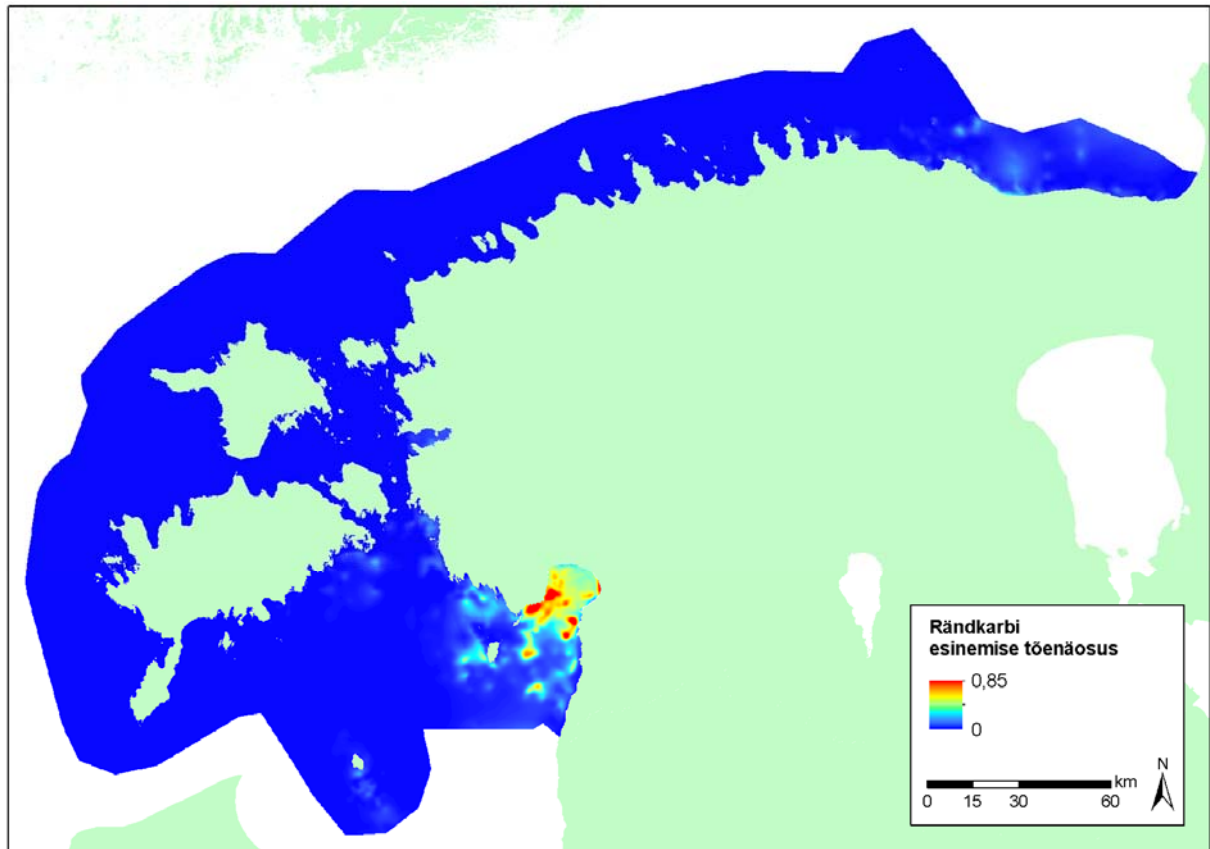


Joonis 25. Tavalise tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

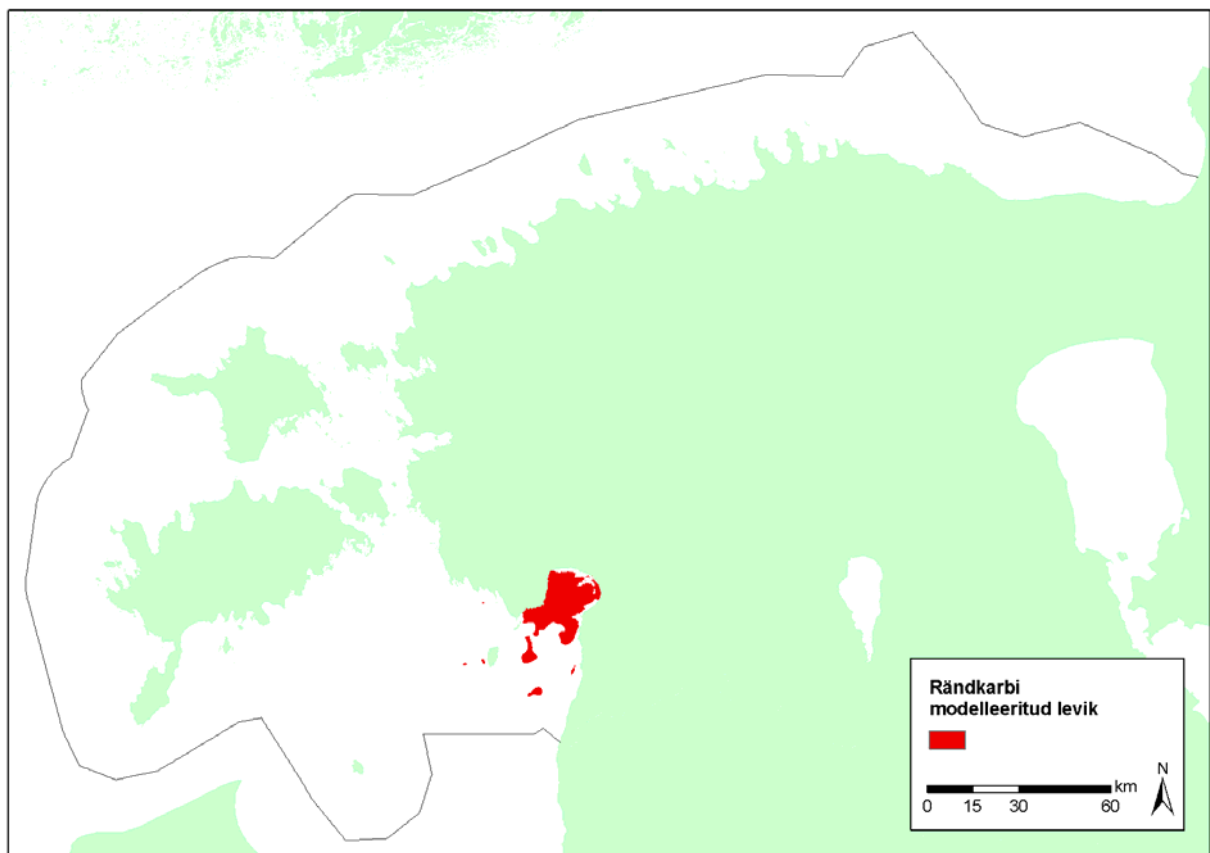
Rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) levikut ennustavatest mudelitest andis parima tulemuse GAM, mis põhines katvuse ja biomassi koondandmetel ja mille AUC väärtus oli 0,976. Rändkarp oli ainuke modelleeritud liik, mille levik sõltus kõige enam soolsusest (joonis 26), sest rändkarbi levik Eesti merealal piirdub peaaegu eranditult magedaveelise Pärnu lahega (joonised 27 ja 28). Muudest piirkondadest pärinevad peamiselt üksikleid.



Joonis 26. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) leviku ennustamisel.



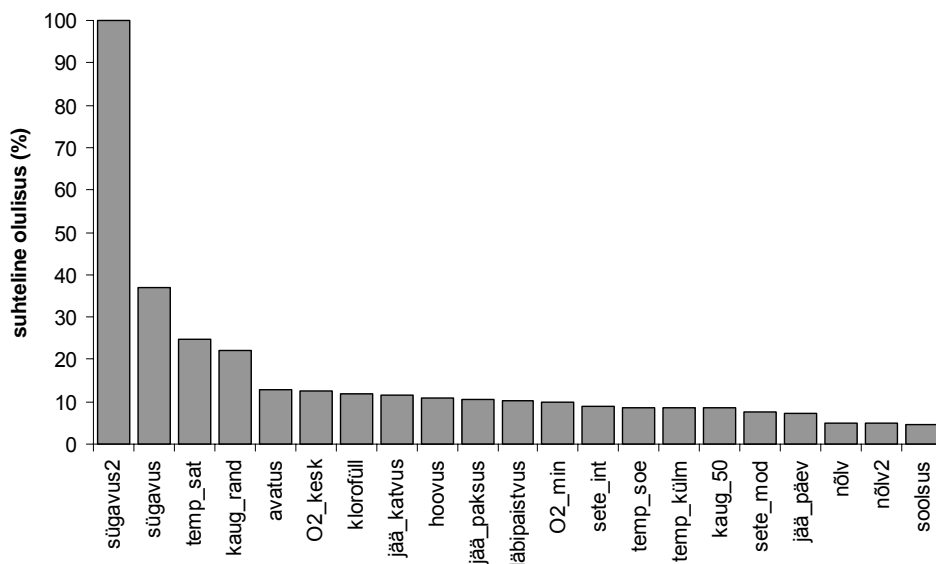
Joonis 27. Rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) modelleeritud esinemise tõenäosus.



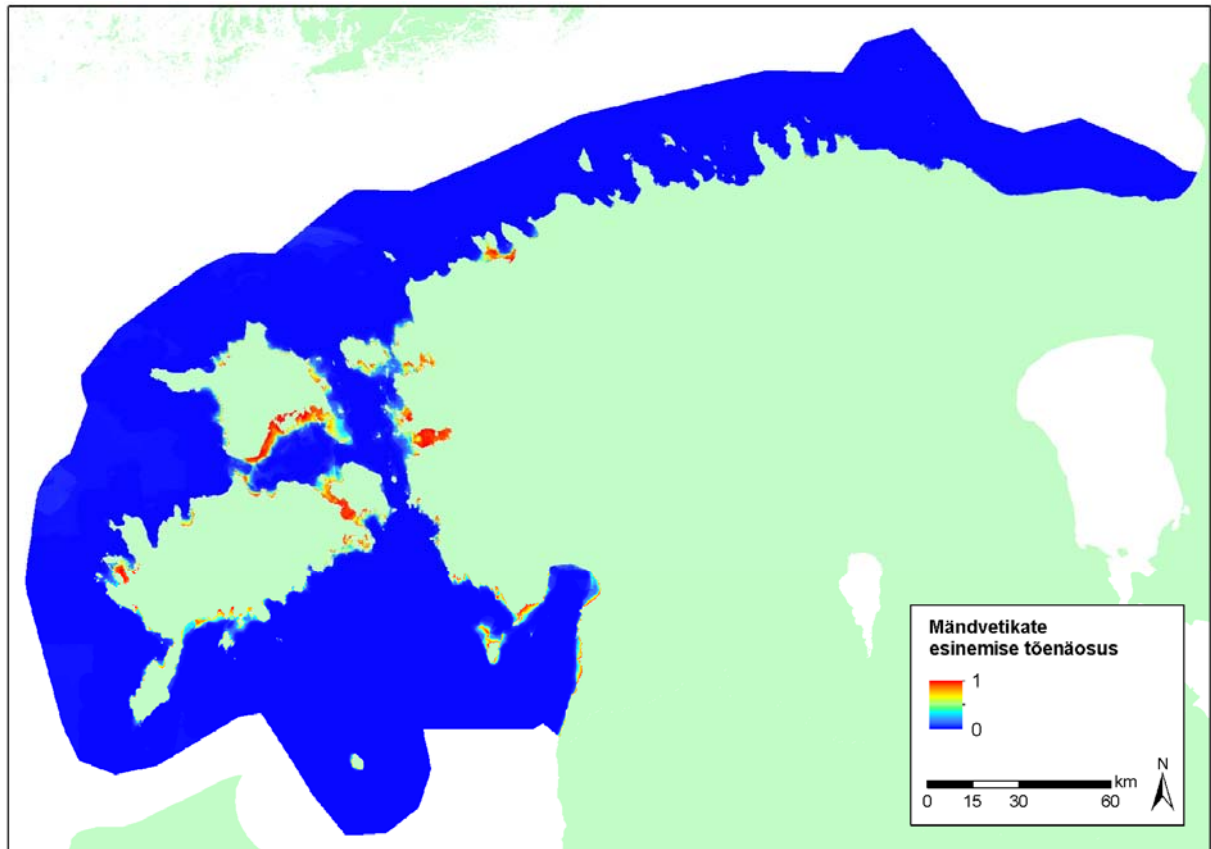
Joonis 28. Rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

3.3.2. Liivamadalate tunnusliigid ja -rühmad

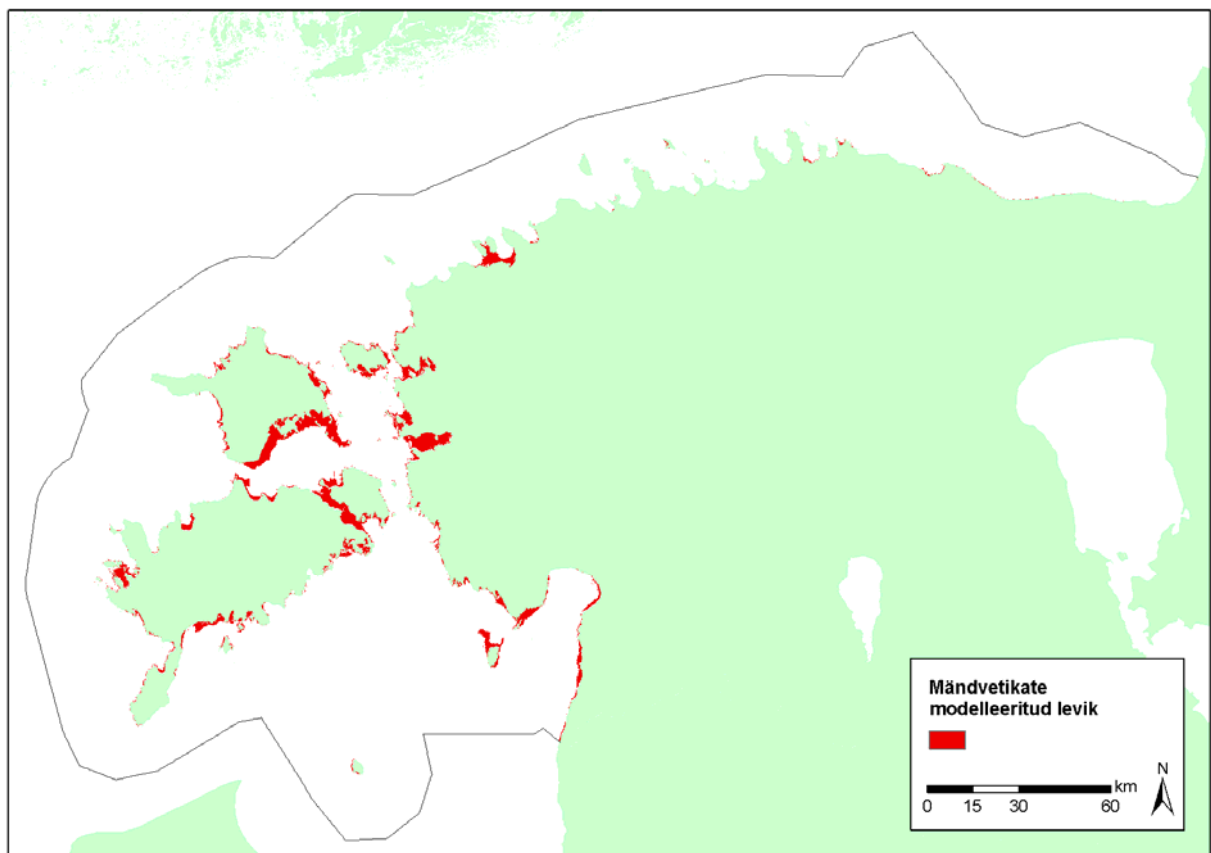
Mändvetikate rühma leviku modelleerimiseks valiti BRT mudel, mis põhines katvuse ja biomassi koondandmetel ja mille AUC väärtus oli 0,958. Tegemist on tunnusliikide ühe kõrgeima ennustusvõimega mudeliga, mida seletab asjaolu, et mändvetikad on väga kitsa ja selgepiirilise elupaigavalikuga rühm, kes asustab ainult väga madalaid lainetuse eest varjatud pehmepõhjalisi merealaseid. Kõige olulisemateks keskkonnamuutujateks mändvetikate leviku ennustamisel olid sügavus, keskmine sügavus 2 km raadiuses, satelliidilt mõõdetud temperatuur ja kaugus rannajoonest (joonis 29). Mitte ühelgi teisel modelleeritud liigil või rühmal ei olnud temperatuur keskkonnamuutujate olulisuse järjekorras nii kõrgel kohal kui mändvetikatel. See on hästi seletatav mändvetikate elupaigaeelistusega – madalad ja lainetuse eest hästi kaitstud merealad soojenevad kõige kõrgemate temperatuurideni. Mudelennustuse tulemuse kohaselt on mändvetikad enam levinud Lääne-Eestis, kus esineb rohkesti madalaveelisi varjatud lahtesid (joonised 30 ja 31).



Joonis 29. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus mändvetikate leviku ennustamisel.

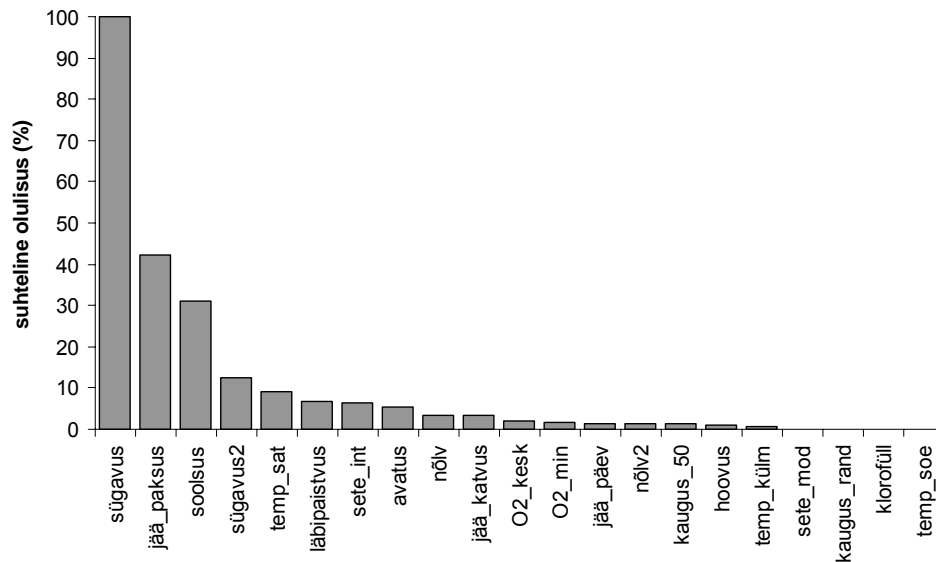


Joonis 30. Mändvetikate modelleeritud esinemise tõenäosus.

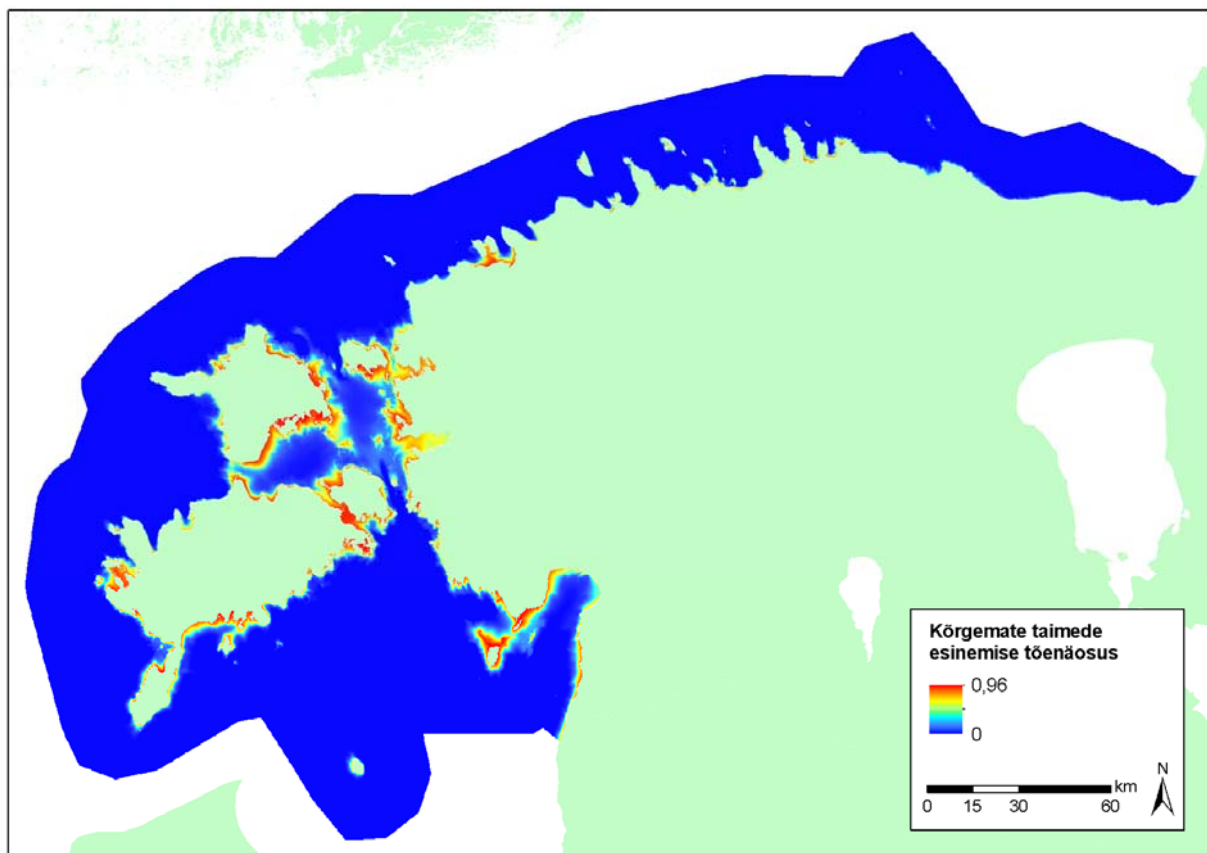


Joonis 31. Mändvetikate modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

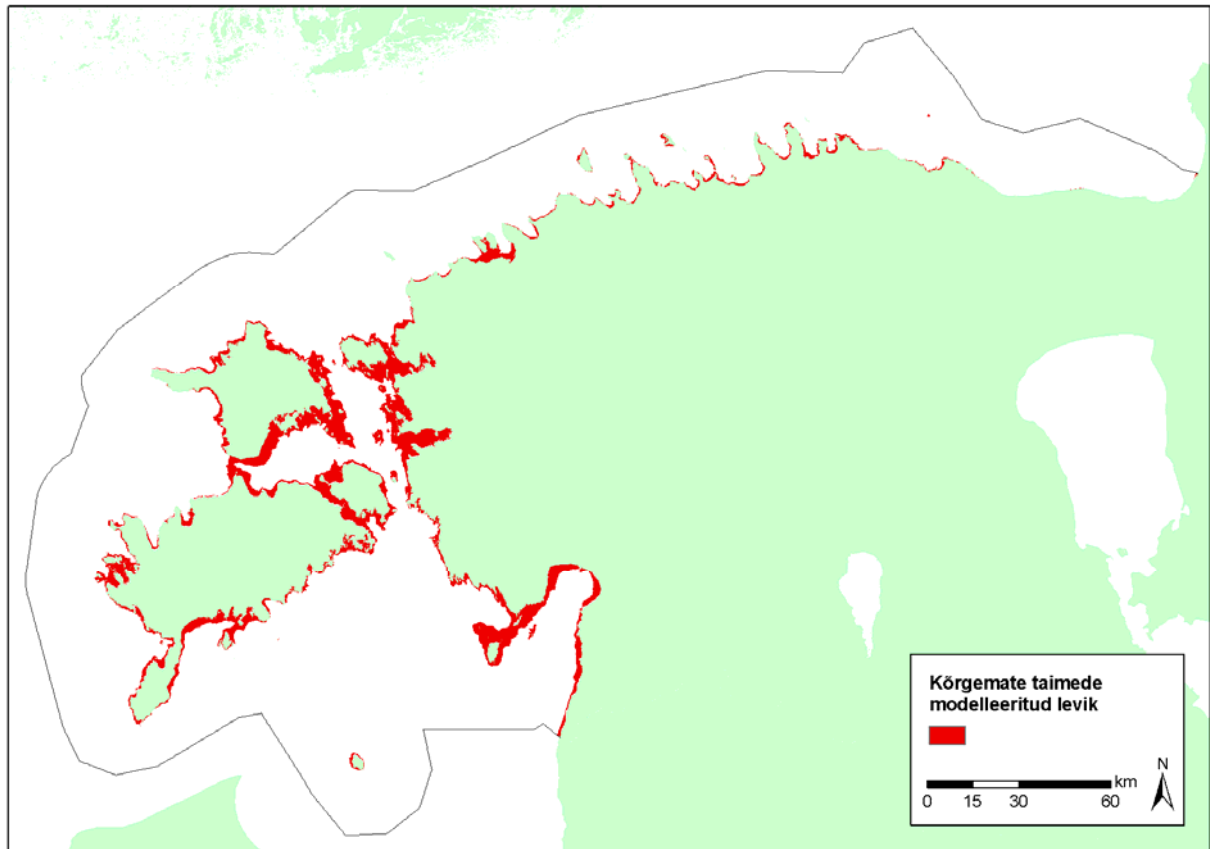
Kõrgemate taimede levikut ennustas kõige paremini katvusandmetel põhinev GAM mudel, mille AUC väärtus oli 0,929. Valitud mudelis oli kõrgemate taimede levik enim seotud sügavuse, jääkatte paksuse ja soolusega (joonis 32). Sooluse olulisus on seletatav sellega, et enamus meres leiduvaid kõrgemaid taimi on mageveelise päritoluga. Kõrgemate taimede üldine levikumuster oli sarnane määndvetikate omale kuid leviku piir ulatus mõnevõrra sügavamale kui määndvetikatel (joonised 33 ja 34).



Joonis 32. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus kõrgemate taimede leviku ennustamisel.

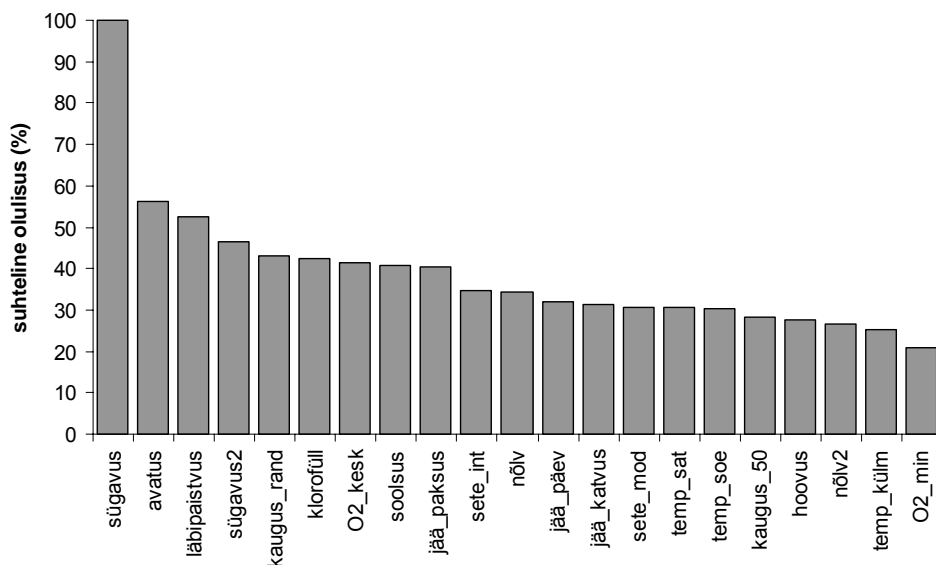


Joonis 33. Kõrgemate taimede modelleeritud esinemise tõenäosus.

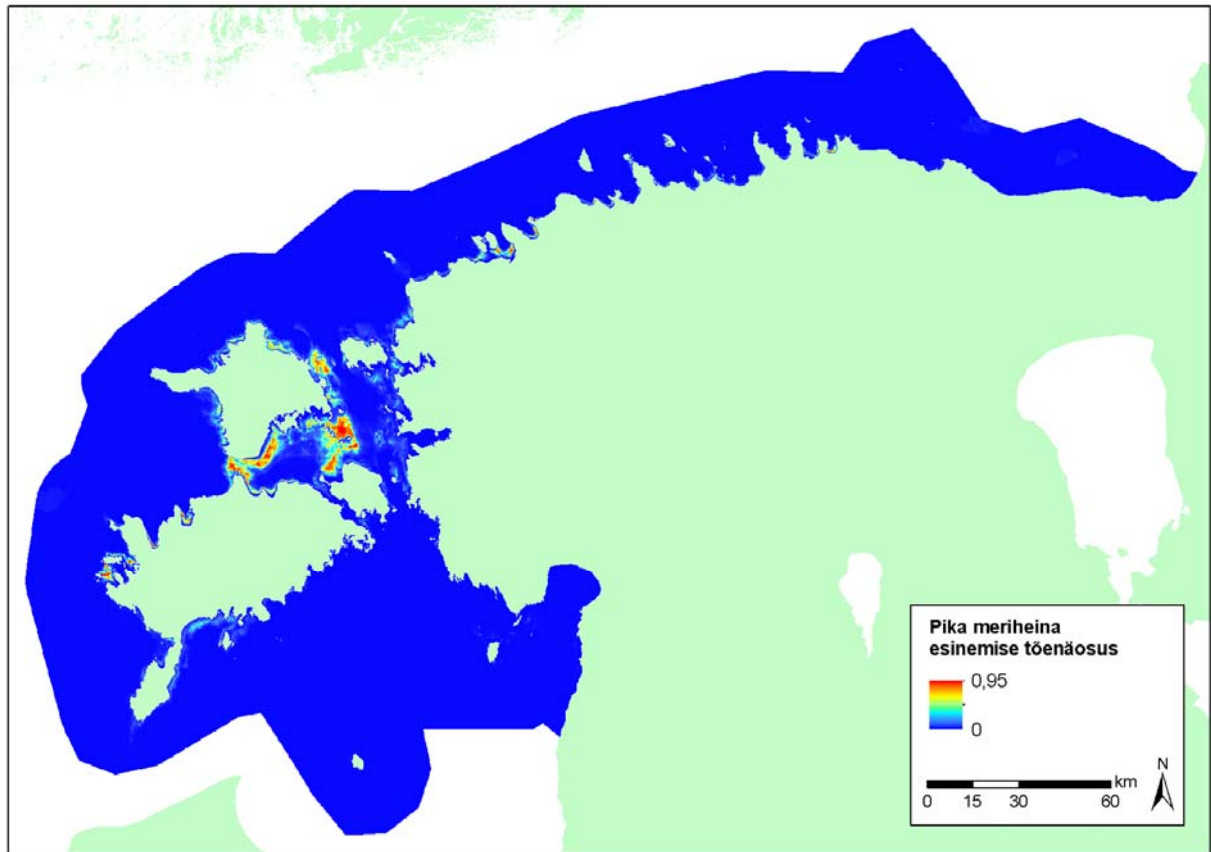


Joonis 34. Kõrgemate taimede modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

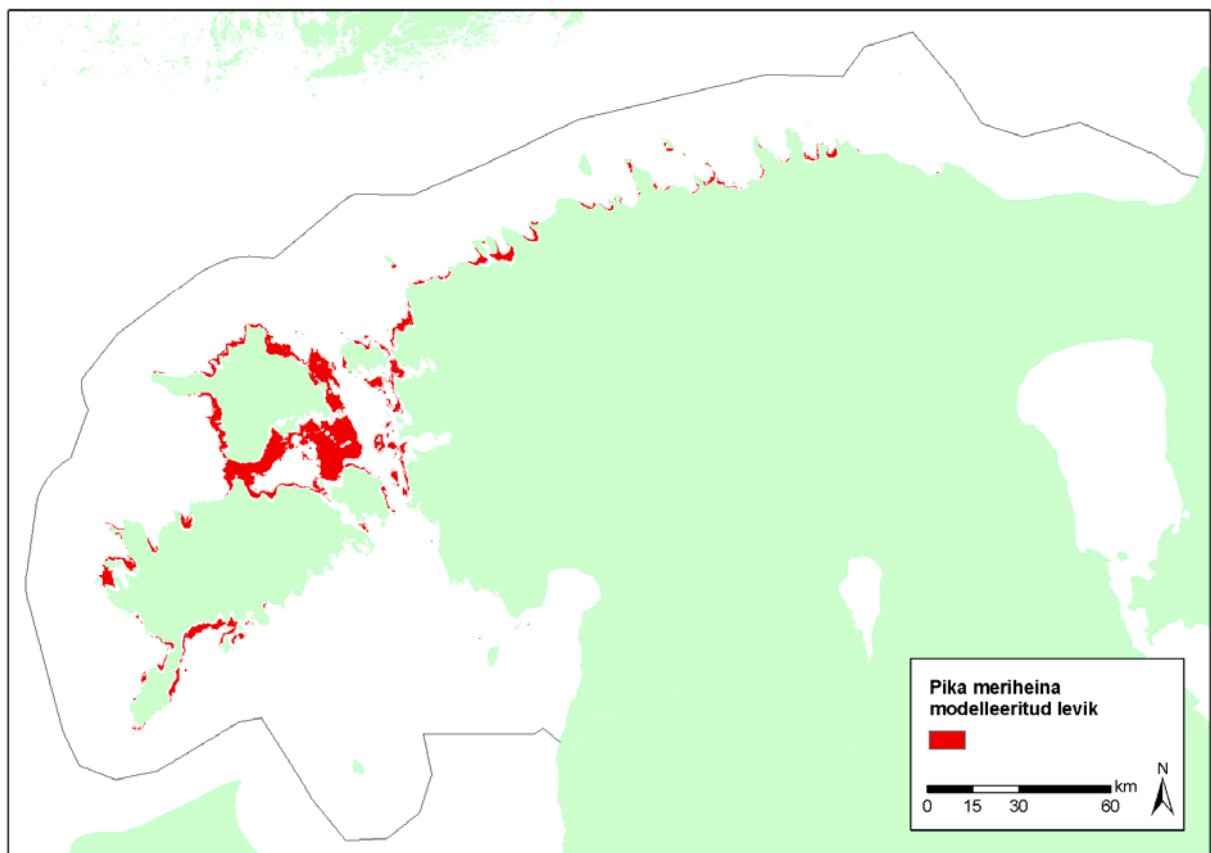
Pika meriheina (*Zostera marina*) modelleerimiseks valiti katvusandmetel põhinev BRT mudel, mille AUC väärtus oli 0,928. Meriheina levik oli enim seotud sügavuse, avatuse ja vee läbipaistvusega (joonis 35). Meriheina levik on Eesti merealal üsna piiratud (joonised 36 ja 37), sest tema kasvukoht jääb liivastel põhjadel võrdlemisi kitsasse sügavuse ja lainetele avatuse vahemikku.



Joonis 35. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus pika meriheina (*Zostera marina*) leviku ennustamisel.

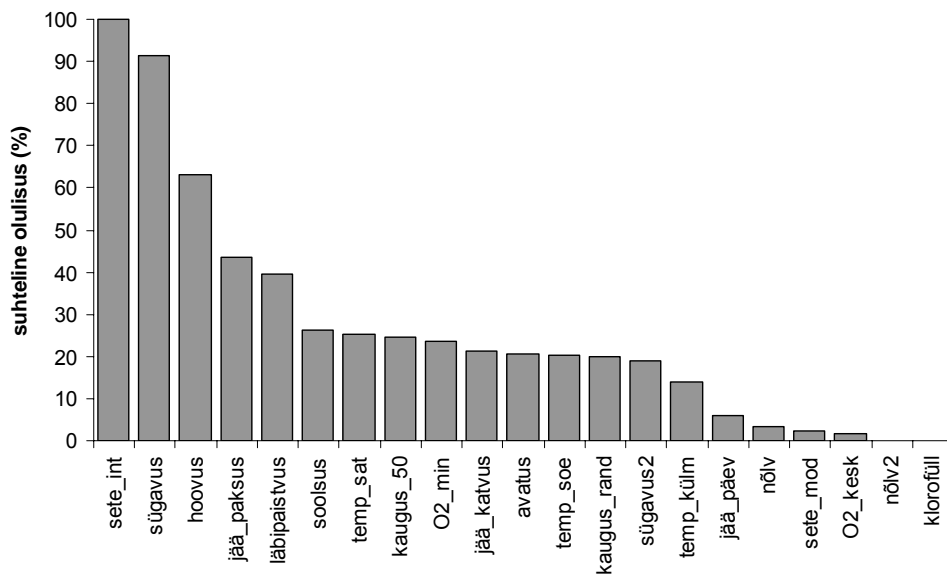


Joonis 36. Pika meriheina (*Zostera marina*) modelleeritud esinemise tõenäosus.

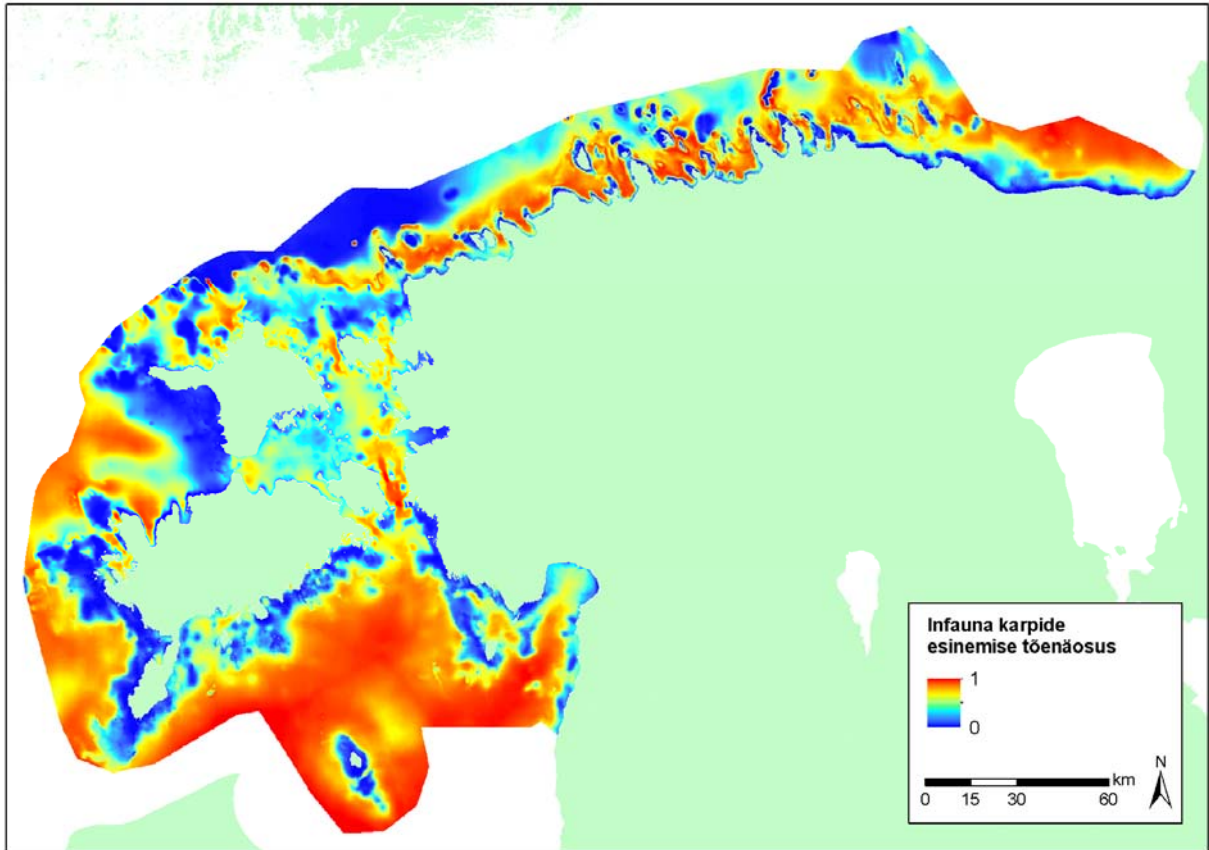


Joonis 37. Pika meriheina (*Zostera marina*) modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

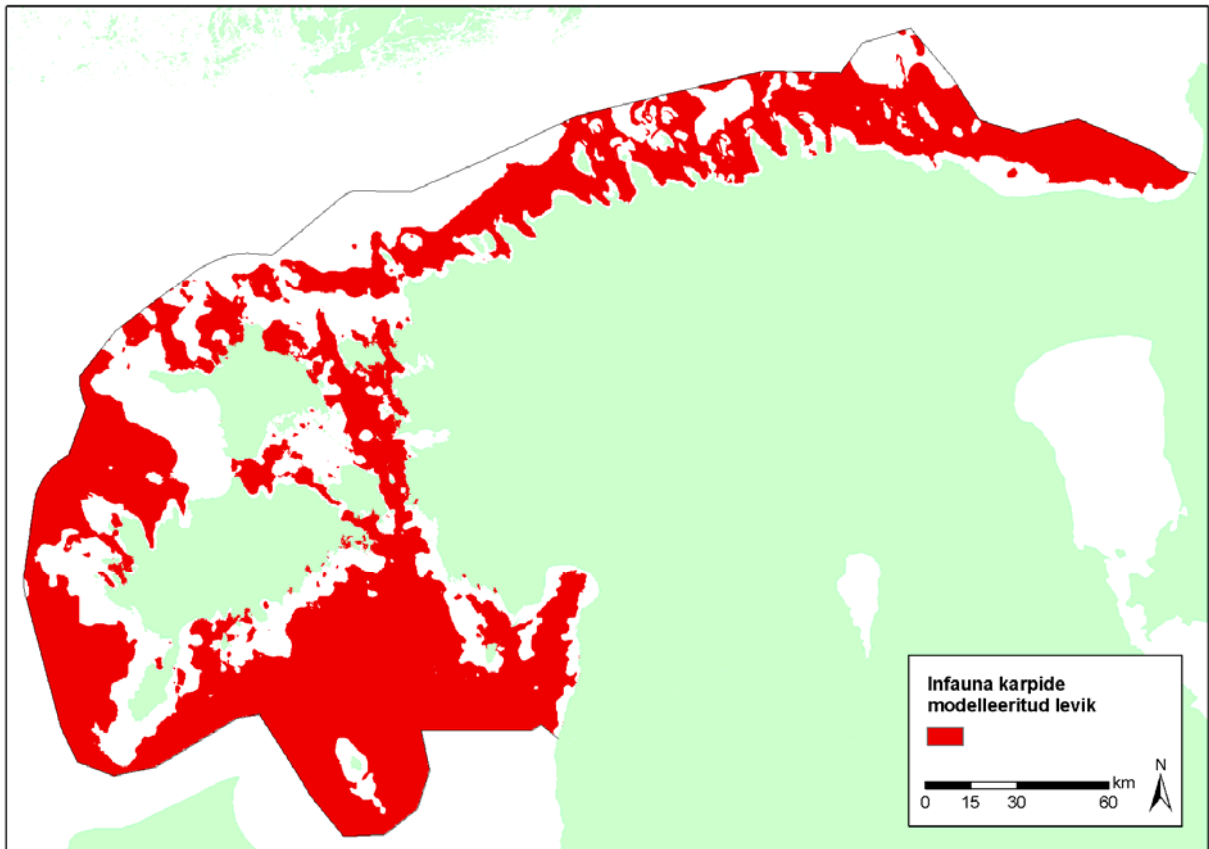
Infauna karpide rühma leviku ennustamiseks kasutati GAM mudelit, mis põhines biomassiandmetel ja mille AUC väärtus oli 0,842. Mudeli tulemuste järgi kujundasid infauna karpide levikut kõige rohkem pehme sette osakaal, sügavus ja hoovuse kiirus (joonis 38). Keskkonnamuutujate olulisuse järjestuses on infauna karpide leviku mudeli puhul märkimisväärne hoovuse kiiruse kõrge koht. Modelleeritud liikidest ja rühmadest on infauna karpid kõige laiemal levikuga (joonised 39 ja 40). Infauna karpide hulka kuulub kolm liiki: balti lamekarp (*Macoma balthica*), söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*) ja liiva uurik-karp (*Mya arenaria*). Söödav südakarp ja liiva uurik-karp asustavad eelkõige madalamaid alasid ning balti lamekarp on levinud üle kogu sügavusgradiendi. Balti lamekarbi levikut piirab eelkõige hapniku puudus sügavates merepiirkondades, kõva substraat madalates lainetele väga avatud piirkondades ja väga madal soolsus (nt. Matsalu laht).



Joonis 38. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus infauna karpide leviku ennustamisel.



Joonis 39. Infauna karpide modelleeritud esinemise tõenäosus.



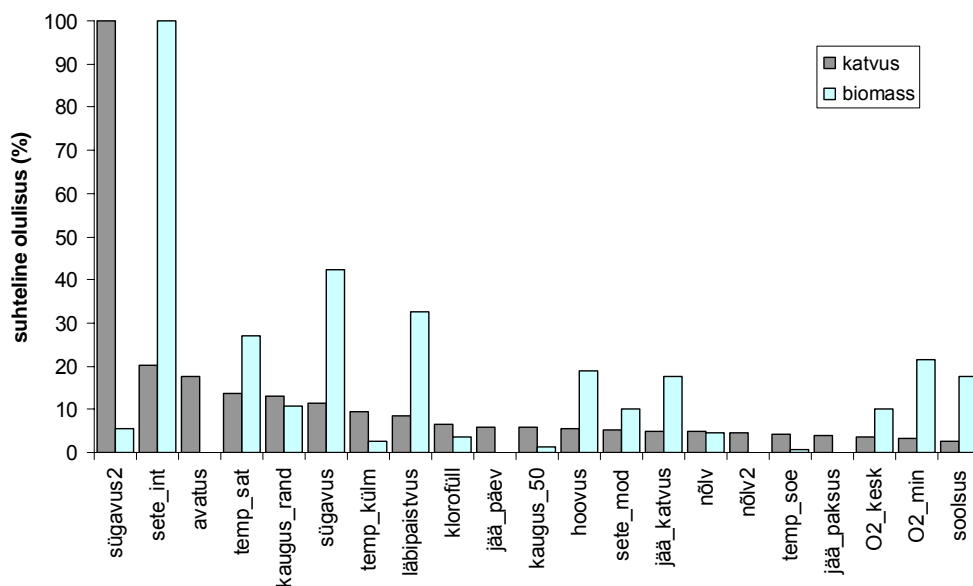
Joonis 40. Infauna karpide modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

3.4. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide levik

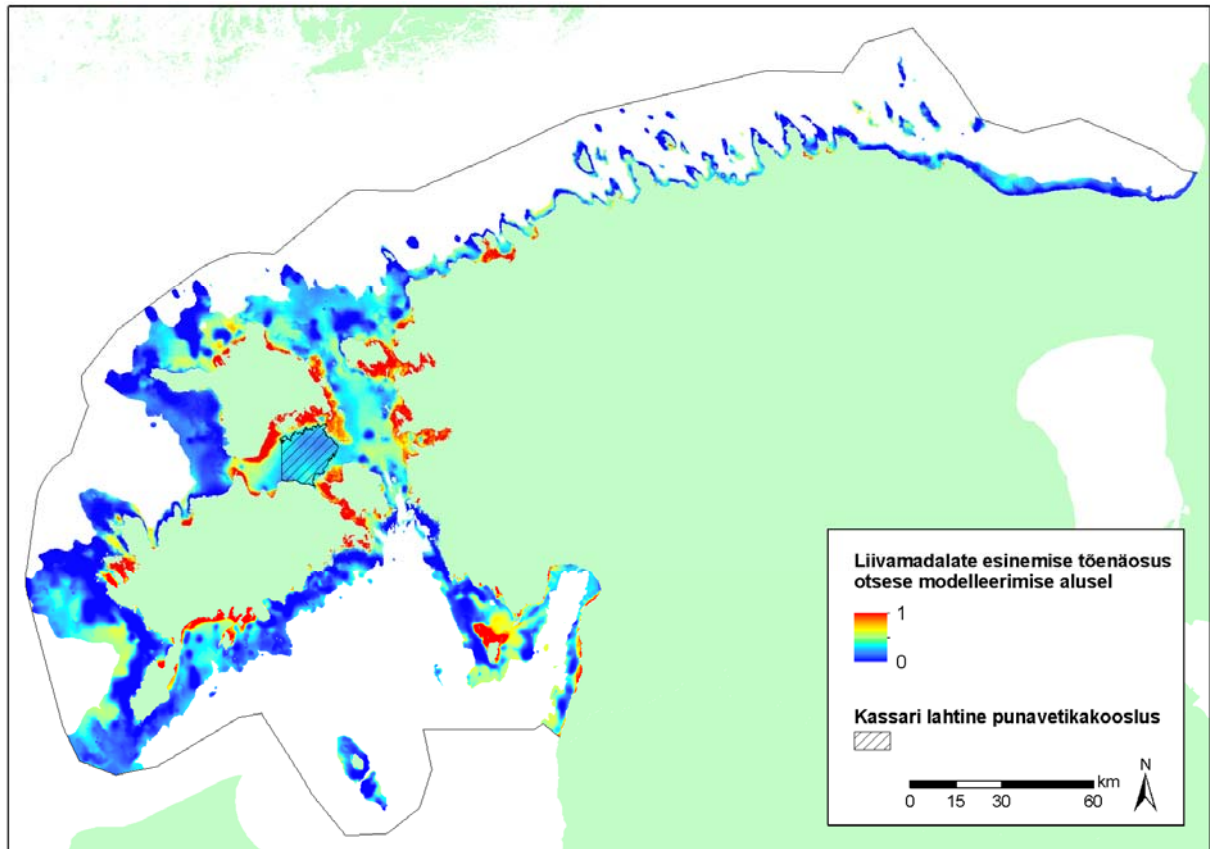
3.4.1. Liivamadalad

Otsene ennustus

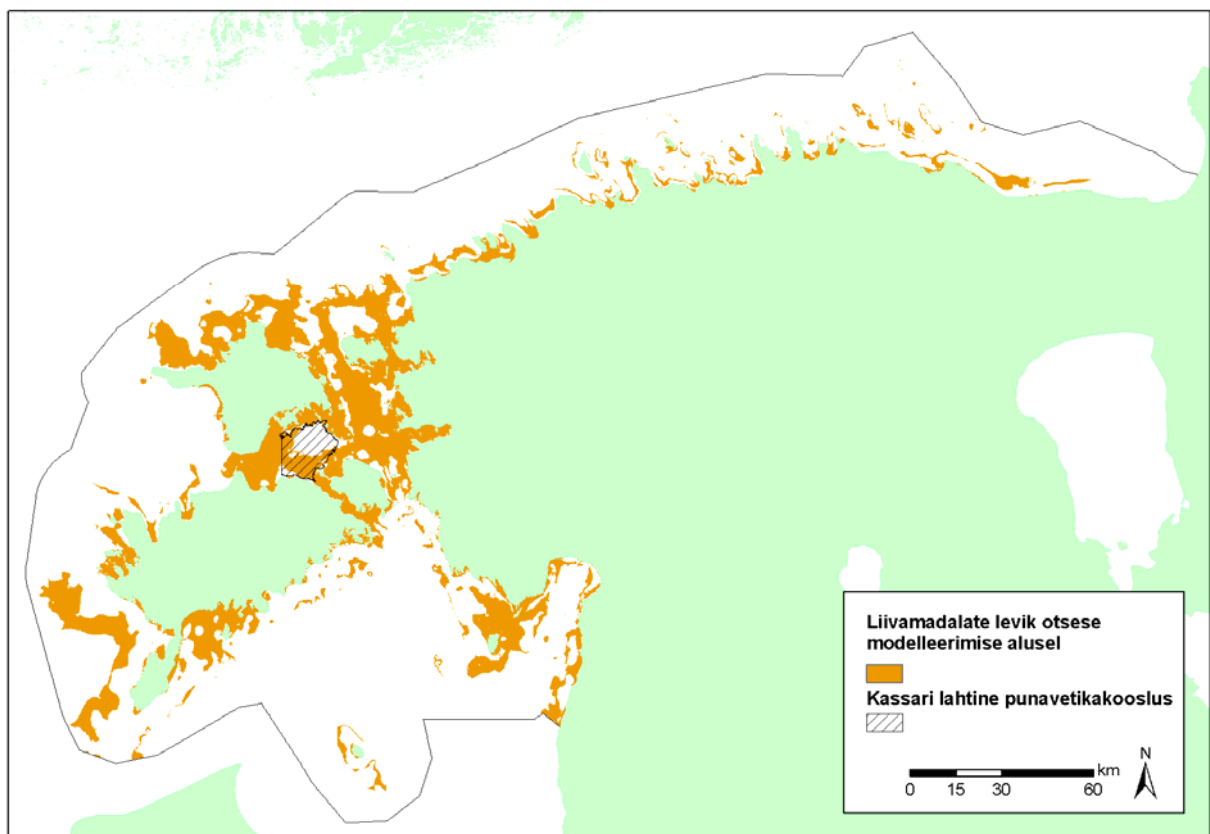
Kuna liivamadalate tunnusliikide hulgas on nii epibentilised liigid (merepõhja pinnal elavad liigid) kui ka infauna (merepõhja setete sees elavad loomad) esindajad, siis teostati modelleerimised vastavalt katvus- ja biomassiandmete põhjal. Katvusandmete puhul andis parima tulemuse BRT ja biomassiandmete puhul GAM. Katvusandmetel põhinevas mudelis olid kõige olulisemateks keskkonnamuutujateks sügavus 2 km raadiuses, interpoleeritud pehme sette osakaal ja avatus lainetusele (joonis 41). Biomassi mudelis olid olulisimad interpoleeritud pehme sette osakaal, sügavus ja läbipaistvus (joonis 41). Koondhinnangu saamiseks kahe mudeli tulemustel arvatud liivamadalate esinemistõenäosused liideti ning summaarse ennustuse kiht piirati footilise tsooni modelleeritud kihiga (joonised 42 ja 43). Ennustuse kohaselt on liivamadalad enam levinud Lääne-Eestis, eriti Väinamere piirkonnas. Liivamadalate tunnusliikide hulka kuulub ka agariku lahtine vorm, mida esineb ainult Väinameres Kassari lahes (Kersen 2013). Kuna agariku püsivalt lahtist vormi mujal ei leidu ja Kassari lahe koosluse piir on täpselt teada, siis ei olnud vajadust lahtise agariku levikut modelleerida ning liivamadalate leviku hinnangutes on lahtise agariku levik eraldi välja toodud.



Joonis 41. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus liivamadalate leviku ennustamisel. Eraldi on toodud koondhinnangu moodustavate katvusandmetel ja biomassiandmetel põhinevate mudelite tulemused.



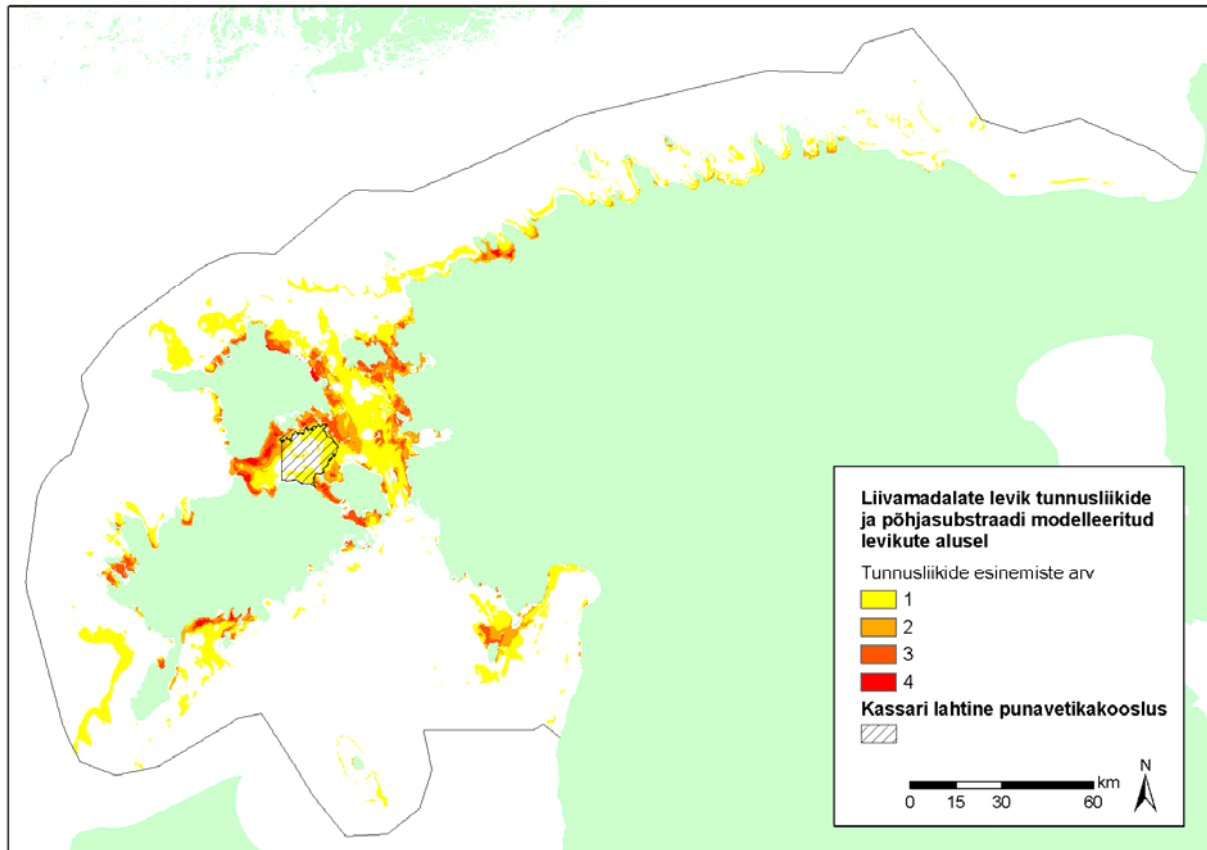
Joonis 42. Liivamadalate esinemise tõenäosus otsese modelleerimise tulemusena. Eraldi on toodud Väinameres Kassari lahes asuva lahtise punavetikakoosuluse levikuala, mis kuulub liivamadalate elupaigatüüpi.



Joonis 43. Liivamadalate levik otsese modelleerimise tulemusena binaarkujul.

Leviku hinnang tunnusliikide ja põhjasubstraadi ennustuste alusel

Koondhinnangu saamiseks teostati ülekatteanalüüs liivamadalate tunnusliikide, liivase põhja ja footilise põhja leviku ennustustega: summeeriti tunnusliikide binaarsed ennustused ning lõigati summeeritud kihti liivade leviku binaarse ennustuse ja footilise tsooni leviku kihtidega. Saadud tulemus on toodud joonisel 44, kus on näidatud ära mitme tunnusliigi alusel ala liivamadalate hulka kuulub. Eraldi on näidatud Kassari lahe lahtise agariku koosluse leviku piirid.

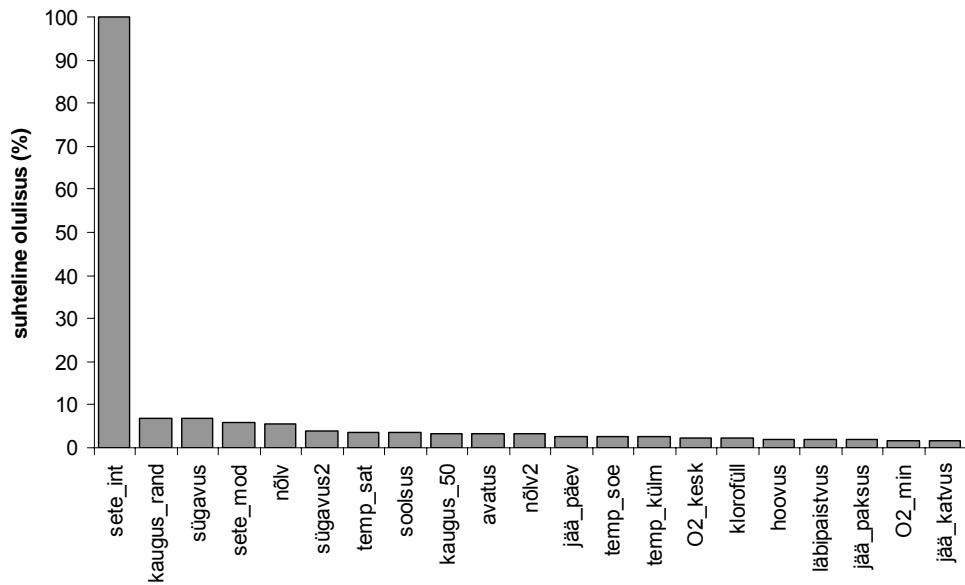


Joonis 44. Liivamadalate levik hinnatuna tunnusliikide, liiva domineerimisega põhjade ja footilise tsooni ennustuste kaudu. Igas pikslis on summeeritud erinevate tunnusliikide esinemiste arv. Eraldi on toodud Väinameres Kassari lahes asuva lahtise punavetika-koosluse levikuala, mis kuulub liivamadalate elupaigatüüpi.

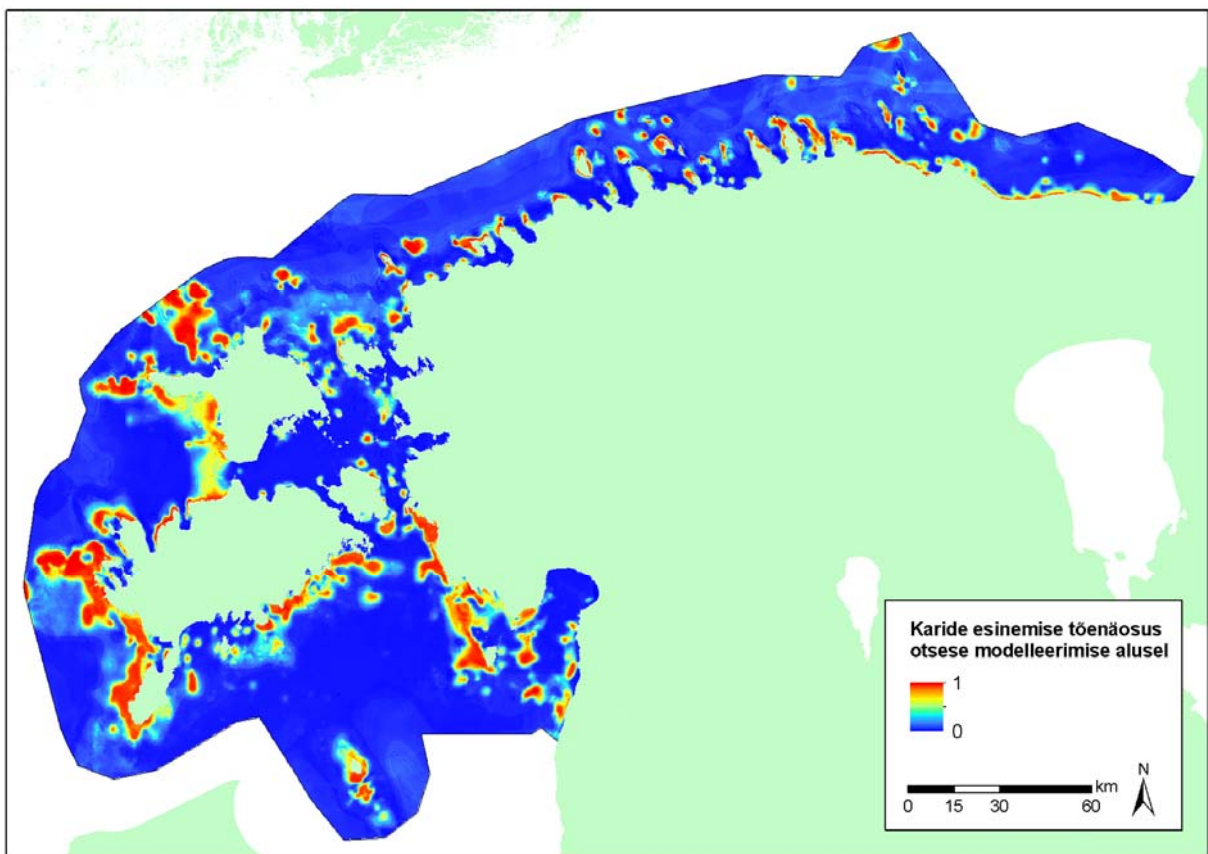
3.4.2. Karid

Otsene ennustus

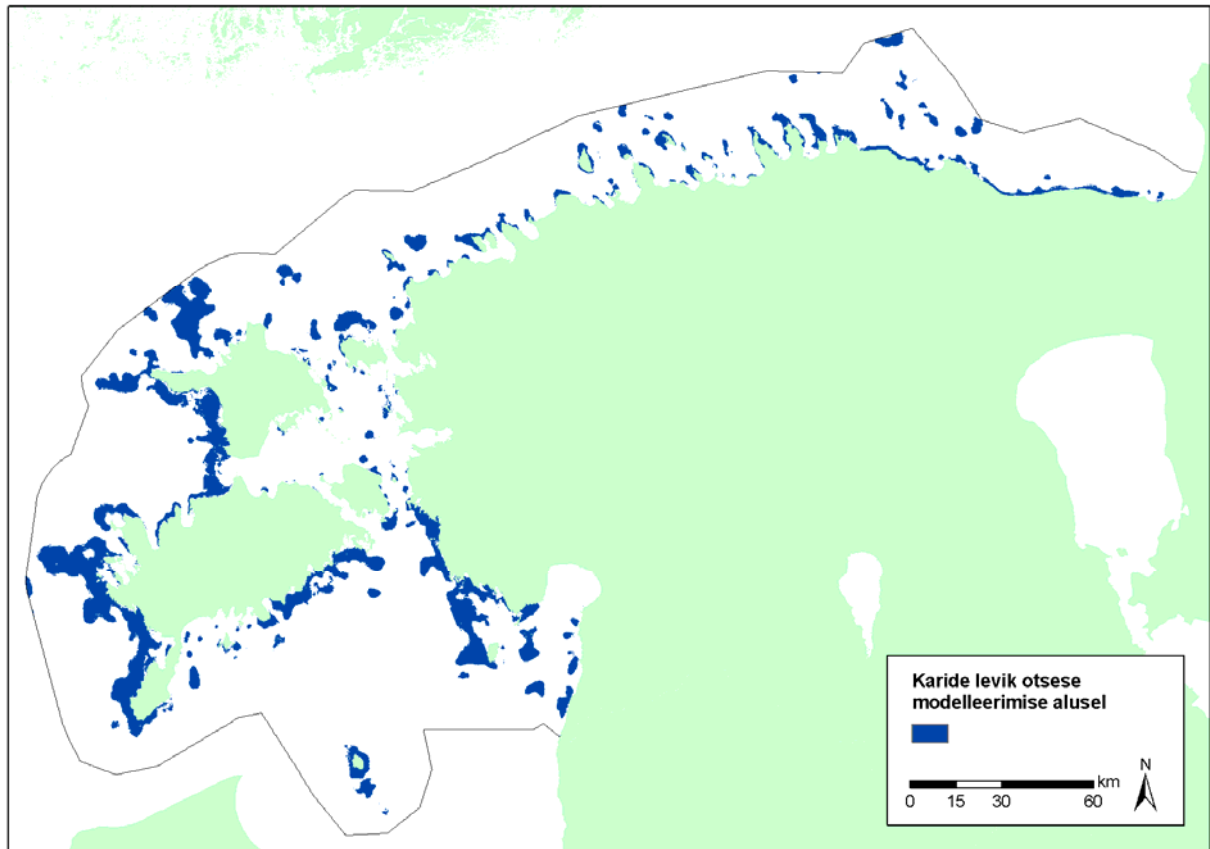
Karide otseseks ennustuseks valiti BRT mudel, mille järgi sisuliselt karide leviku määras interpoleeritud pehme sette osakaal (joonis 45). Tulemus on ootuspärane, sest karide tunnusliigid ja rühmad koondavad endas taimi ja loomi, mis on võimelised asustama kiviste põhjade leviku kogu sügavuse, lainetusele avatuse ja soolsuse gradiendil. Ennustuse kohaselt on karid enam levinud Lääne-Eestis, eriti Saaremaast ja Hiiumaast läänes (joonised 46 ja 47).



Joonis 45. Keskkonnamuutujate suhteline olulisus karide elupaigatüübi leviku otsese ennustuse mudelis.



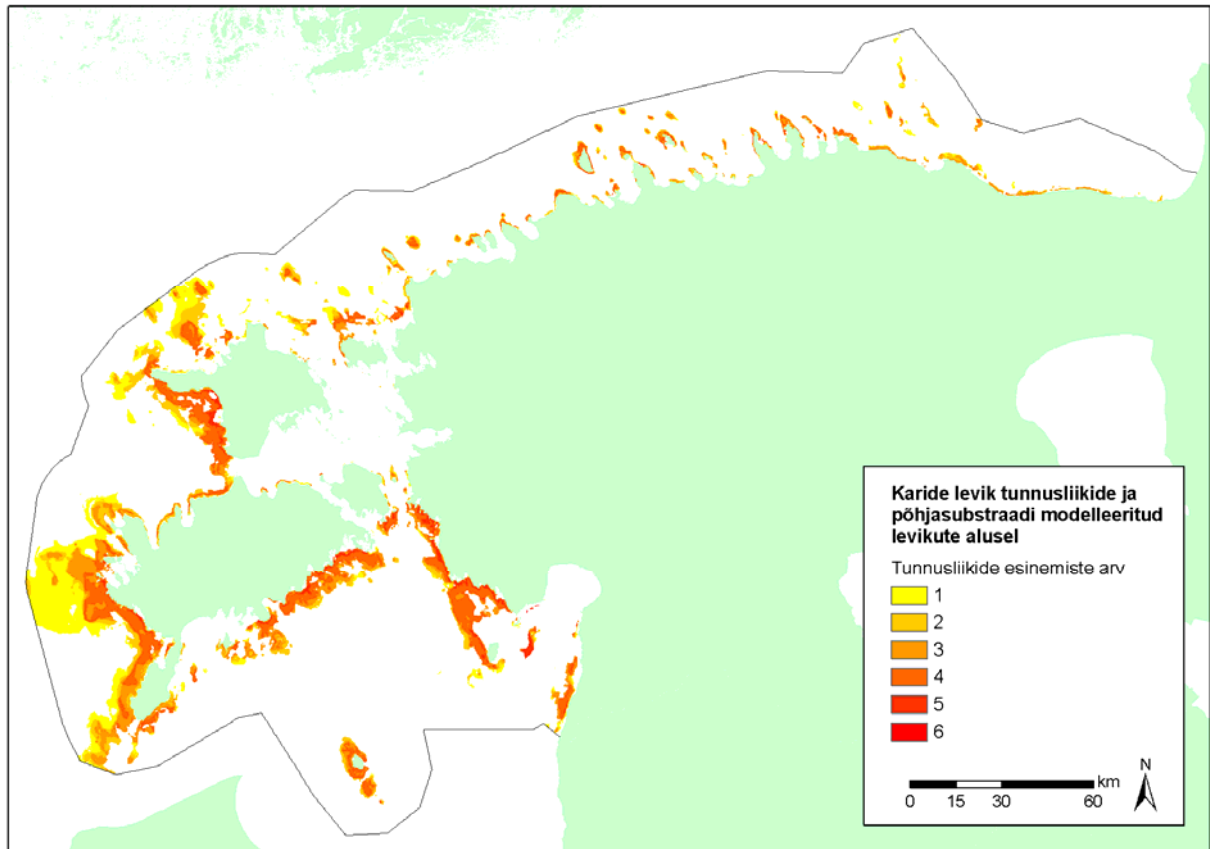
Joonis 46. Karide esinemise tõenäosus otsese modelleerimise tulemusena.



Joonis 47. Karide modelleeritud levik binaarkujul (esinemine, puudumine).

Leviku hinnang tunnusliikide ja põhjasubstraadi ennustuste alusel

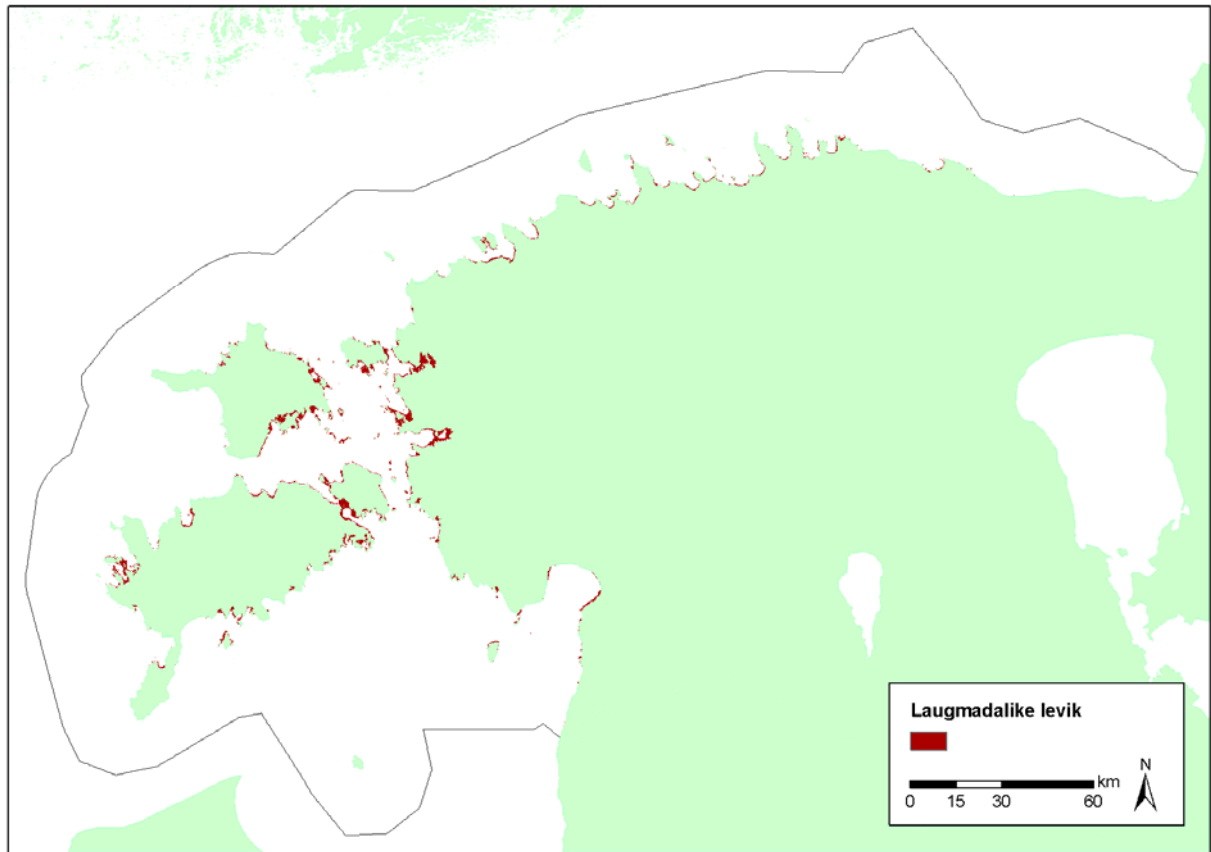
Koondhinnangu saamiseks teostati ülekatteanalüüs karide tunnusliikide ja kivise põhja leviku ennustustega: summeeriti tunnusliikide binaarsed ennustused ning lõigati summeeritud kihti kiviste põhjade leviku binaarse ennustusega (joonis 48). Saadud tulemus on üsna sarnane karide otse modelleerimise tulemusega, kuid on selgepiirilisem ja sisaldab ka infot selle kohta, mitme tunnusliigi alusel ala karide hulka kuulub.



Joonis 48. Karide levik hinnatuna tunnusliikide ja kiviste põhjade leviku ennustuste kaudu. Igas pikslis on summeeritud erinevate tunnusliikide esinemiste arv.

3.4.3. Laugmadalikud

Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike levikut hinnati GIS-s ülekatteanalüüsi abil, kus sisendandmeteks olid mere sügavus, avatus lainetusele ja käesoleva töö raames matemaatilise modelleerimise abil saadud pehme sette osakaal. Tulemus näitas, et laugmadalikud on kõige enam levinud Väinamere piirkonnas (joonis 49). Laugmadalike leviku hindamise juures tuleb silmas pidada, et sügavusandmed nii madala (alla 1 m) mereala kohta on väga ebatäpsed ja see mõjutab oluliselt saadud tulemust.



Joonis 49. Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike levik.

4. Kokkuvõte ja soovitused

Käesolevas töös hinnati merepõhja olulisemate liikide ja EL loodusdirektiivi merepõhja elupaigatüüpide levikut Eesti merealal rannajoonest kuni territoriaalmere piirini kasutades matemaatilist modelleerimist ja ruumianalüüsi. Töö on vajalik, et hinnata merepõhja loodusväärtusi nendes merepiirkondades, mille kohta puuduvad reaalsed merepõhja proovid.

Teostati järgnevate merepõhja liikide või rühmade leviku modelleerimine:

- põisadru,
- agarik,
- pikk merihein
- mändvetikad,
- kõrgemad taimed,
- niitjad vetikad,
- söödav rannakarp,
- tõruvähk,
- rändkarp,
- infauna karbid.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpidest modelleeriti järgnevad elupaigatüübid:

- mereveega üleujutatud liivamadalad,
- karid,
- mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud.

Lisaks võtmeliikide ja elupaikade modelleeritud levikutele, on käesolev uuring tähtis ka selle poolest, et koondati suur hulk Eesti mereala kirjeldavaid keskkonna-andmeid ning loodi matemaatilise modelleerimise abil ka täiesti uusi andmekihte. Kogu andmestik tervikuna on kõige põhjalikum merepõhja elus- ja elutaloodust kirjeldav andmebaas, mida saab edaspidi kasutada merealastes rakendusuuringutes (näiteks keskkonnamõju hindamine) ja baas-teaduslikes uuringutes.

Mudelenustused näitavad, et oluliste põhjaelustiku võtmeliikide, näiteks pikaealiste suurvetikate põisadru ja agariku ning pika meriheina, potentsiaalne levik on laiem Lääne-Eesti saarte ja Väinamere piirkonnas ning kitsam Soome lahes. Sarnane muster oli ka karide ja liivamadalate levikul. Kõige laialdasemalt on karid mudelenustuse põhjal levinud merealadel Saaremaast ja Hiiumaast läänes. Suuremad liivamadalate levikualad paiknevad Väinameres.

Matemaatiliste mudelite ennustusvõime oli väga hea ning liikide ja elupaikade leviku prognoosid adekvaatsed. Mudelite hea toimimise tagas kõrge kvaliteediga ja suure andmemahuga TÜ EMI merepõhja elustiku andmebaas ning suure arvu erinevate keskkonnamuutujate kasutamine. Loodud mudelite nõrgimaks kohaks tuleb kindlasti pidada keskkonnamuutujate ebaühtlast kvaliteeti ja/või ebapiisavat ruumilist lahutust. Näiteks mere sügavuse andmed, mis on modelleerimise seisukohast äärmiselt olulised, on ebatäpsed madalates rannaäärsetes piirkondades. Samas on just sellised madalvee alad väga heterogeensed ja mitmekesise elustikuga. Edaspidi tuleks otsida lahendusi madalveelade sügavuse täpsemaks kaardistamiseks. Üheks võimaluseks on optilise kaugseire meetodid, mis sobivad just kõige madalamate veealade jaoks, mis on raskesti ligipääsetavad mõõdistuslaevadega.

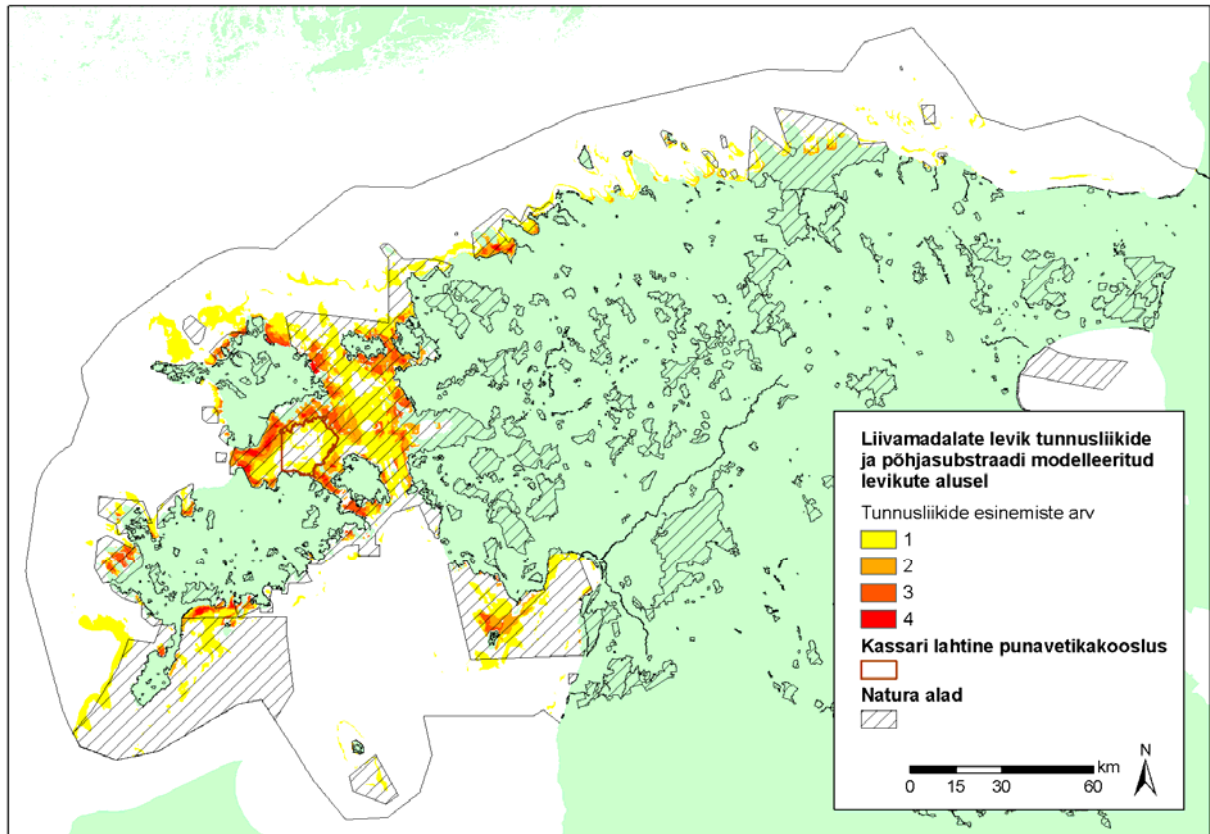
Olgugi, et mudelite ennustusvõime oli kõrge, tuleb käesoleva uuringu tulemusi tõlgendades ja kasutades alati arvestada sellega, et tegu on siiski matemaatilise modelleerimise teel

saadud tulemustega, mis võivad erineda tegelikust looduslikust olukorrast. Seega käesolev töö ei asenda reaalseid mõõtmisi vaid annab nende põhjal üldistatud suunavat infot.

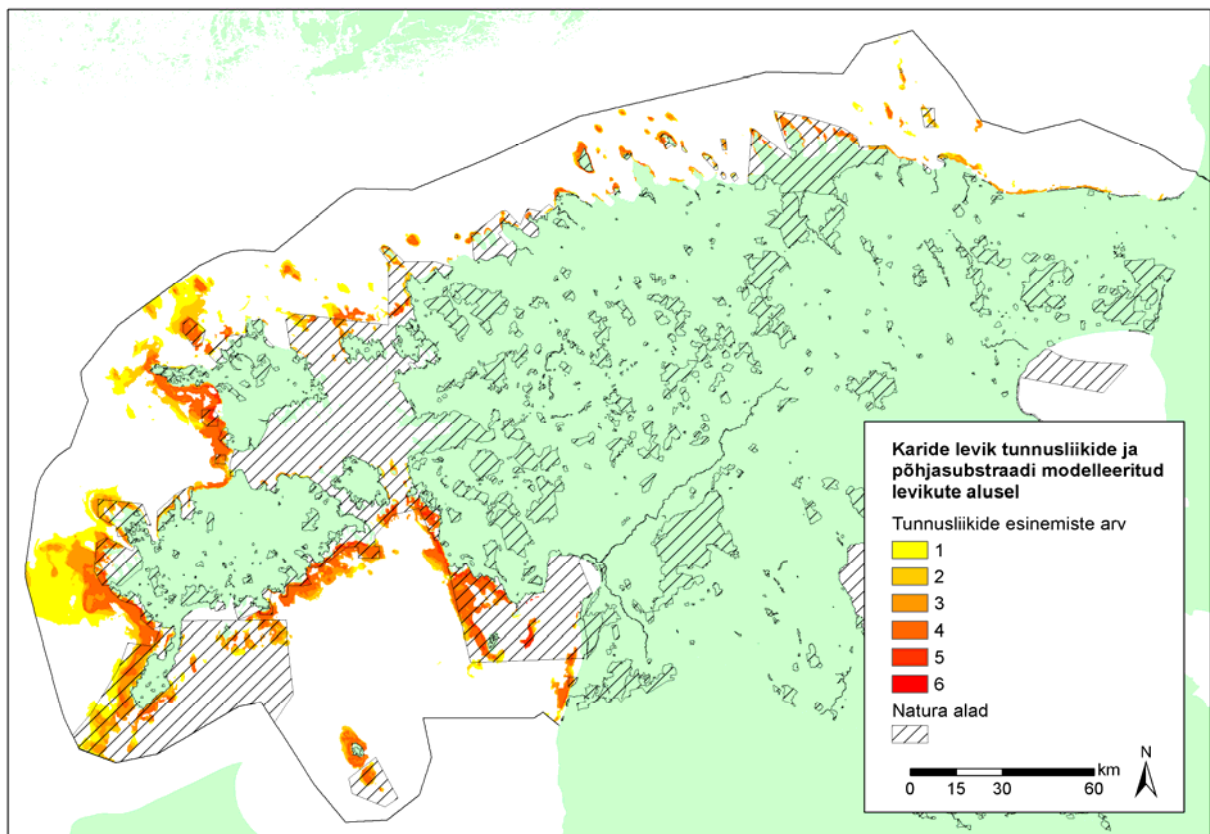
Loodusdirektiivi elupaigatüüpide karid ja liivamadalad levikut ennustati kahel erineval viisil: otsene modelleerimine, kus sisendandmeteks oli elupaigatüübi levik ning leviku hinnang tunnusliikide ja põhjasubstraadi modelleeritud ennustuste alusel. Liivamadalate leviku puhul tuleb kindlasti eelistada tunnusliikide ja põhjasubstraadi modelleeritud levikute alusel teostatud hinnangut (joonis 44) mitte otsese modelleerimise tulemust. Otsene modelleerimine ennustas liivamadalate levikut liiga laialdaselt, kaasa arvatud muda domineerimisega merealadele (nt. Matsalu lahe siseosa). Karide elupaigatüübi leviku puhul ei olnud erinevused otsese modelleerimise ning tunnusliikide ja põhjasubstraadi ennustuste kaudu saadud tulemuste vahel nii suur erinevus nagu liivamadalate puhul. Siiski tuleb ka karide puhul eelistada pigem tunnusliikide ja kivise merepõhja mudelite kaudu saadud hinnangut (joonis 48), sest see on selgepiirilisem ja sisaldab infot ka selle kohta, mitme tunnusliigi/rühma alusel antud piirkond karide hulka kuulub. Joonistel 50 ja 51 on esitatud liivamadalate ja karide tunnusliikide ja põhjasubstraadi mudelite alusel hinnatud elupaigatüüpide leviku võrdlus Natura 2000 võrgustikku kuuluvate aladega. Võrdlus näitab, et liivamadalate elupaigatüüp on kaitsealadega paremini kaetud kui karide elupaigatüüp.

Esimene spetsiaalselt merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamisele orienteeritud välitöö viidi Eestis läbi 2005. aastal. 2005.–2013. aastal teostatud kaardistamised on toonud rohkelt uusi teadmisi Eesti merepõhja looduse kohta. Need andmed on teinud võimalikuks ka käesoleva uuringu läbiviimise. Lisaks kogunenud andmete hulgale pakuvad käesoleva uuringu väga mahukad analüüsid hea võimaluse loodusdirektiivi elupaigatüüpide määrangute põhjalikumaks revideerimiseks. Kuna loodusdirektiivi elupaigatüübid on laiapiriliste definitsioonidega, siis sisaldavad nad endas üsna erinevaid koosluste tüüpe. Vajalik oleks elupaigatüüpide vahel ja elupaigatüüpidesiseselt hinnata erinevate koosluste looduskaitselist väärtust ja tundlikkust inimtegevuse suhtes. Näiteks võib kindlalt väita, et liivamadalate elupaigatüübi puhul on pika meriheina kooslused tunduvalt piiratuma levikuga ja tundlikumad kui infauna karpide kooslused. Elupaigatüübid ja kooslused domineeriva tunnusliigi alusel tuleks reastada „pingeritta“ oma ökoloogilise ja keskkonnakaitselise väärtuse alusel. Selline pingerida looks selge ja lihtsalt interpreteeritava aluse merealade loodusväärtustele hinnangu andmisele.

2013. aasta lõpus valmis Läänemere merekeskkonna kaitse komisjoni (HELCOM) poolt arendatav mereelupaikade klassifikatsioonisüsteem „HELCOM HUB“ (HELCOM 2013). Klassifikatsioonisüsteemi ülesehitus järgib Euroopa looduse informatsioonisüsteemi (EUNIS) elupaikade klassifitseerimise loogikat ja on vajalik ühtse ja võrreldava elupaikade klassifitseerimise tagamiseks kõigis Läänemere riikides. Eestis tuleks see süsteem võimalikult kiiresti kasutusele võtta ning luua seosed HELCOM-i süsteemi elupaikade ja loodusdirektiivi elupaigatüüpide vahel.



Joonis 50. Liivamadalate leviku (hinnatuna tunnustike, liiva domineerimisega põhjade ja footilise tsooni ennustuste kaudu) võrdlus Natura 2000 võrgustikku kuuluvate aladega.



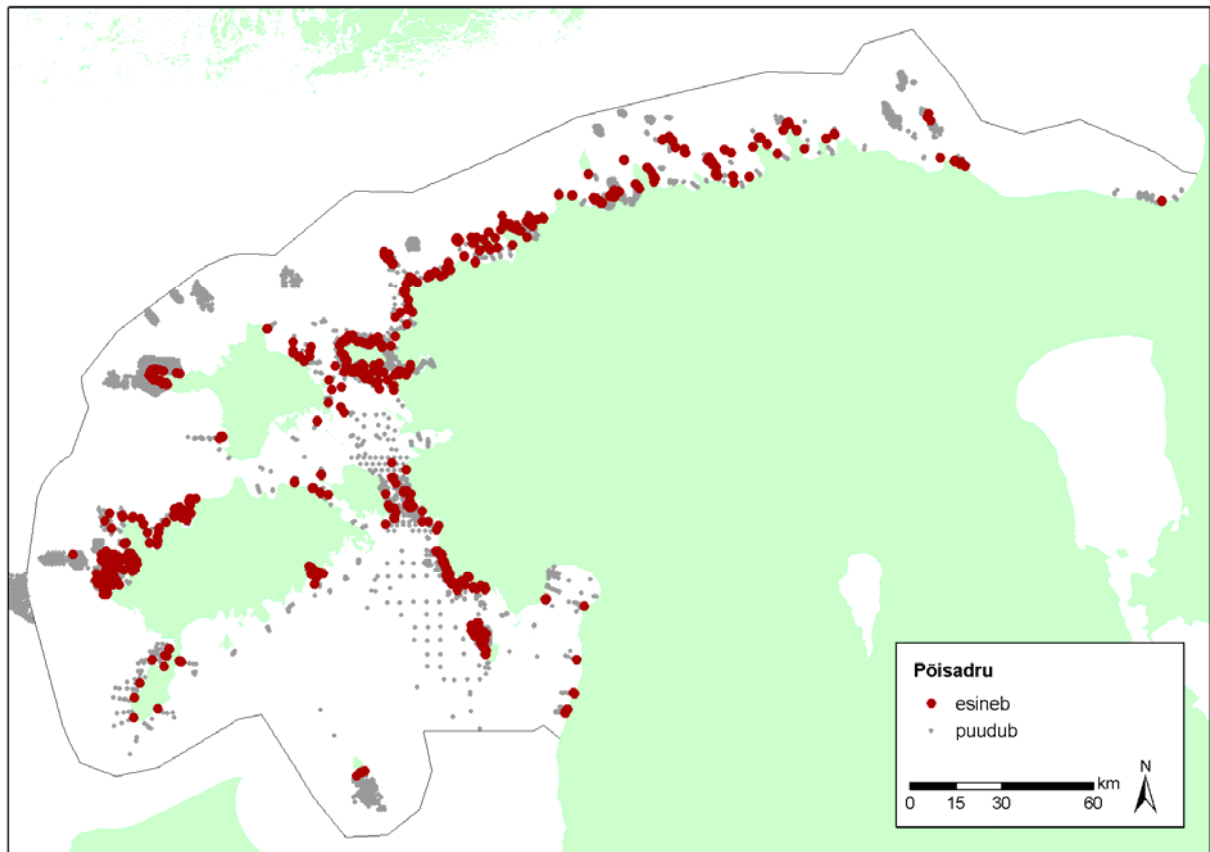
Joonis 51. Karide leviku (hinnatuna tunnustike ja kiviste põhjade leviku ennustuste kaudu) võrdlus Natura 2000 võrgustikku kuuluvate aladega.

Kirjandus

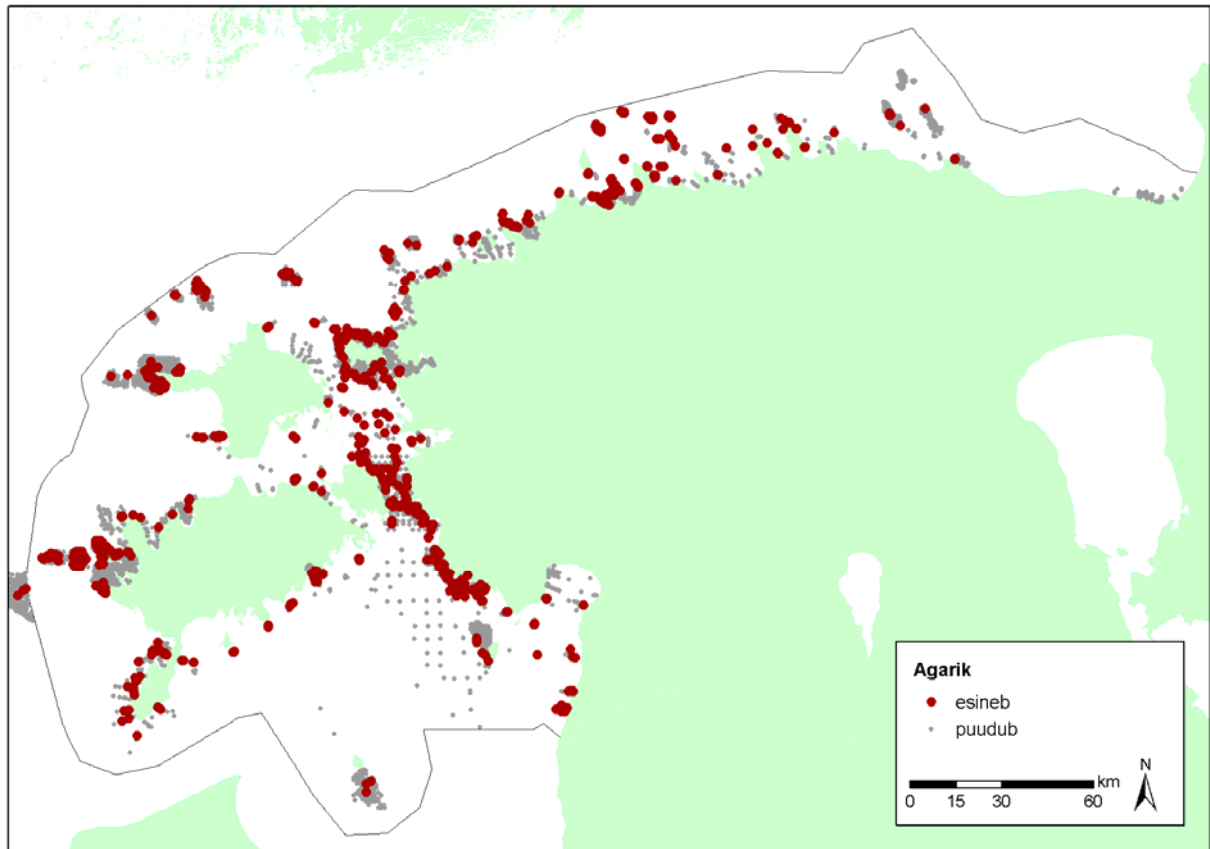
- Baretta-Bekker JG, Duursma EK, Kuipers BR (toim.) (1998) Encyclopedia of Marine Sciences. Second, corrected and enlarged Edition. Springer-Verlag.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677-697.
- European Commission (2013) Interpretation manual of European Union habitats. Interpretation Manual - EUR 28. European Commission, DG Environment.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24, 38-49.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
- HELCOM (2013) Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138.
- HELCOM (2013) HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 139.
- Hosmer DW, Lemeshow S (2000) Applied Logistic Regression. Wiley-Interscience.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM (2007) Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica* 31, 361-369.
- Kersen P (2013) Red seaweeds *Furcellaria lumbricalis* and *Coccotylus truncatus*: community structure, dynamics and growth in the northern Baltic Sea. Dissertations on Natural Sciences 33. Tallinn University.
- Liaw A, Wiener M (2013) randomForest: Breiman and Cutler's random forests for classification and regression. R package version 4.6-7. <http://cran.r-project.org/web/packages/randomForest/>
- Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 88, 83-92.
- Milborrow S (2013) earth: Multivariate Adaptive Regression Spline Models. R package version 3.2-6. <http://cran.r-project.org/web/packages/earth/>
- Nikolopoulos A, Isæus M (2008) Wave exposure calculations for the Estonian coast. AquaBiota Water Research.
- Paal J (2007) Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Auratrükk, Tallinn.
- Ridgeway G (2013) gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1-3.2. <http://cran.r-project.org/web/packages/gbm>
- Robin X, Turck N, Hainard A, Tiberti N, Lisacek F, Sanchez J-C, Müller M (2013) pROC: display and analyze ROC curves. R package version 1.6.0.1. <http://cran.r-project.org/web/packages/pROC/>
- The R Foundation for Statistical Computing (2013) R version 3.0.1. <http://www.r-project.org/>
- TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL merestrategia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks.
- Wood S (2013) mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML smoothness estimation. R package version 1.7-27. <http://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/>

LISA 1

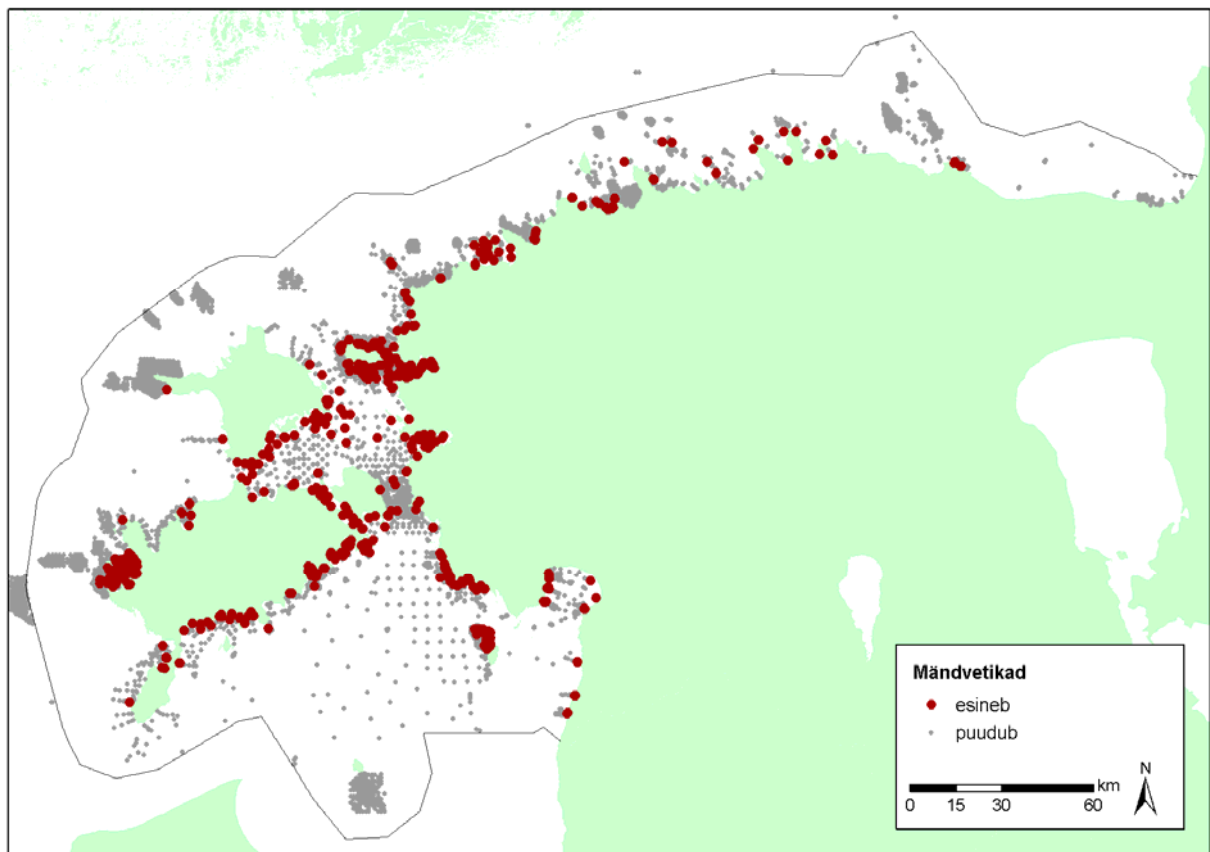
Loodusdirektiivi elupaigatüüpide tunnusliikide ja –rühmade esinemised modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides



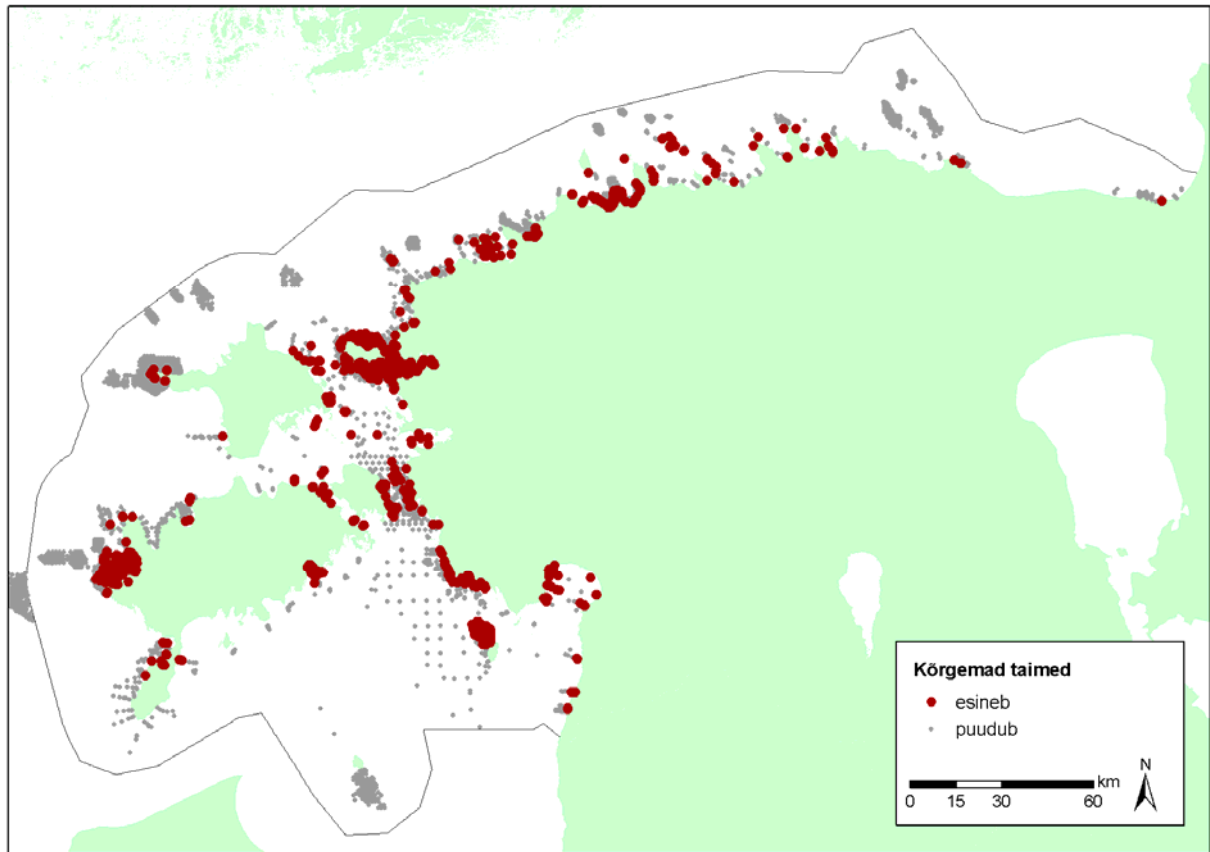
Joonis 1. Põisadru (*Fucus vesiculosus*, *F. radicans*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



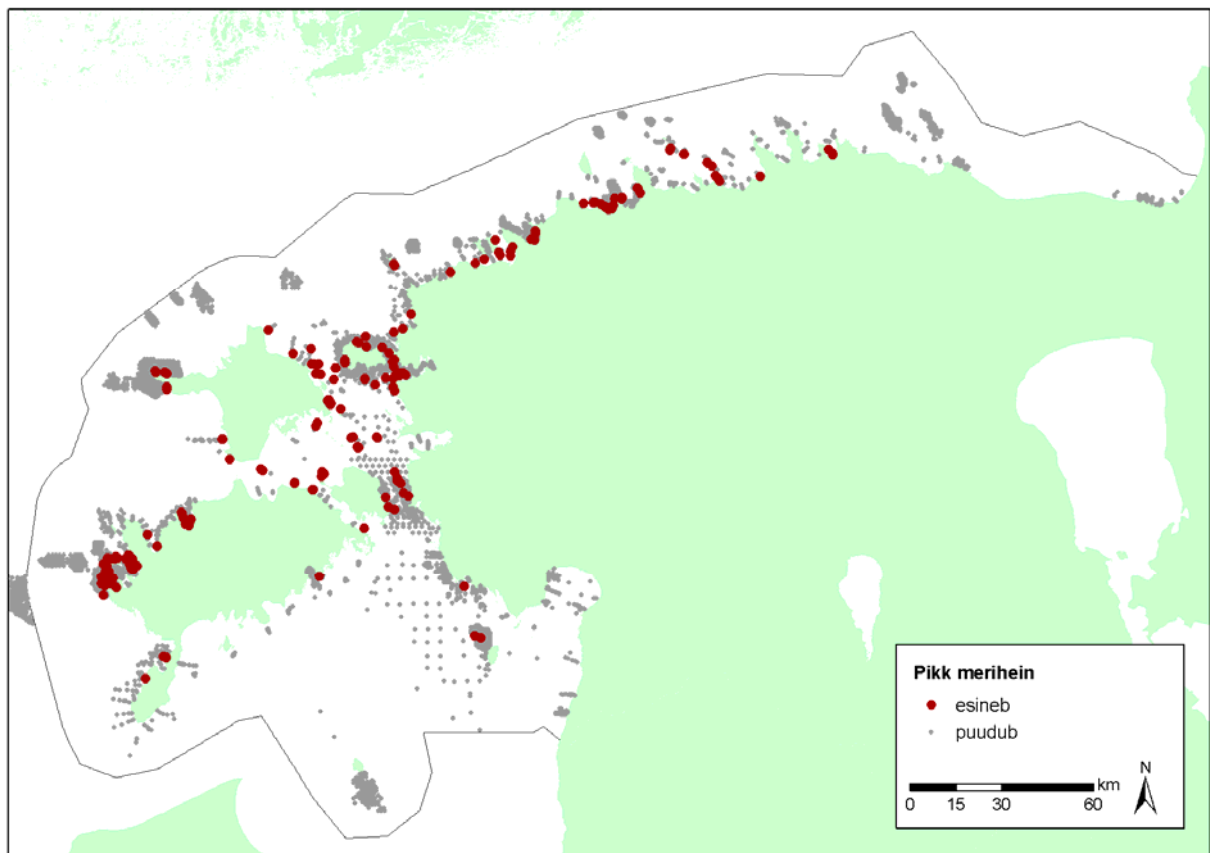
Joonis 2. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides. Tegemist on kinnitunud agariku vormiga.



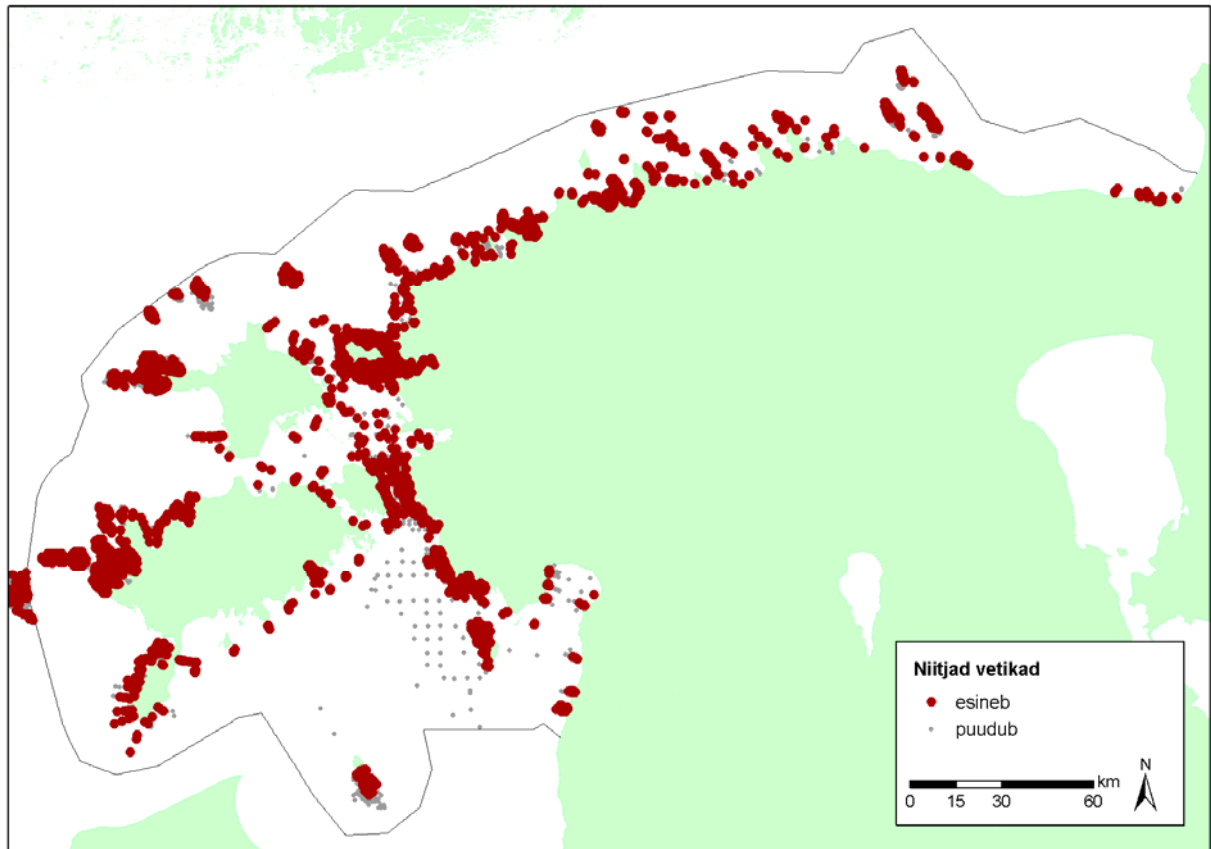
Joonis 3. Mändvetikate esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



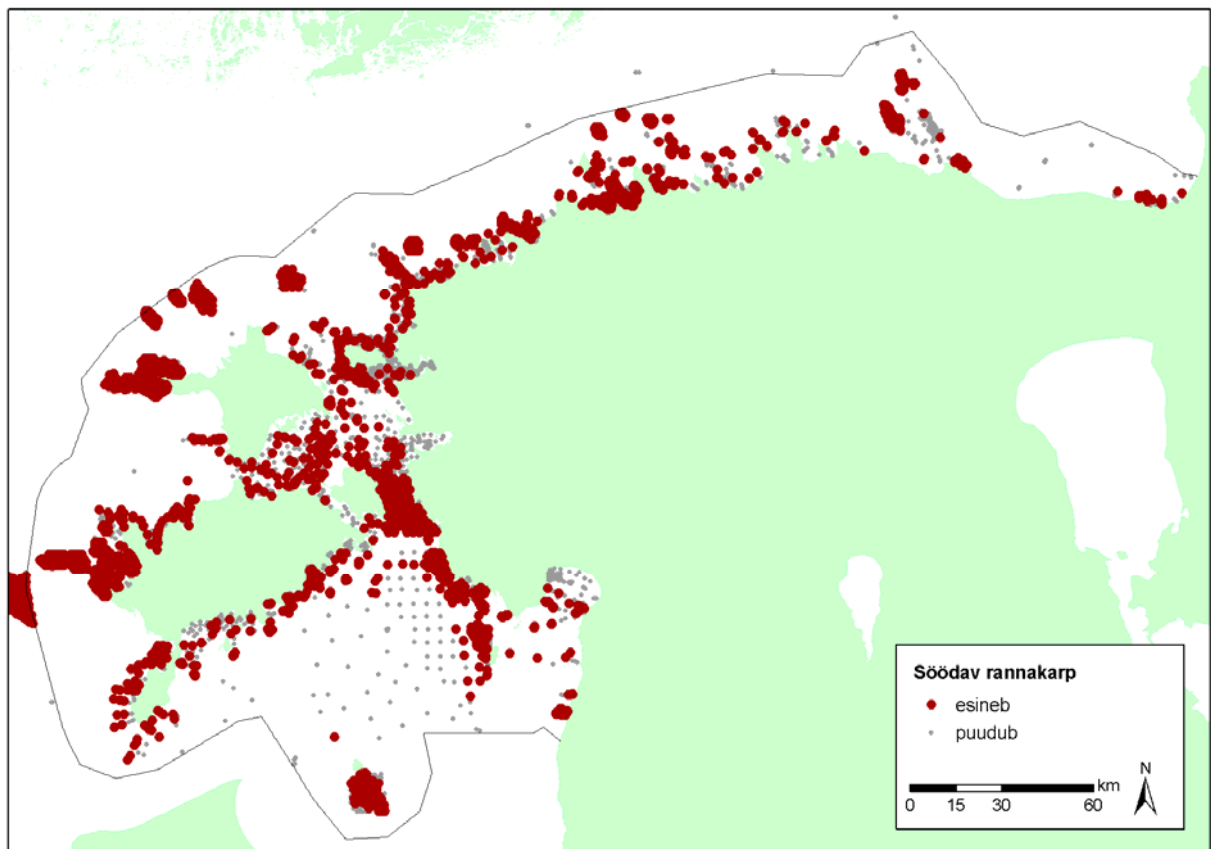
Joonis 4. Kõrgemate taimede esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



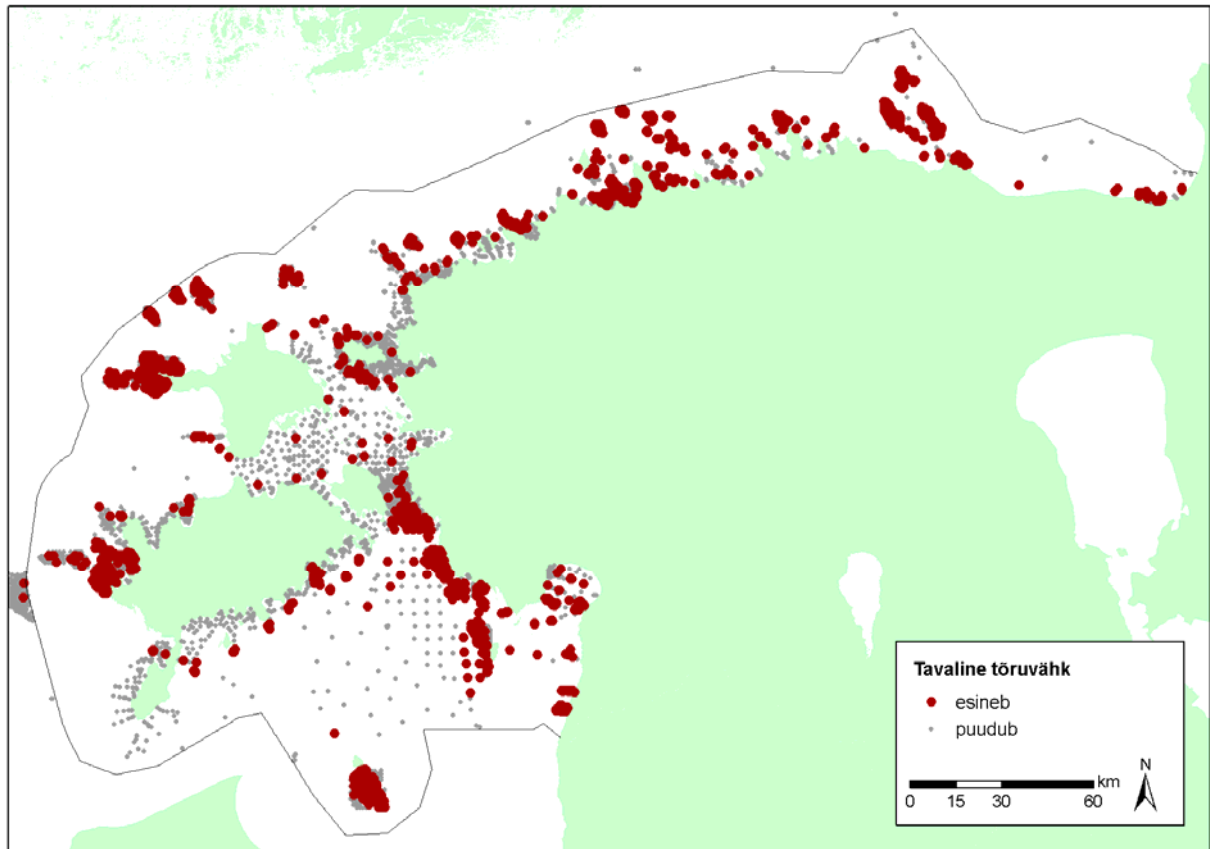
Joonis 5. Pika meriheina (*Zostera marina*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



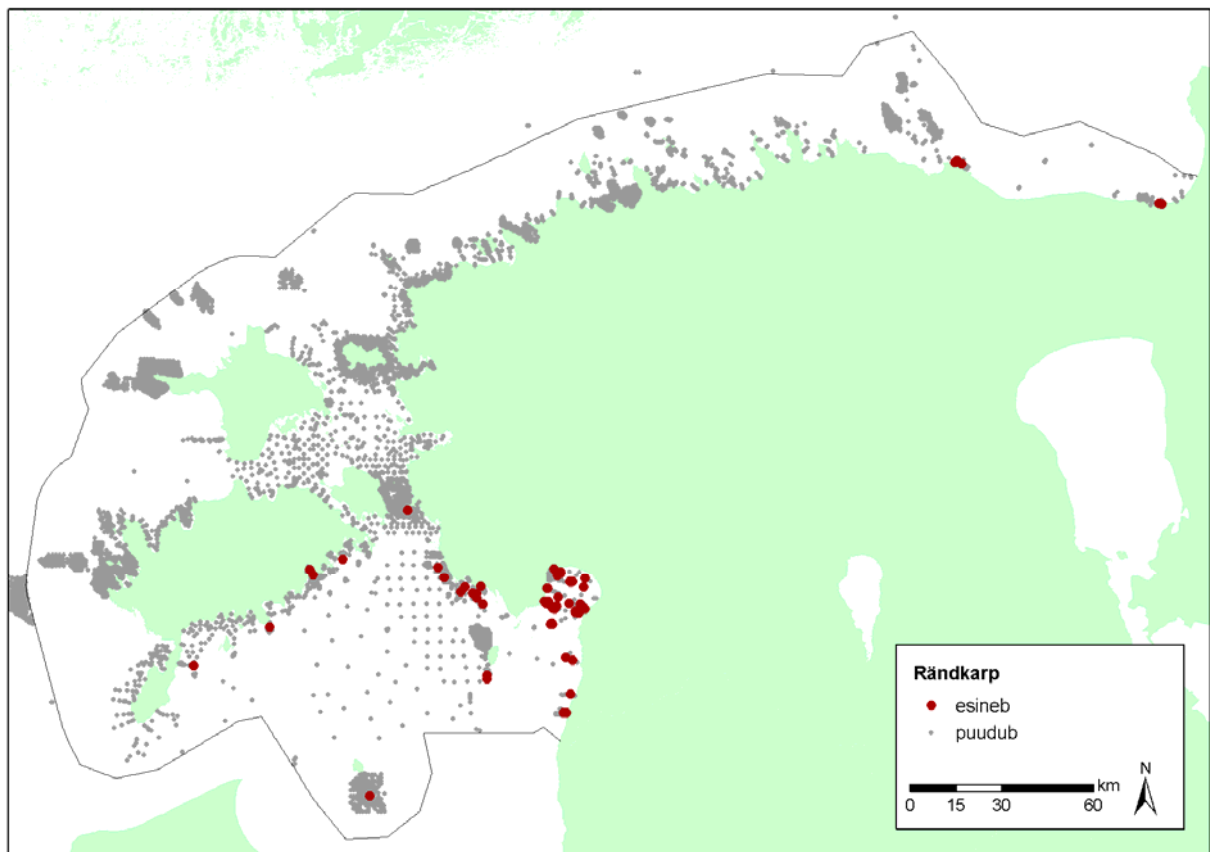
Joonis 6. Niitjate vetikate (tinglik rühma nimetus, vt. selgitust töö põhiosas) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



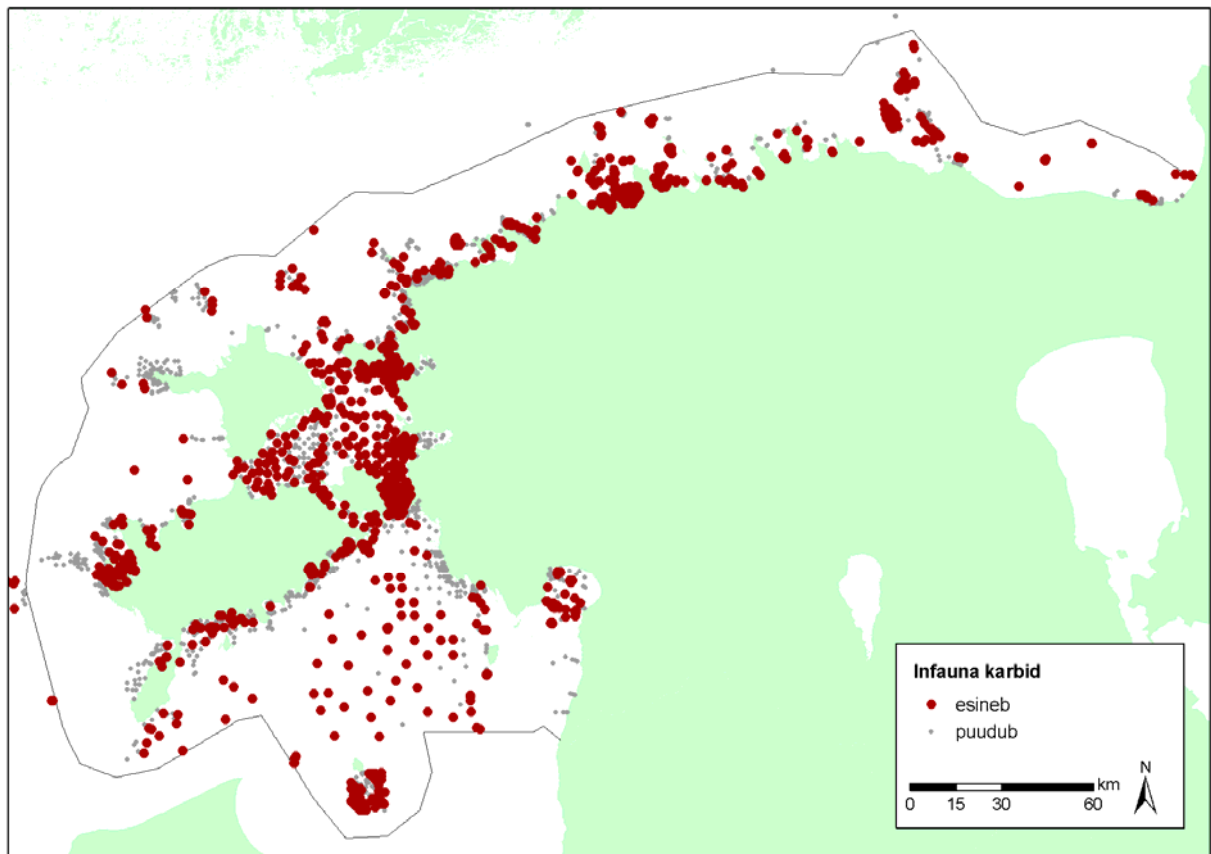
Joonis 7. Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



Joonis 8. Tavalise tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



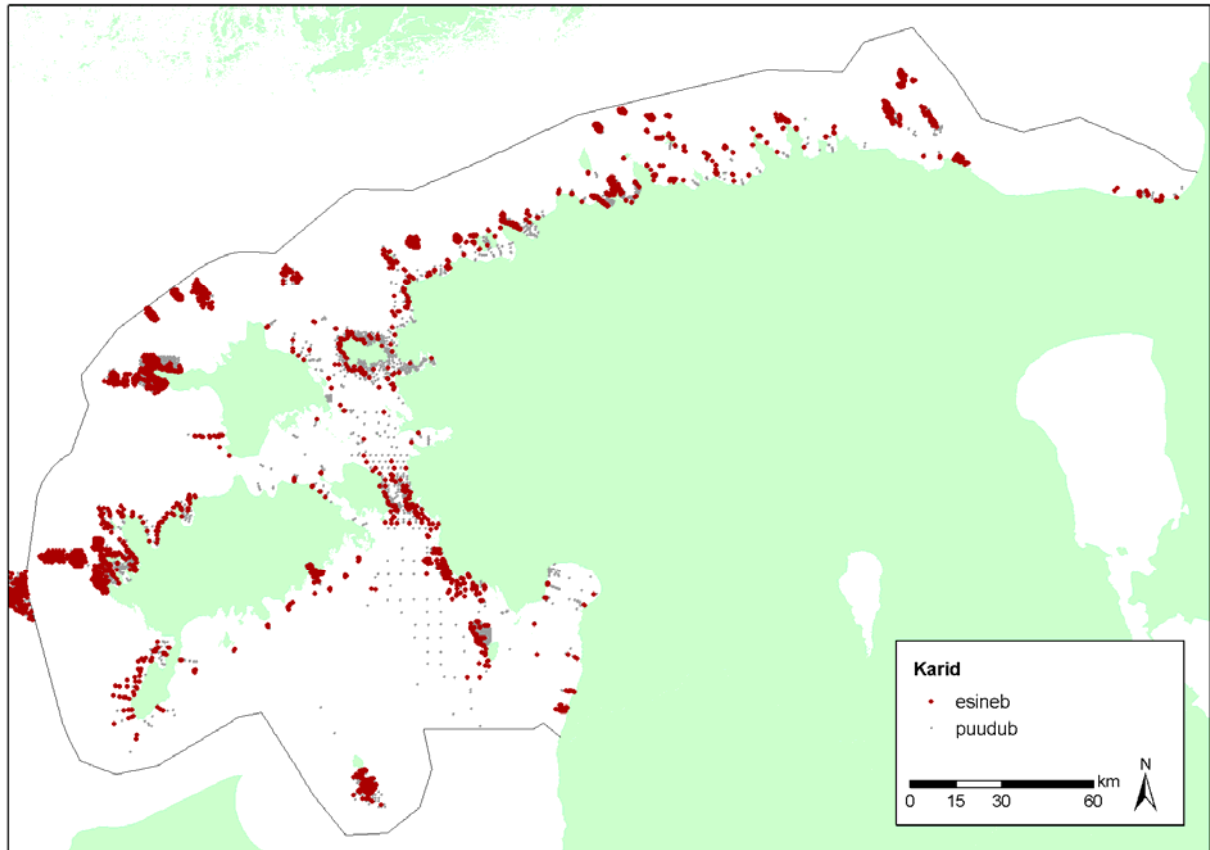
Joonis 9. Rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.



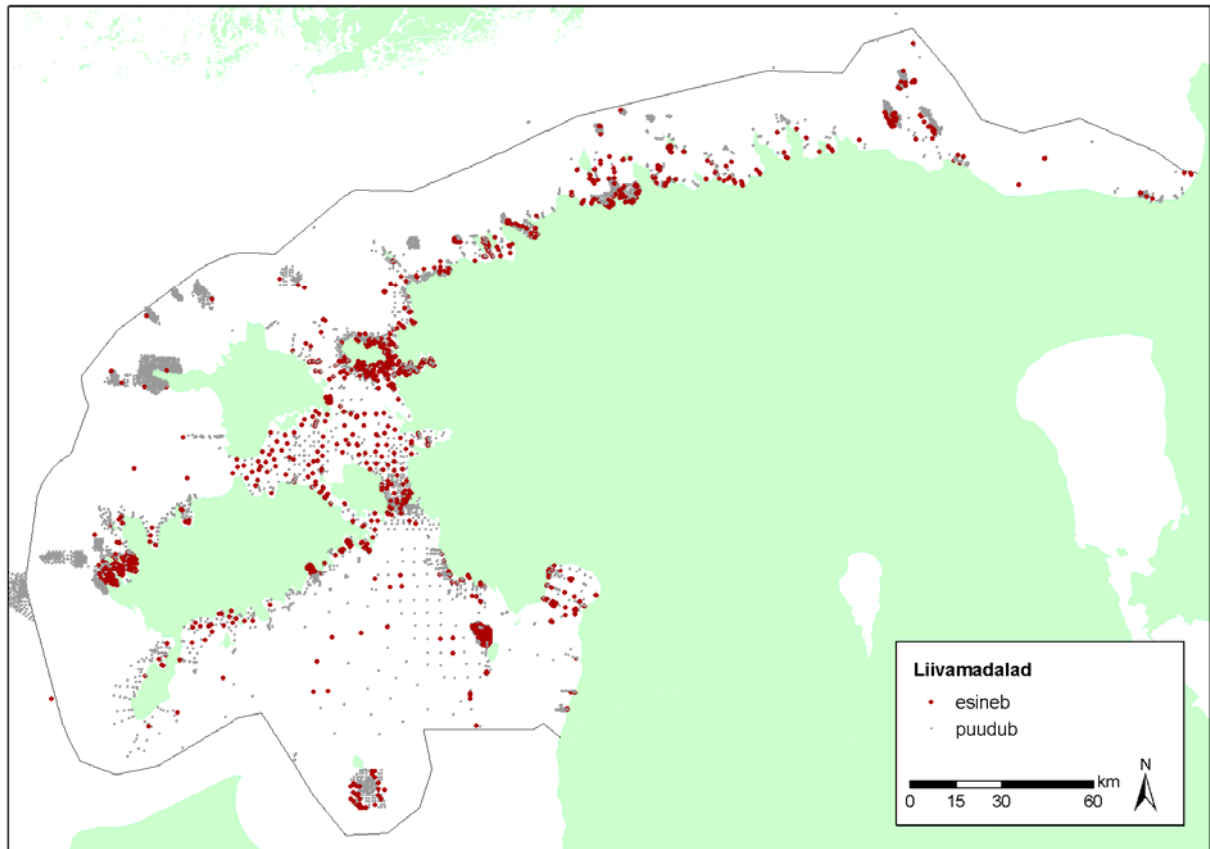
Joonis 10. Infauna karpide esinemine modelleerimise sisendandmeteks valitud proovipunktides.

LISA 2

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide karide ja liivamadalate esinemised elupaigatüüpide otseseks modelleerimiseks valitud proovipunktides



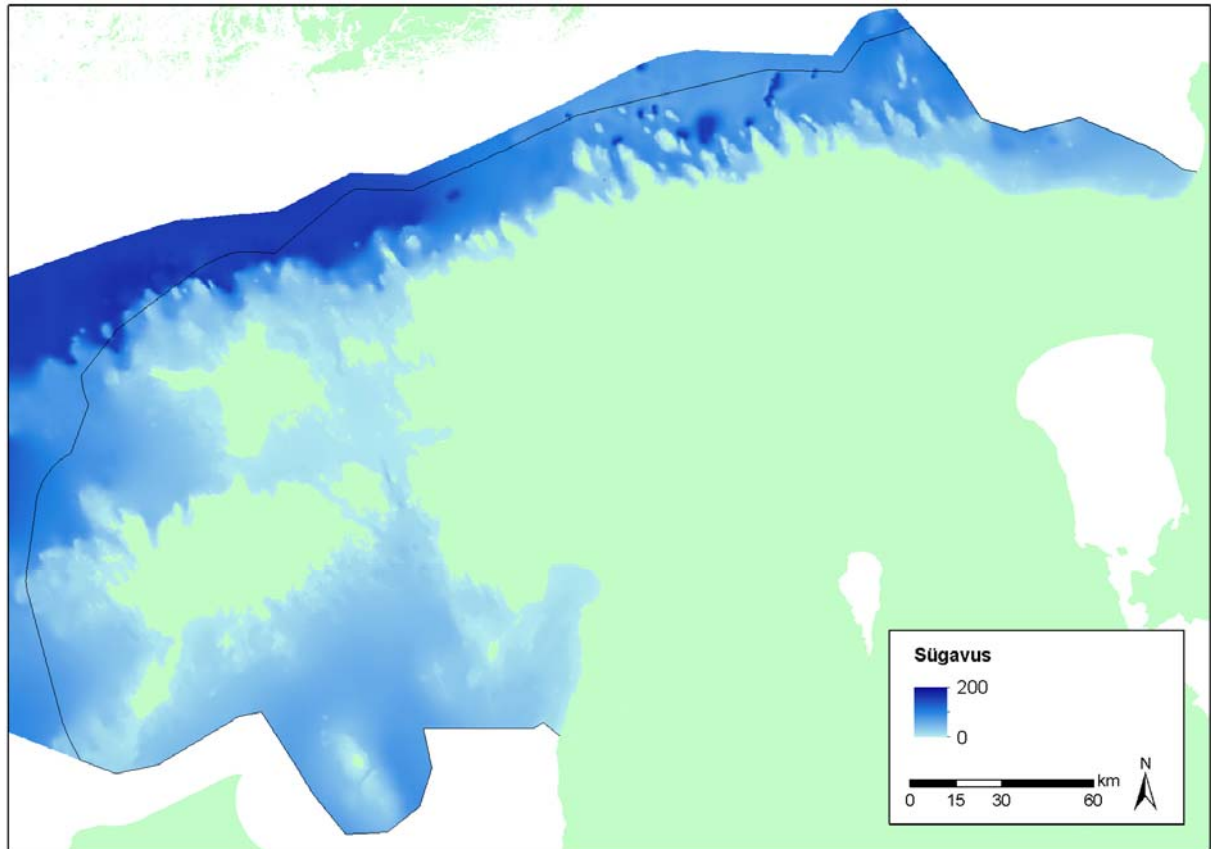
Joonis 1. Loodusdirektiivi elupaigatüübi karid esinemine elupaigatüübi otseseks modelleerimiseks valitud proovipunktides.



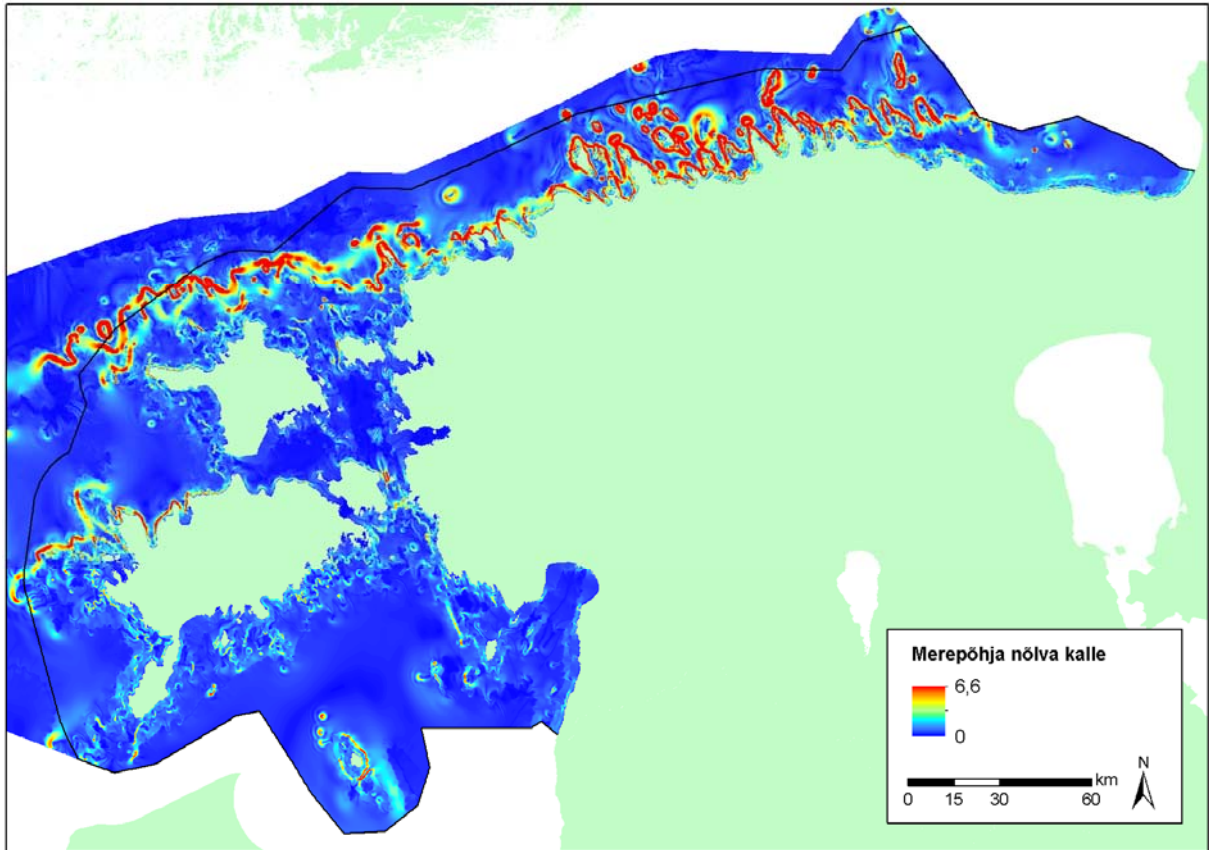
Joonis 2. Loodusdirektiivi elupaigatüübi liivamadalad esinemine elupaigatüübi otseseks modelleerimiseks valitud proovipunktides. Sisendandmed, mis pärinesid biomassiproovidest, võivad näidata liivamadalate esinemist ka afootilises tsoonis, sest infauna karpide levikut ei piira valgus. Liivamadalate leviku modelleerimisel on rakendatud footilise tsooni piirangut.

LISA 3

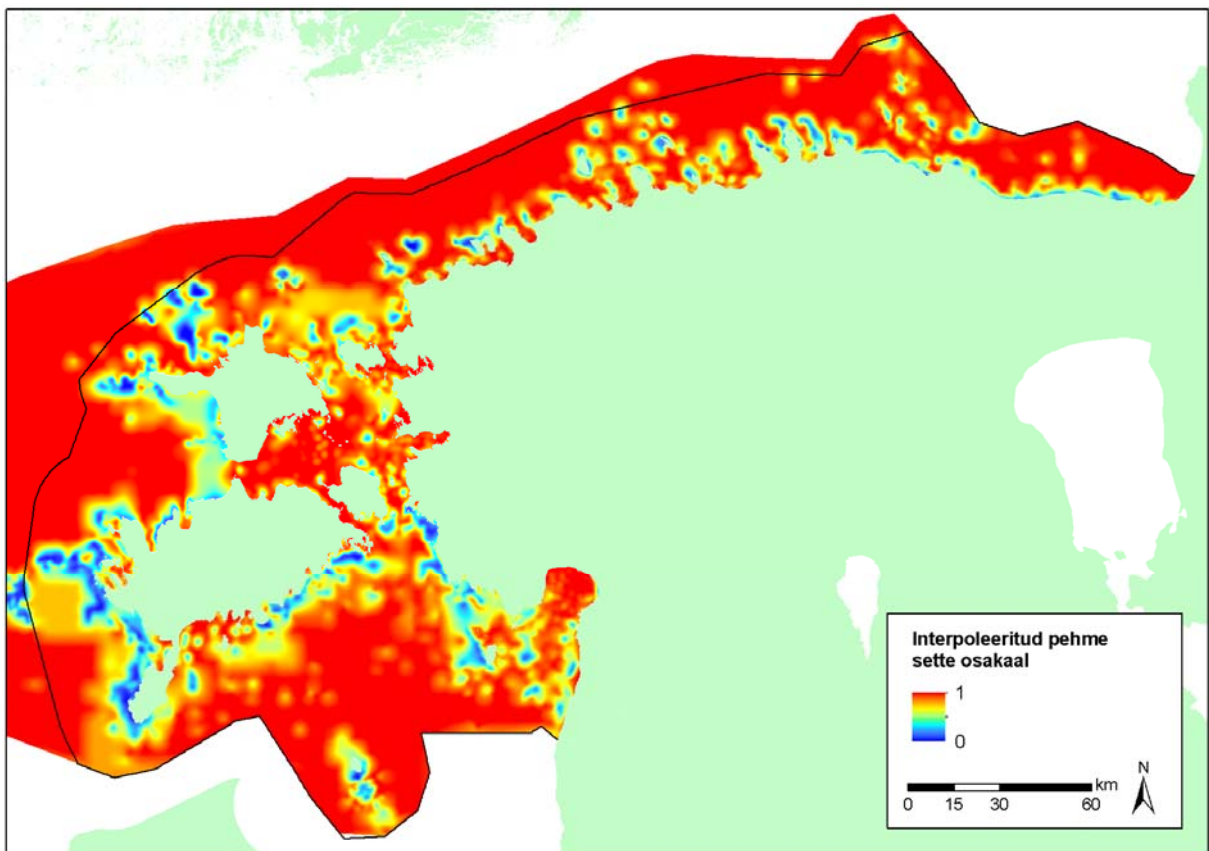
Keskkonnamuutujate georefereeritud andmekihid



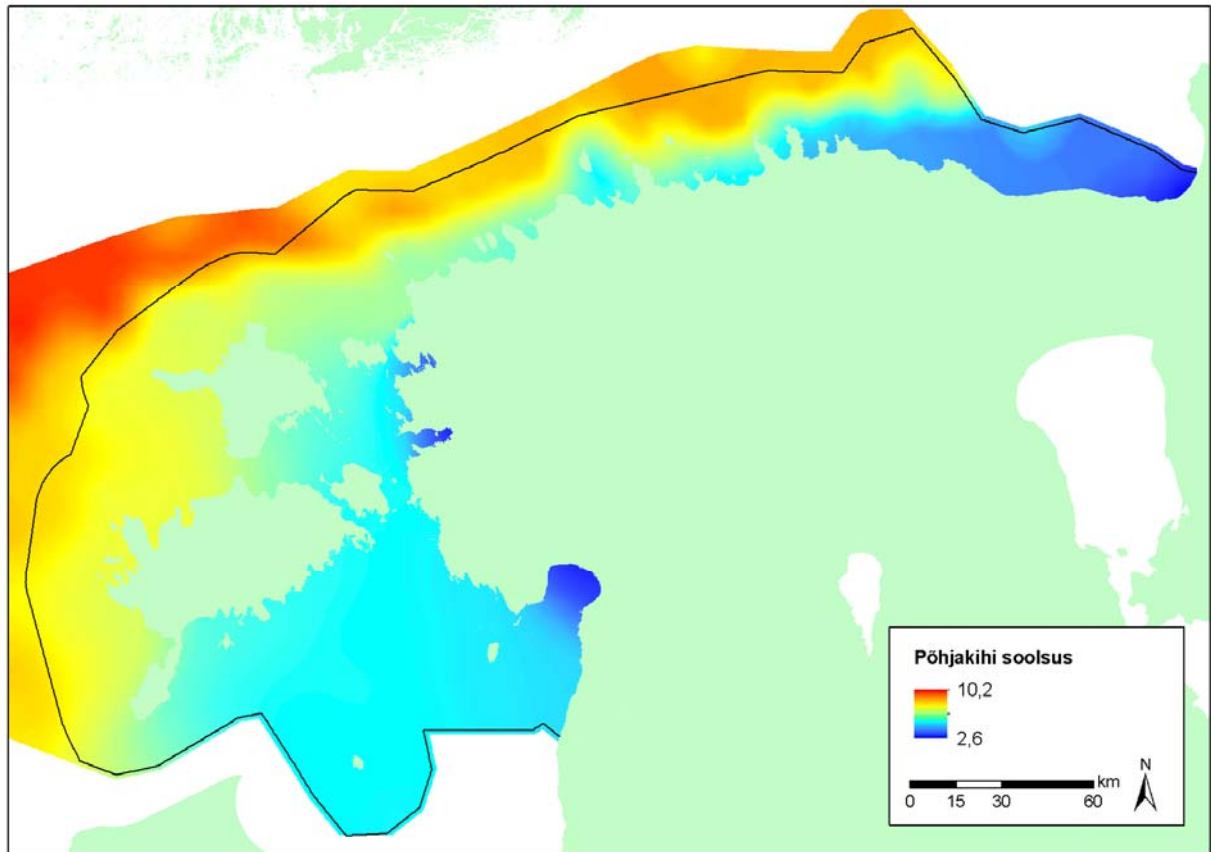
Joonis 1. Sügavus (m).



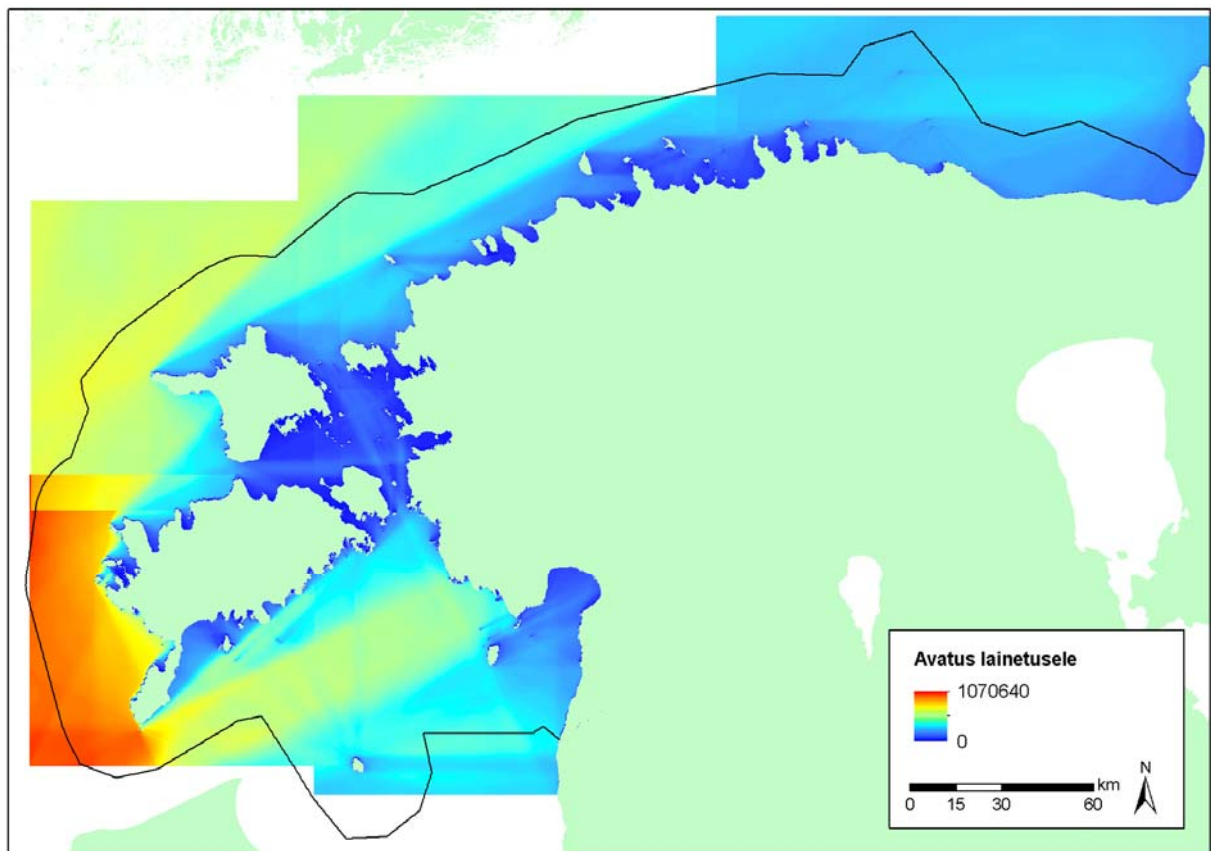
Joonis 2. Merepõhja nõlva kalle (°).



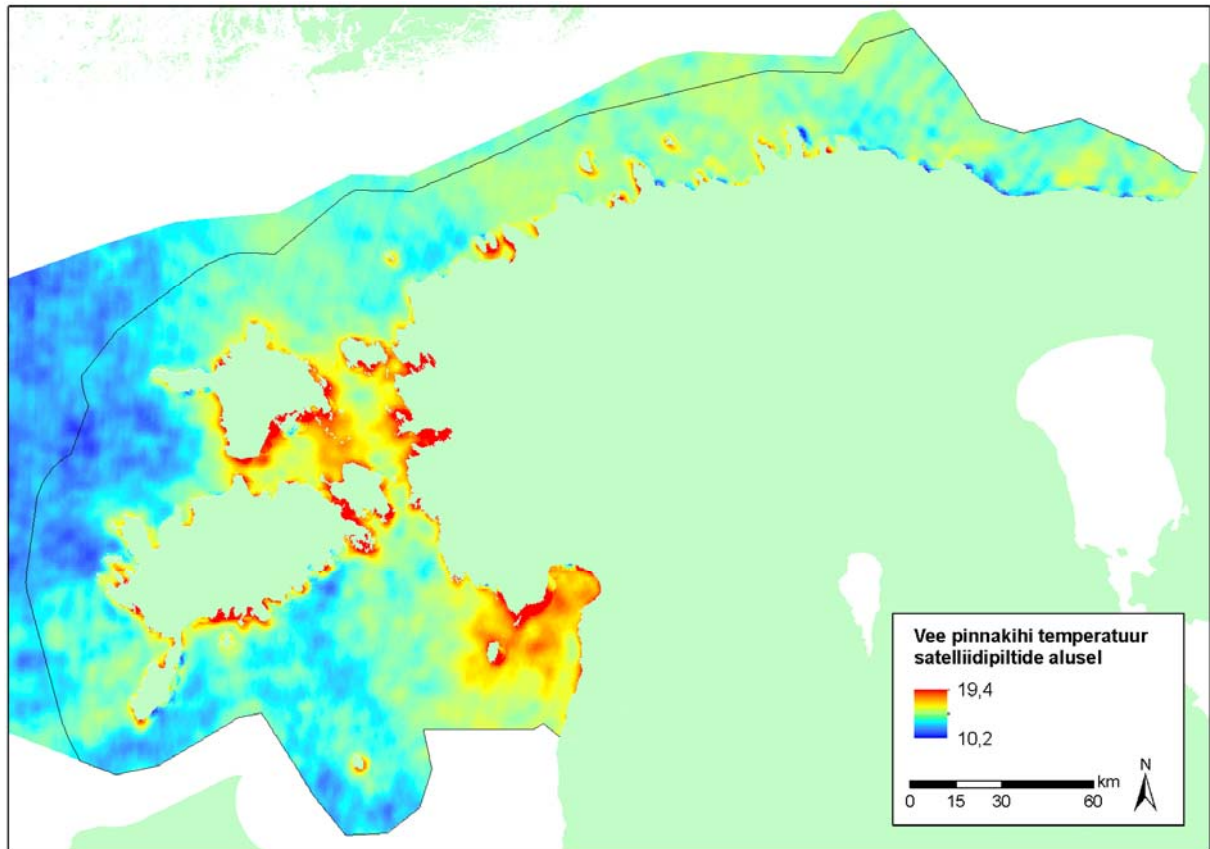
Joonis 3. Interpoleeritud pehme sette osakaal merepõhja substraadis.



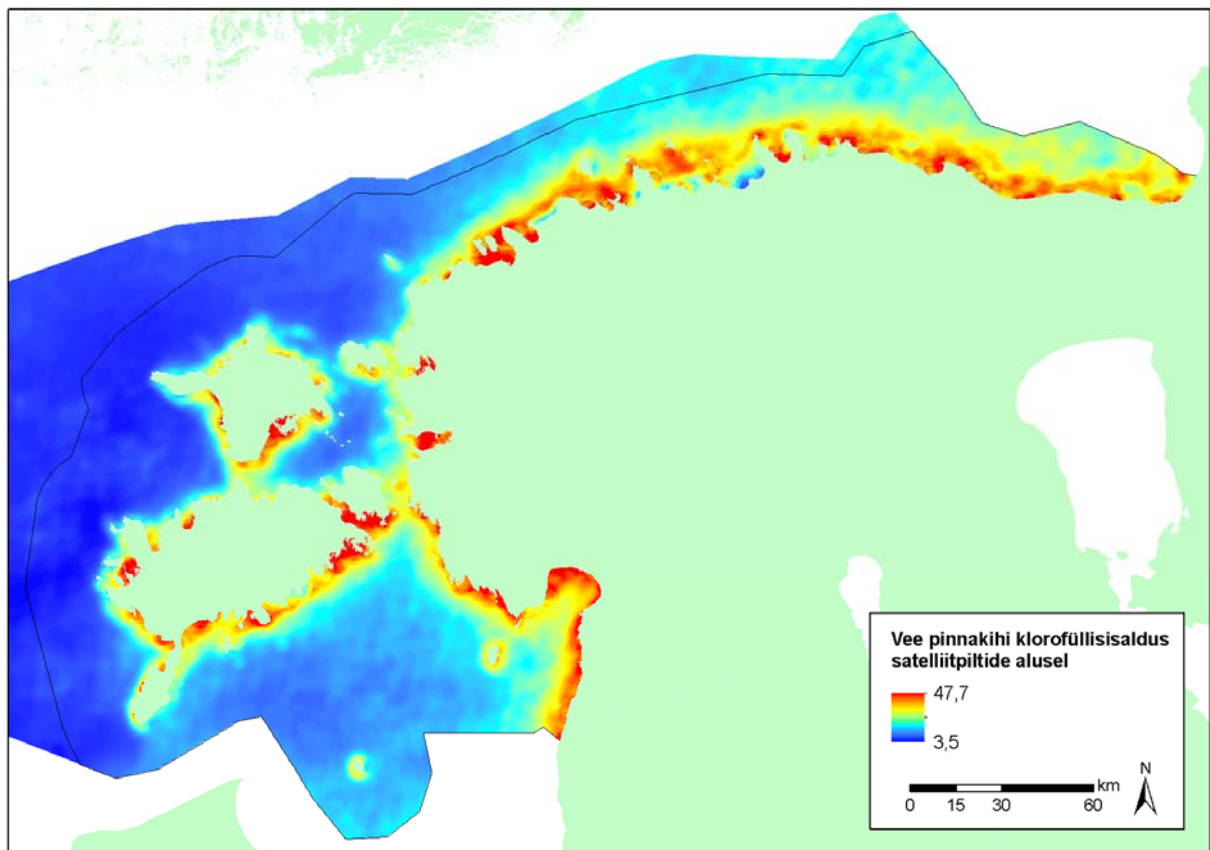
Joonis 4. Modelleeritud vee põhjakihi keskmine soolsus (PSU).



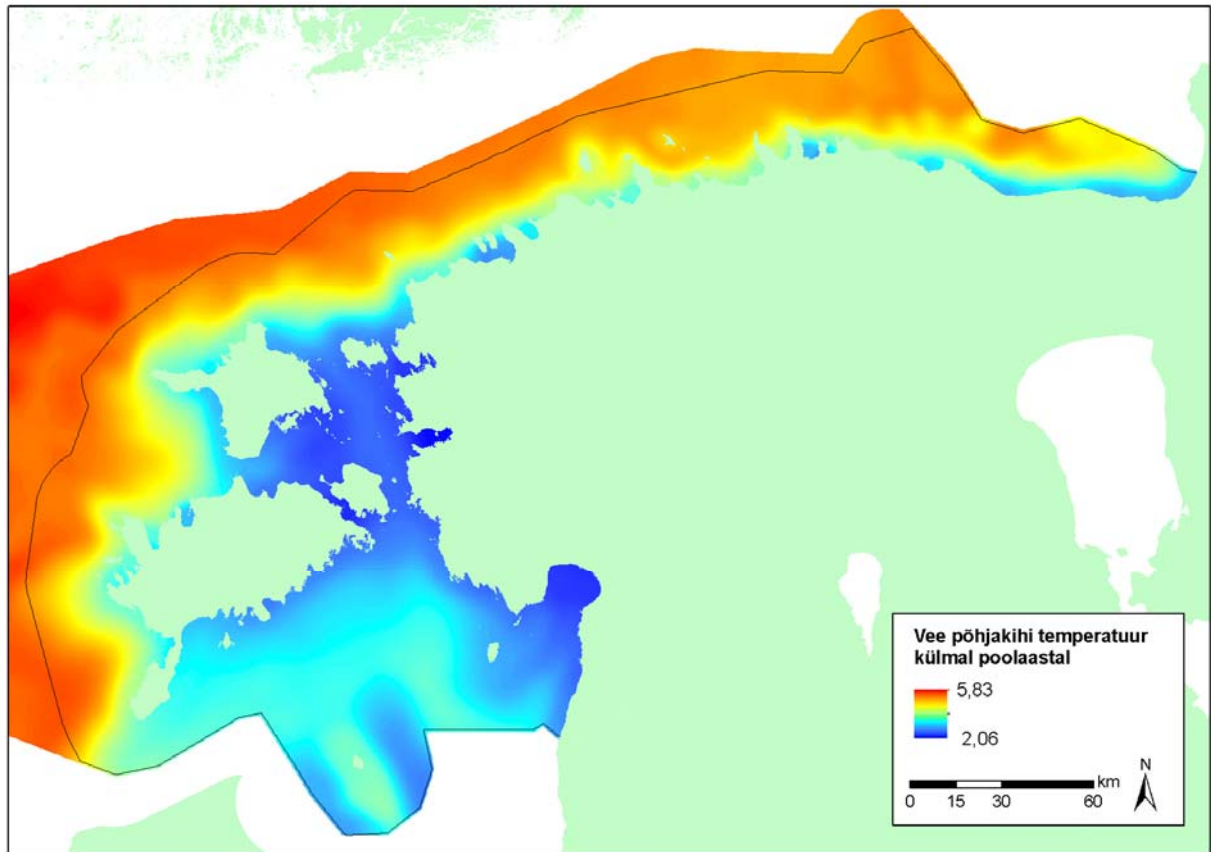
Joonis 5. Modelleeritud avatus lainetusele ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$).



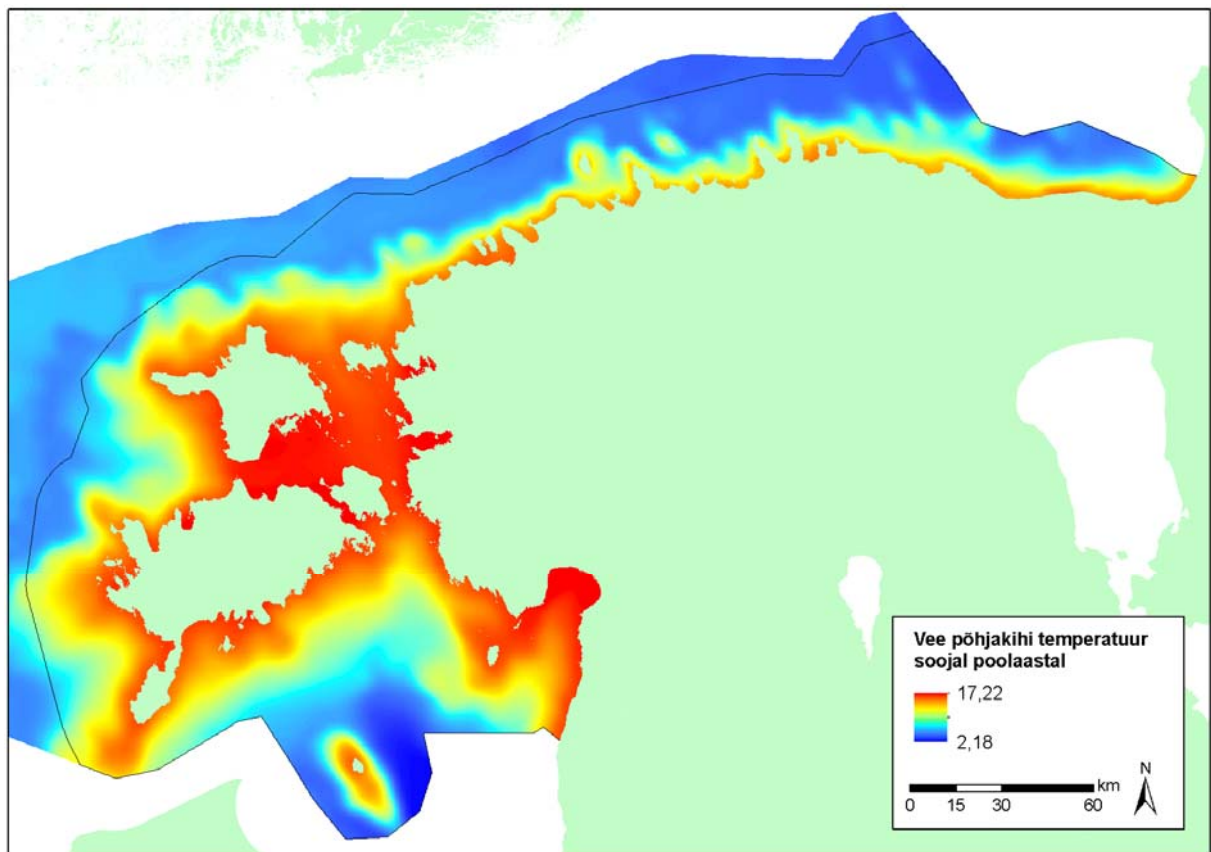
Joonis 6. Vee pinnakihi keskmine temperatuur (°C) suvel (juuni-august). Hinnatud satelliidipiltide põhjal perioodil 2009-2010.



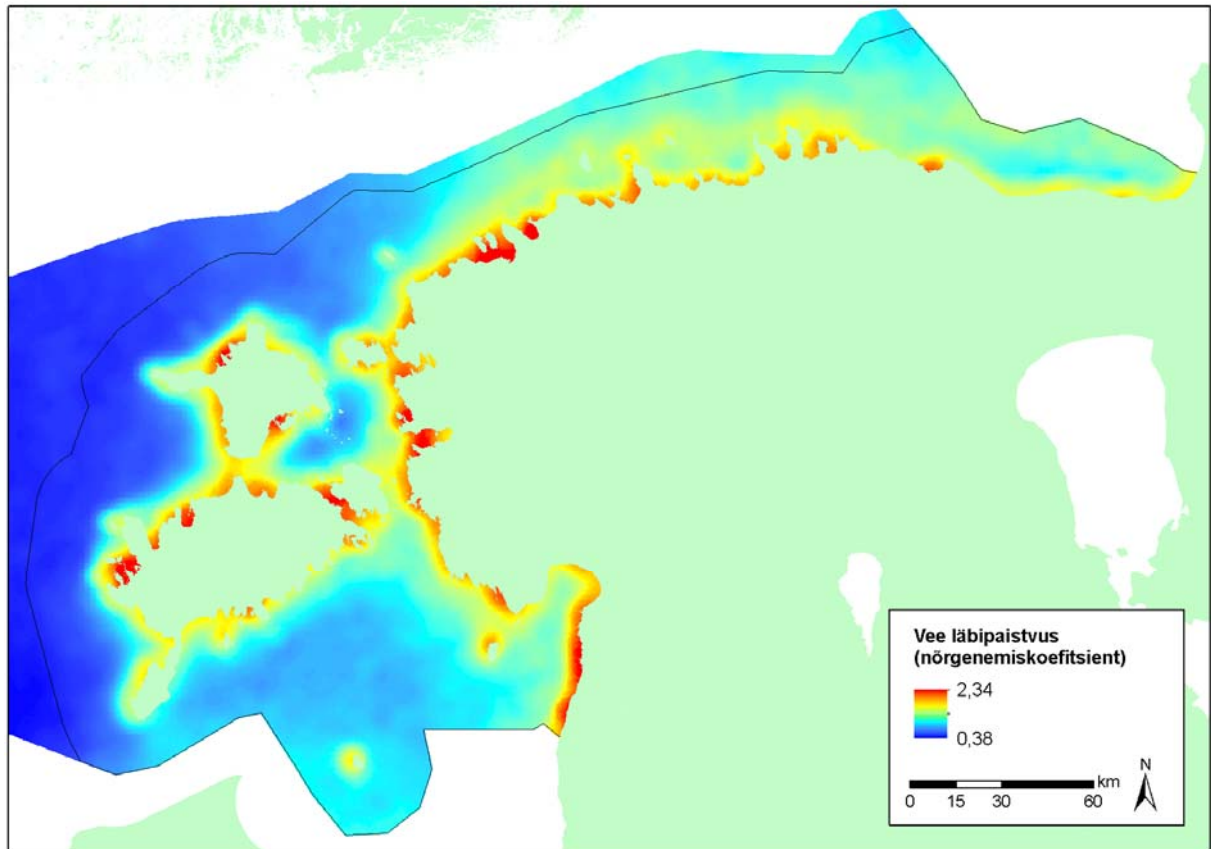
Joonis 7. Vee pinnakihi keskmine klorofüllisisaldus (ml m^{-3}). Hinnatud satelliidipiltide põhjal perioodil 2009-2010.



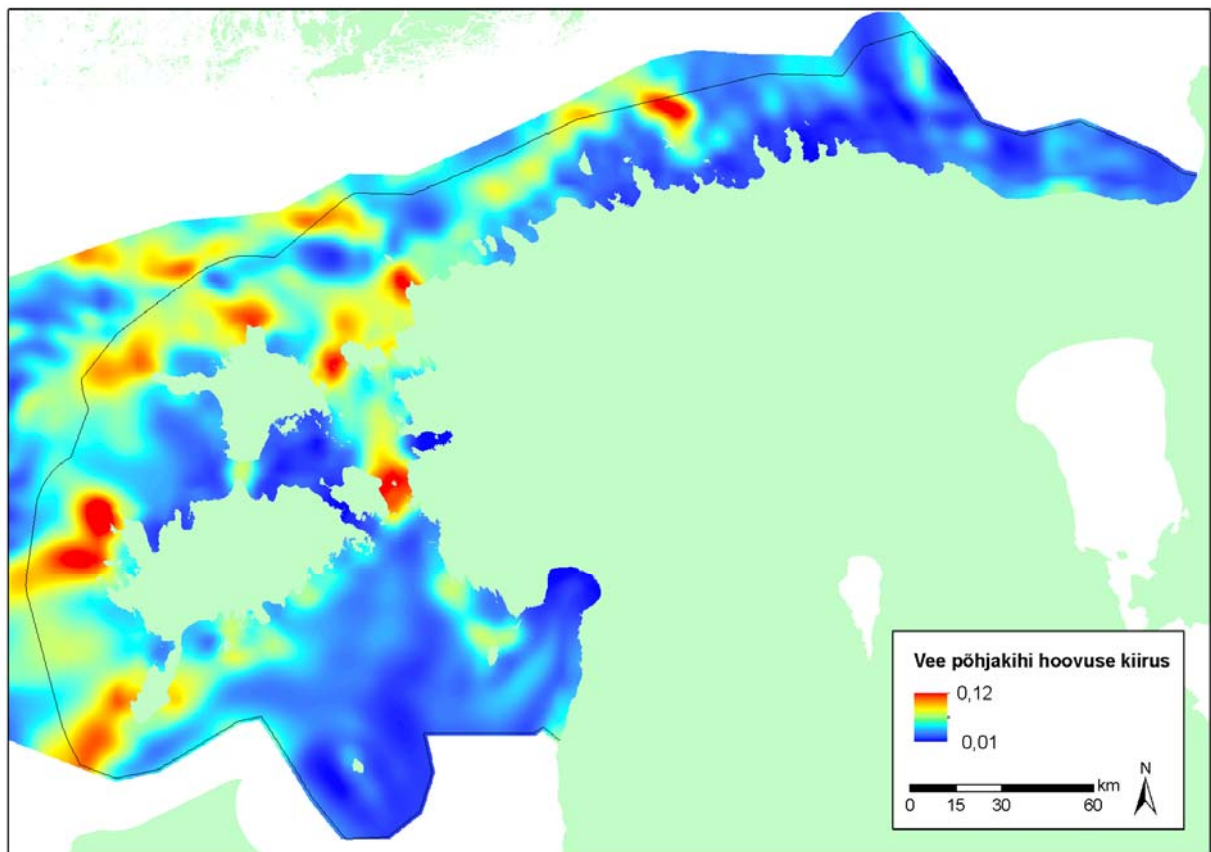
Joonis 8. Modelleeritud vee põhjakihi keskmine temperatuur külmal poolaastal (°C). Mudeli periood 1996-2005.



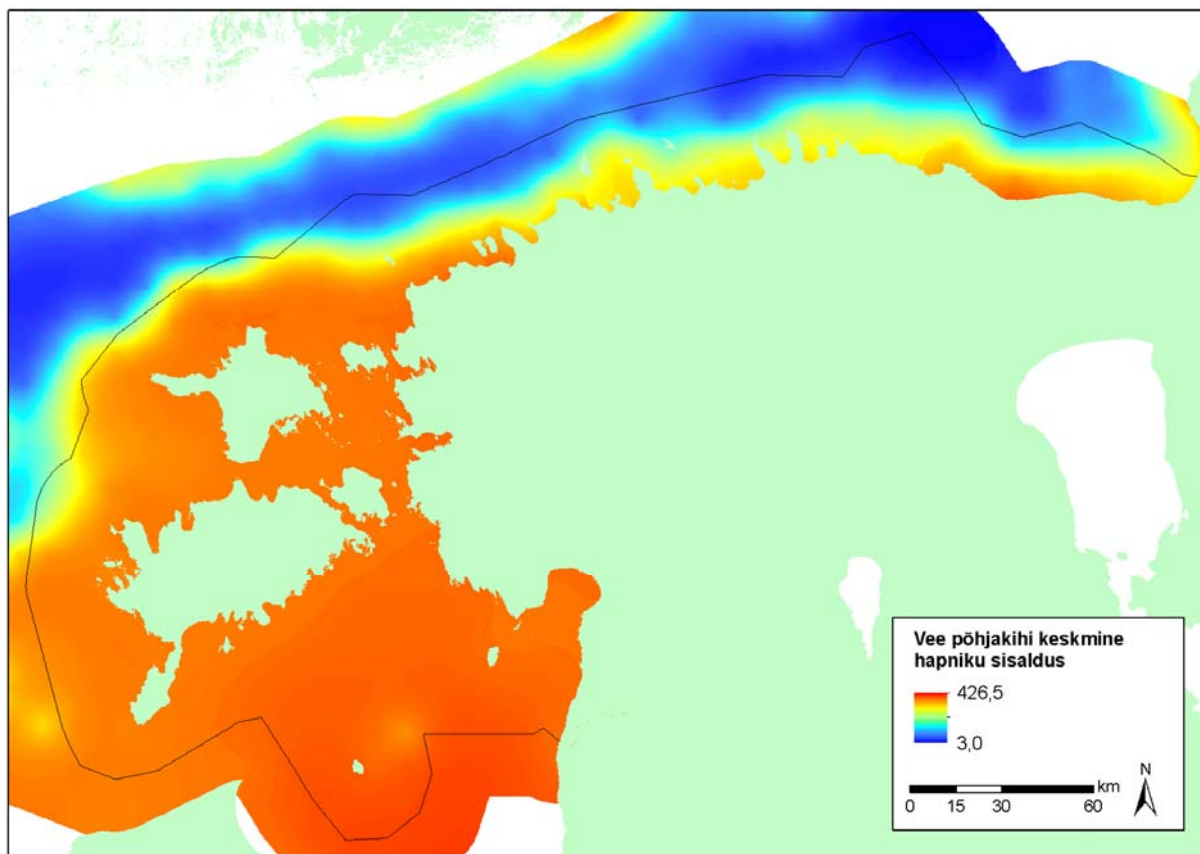
Joonis 9. Modelleeritud vee põhjakihi keskmine temperatuur soojal poolaastal (°C). Mudeli periood 1996-2005.



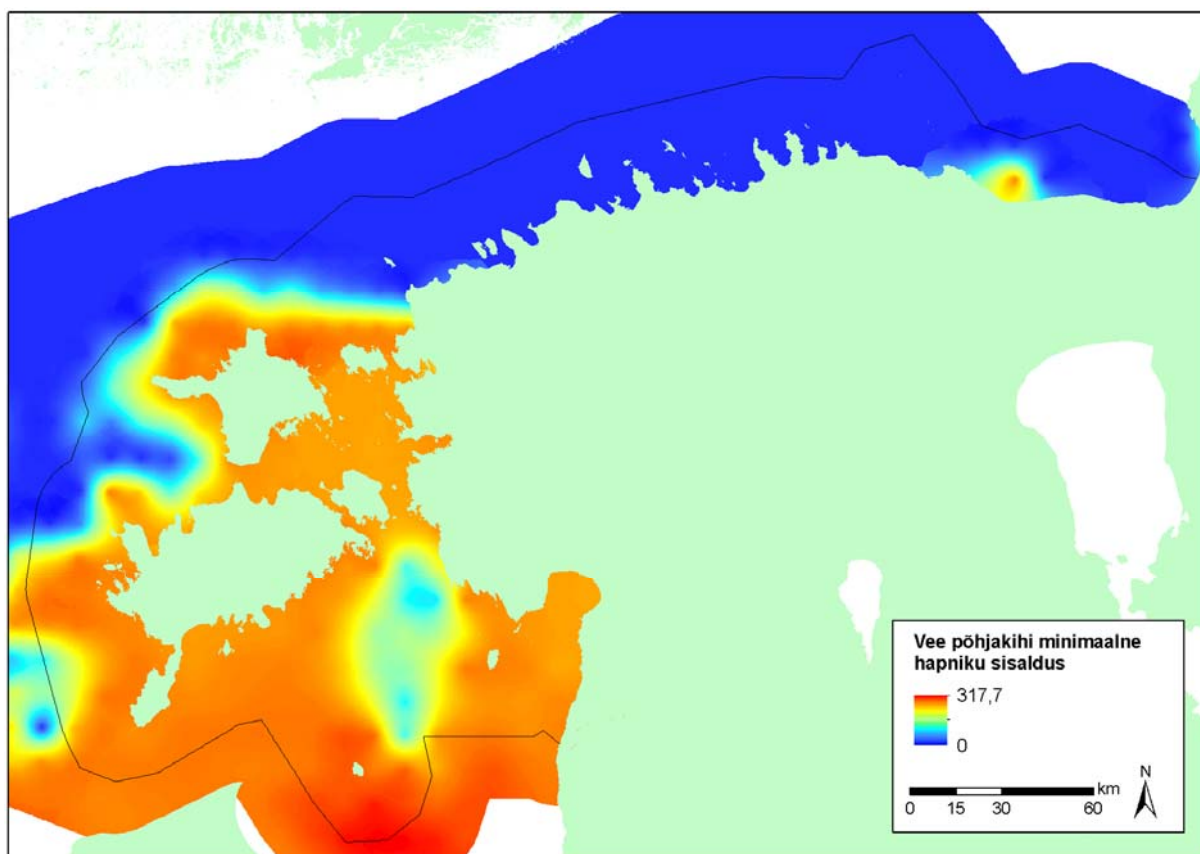
Joonis 10. Vee läbipaistvus hinnatuna nõrgenemiskoeffitsiendi kaudu satelliidipiltide põhjal perioodil 2010-2012.



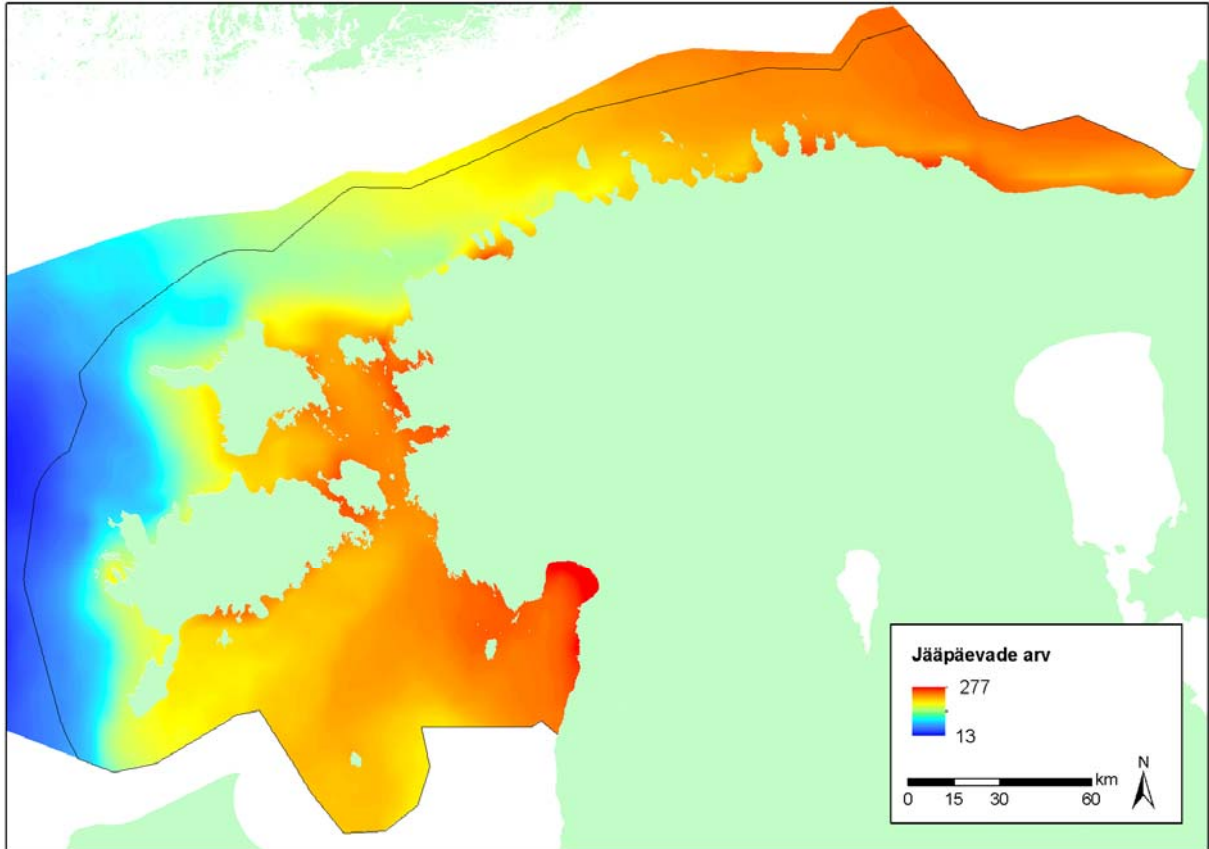
Joonis 11. Modelleeritud vee põhjakihi hoovuse keskmine kiirus perioodil 1996-2005.



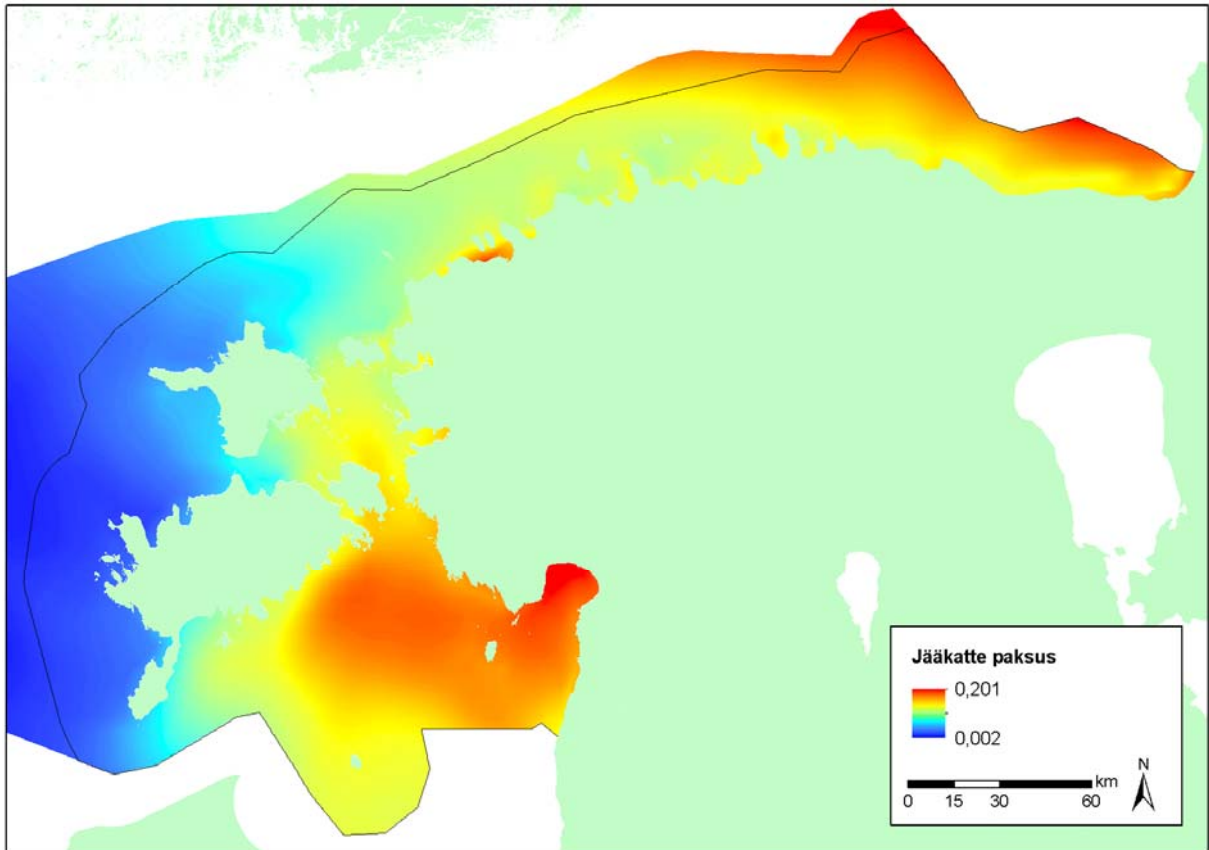
Joonis 12. Modelleeritud vee põhjakihi keskmine hapnikusisaldus (mmol m^{-3}) perioodil 2002-2008.



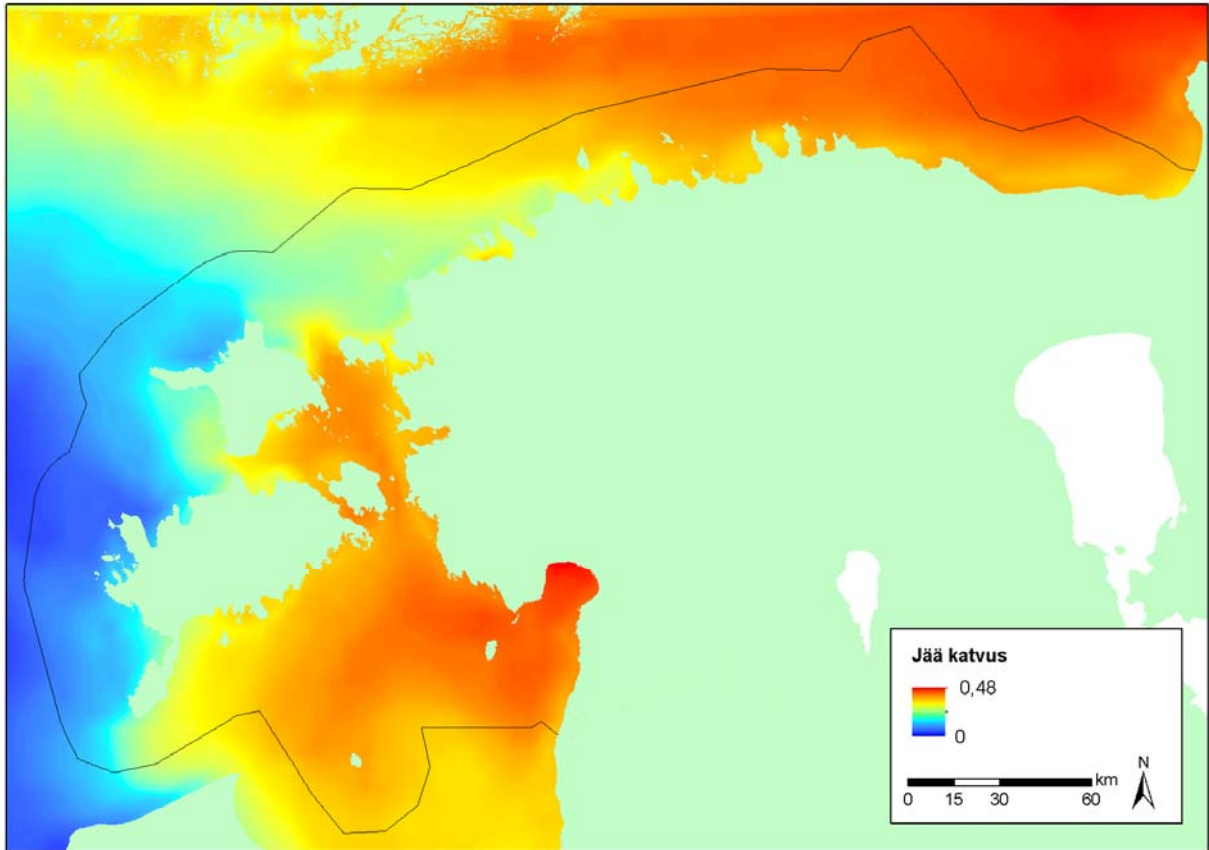
Joonis 13. Modelleeritud vee põhjakihi minimaalne hapnikusisaldus (mmol m^{-3}) perioodil 2002-2008.



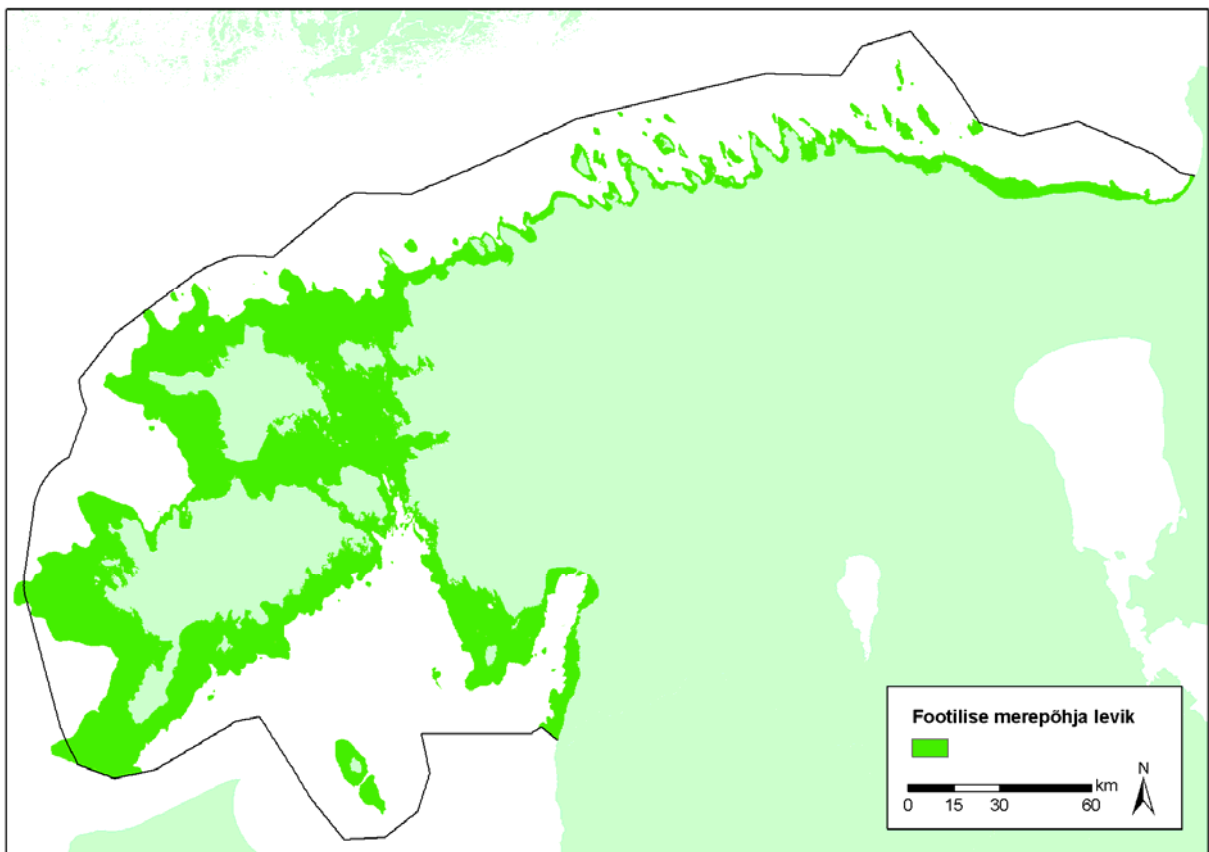
Joonis 14. Perioodi (2009-2011) jääpäevade summaarne arv.



Joonis 15. Jääkatte keskmine paksus (m) perioodil 2009-2011.



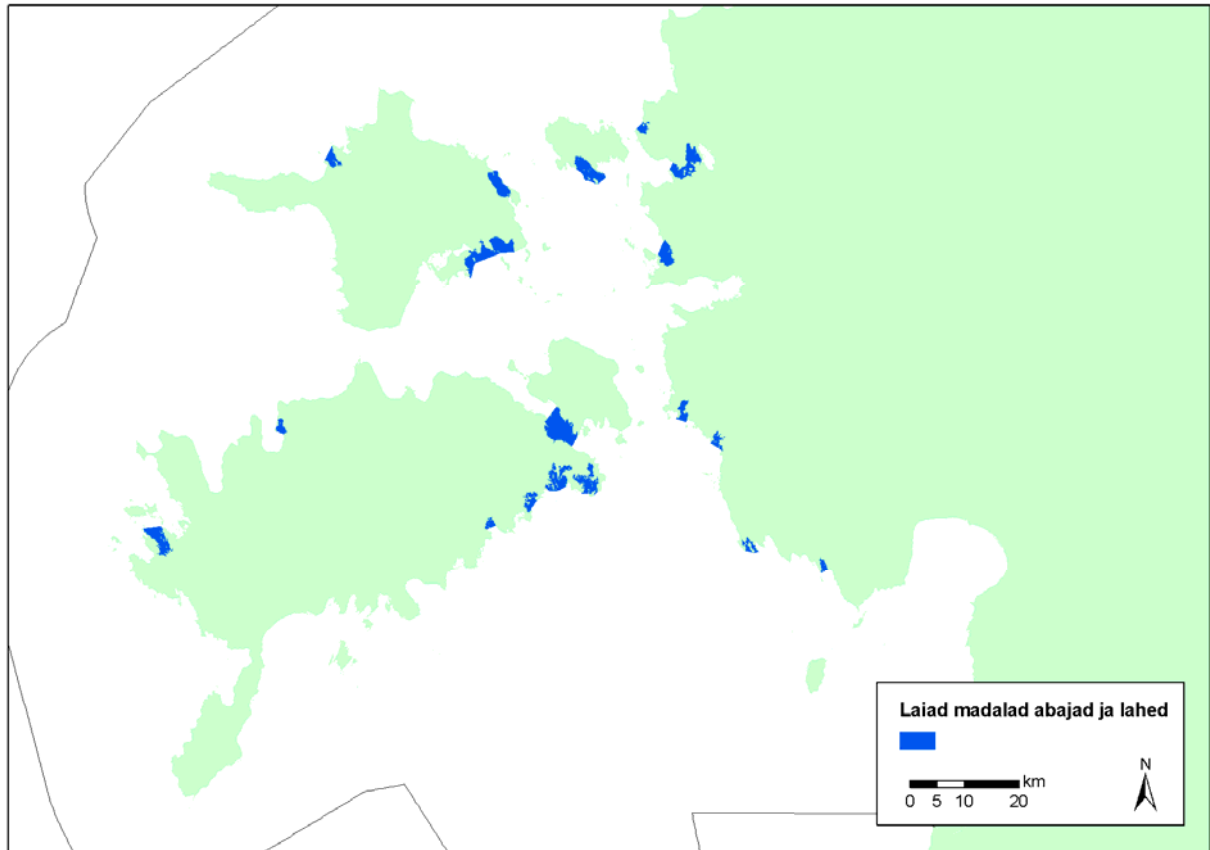
Joonis 16. Jääkatte keskmine katvus perioodil 2009-2011. Katvus näitab jääkatte keskmist osakaalu mõõdistusruudus jää olemasolu korral.



Joonis 17. Footilise merepõhja modelleeritud levik.

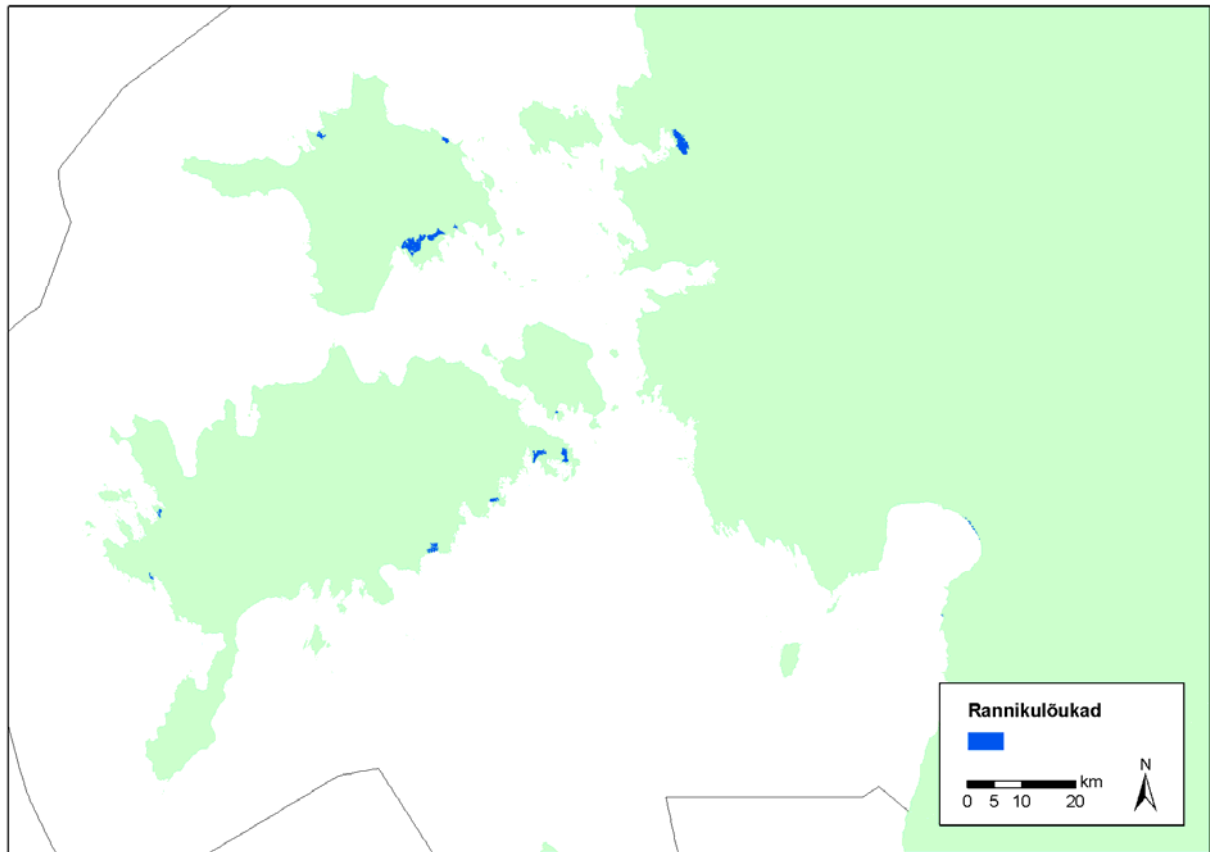
LISA 4

Rannikuga seotud geomorfoloogiliste üksustena määratletavate loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüüpide levik varasemate hinnangute põhjal



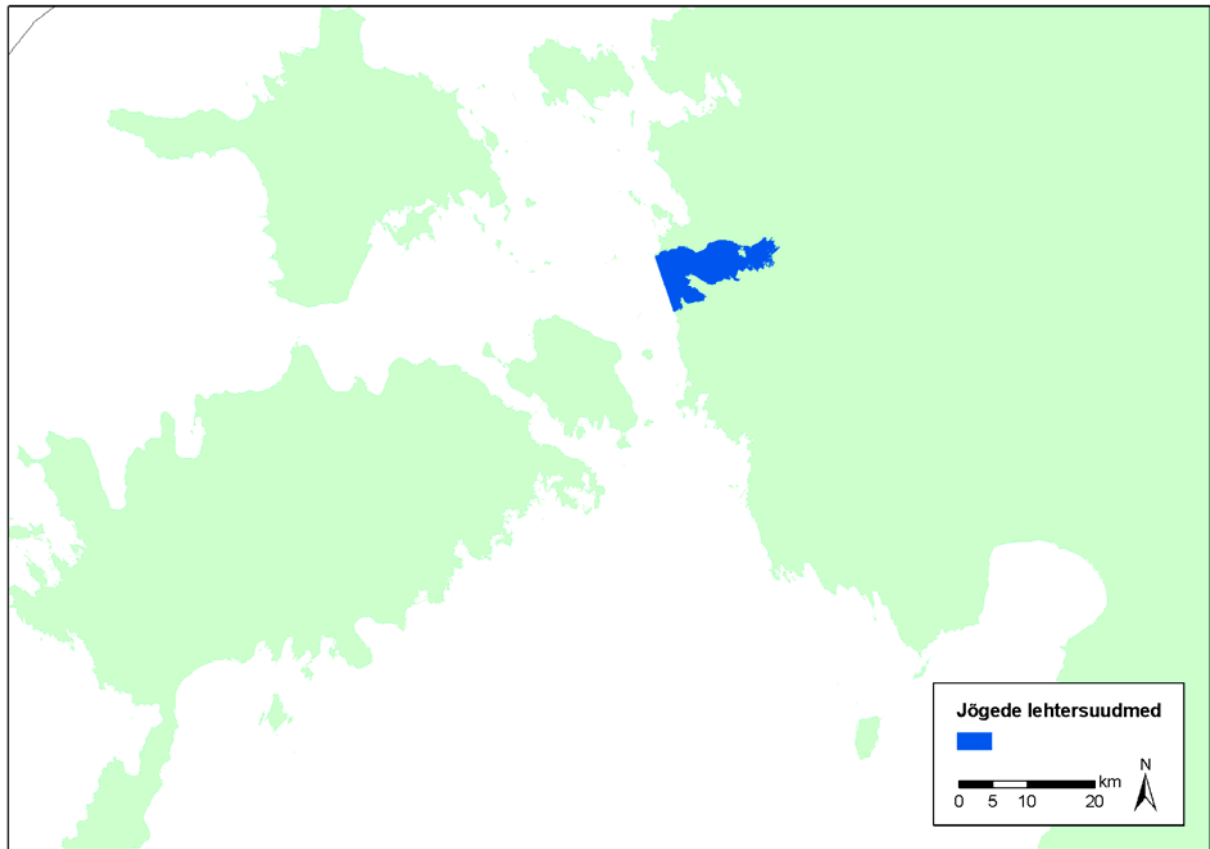
Joonis 1. Elupaigatüübi „laiad madalad abajad ja lahed“ levik Eesti merealal. Kaart suurendatud piirkonnale, kus elupaigatüüpi esineb.

Allikas: TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL merestrateegia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks.



Joonis 2. Elupaigatüübi „rannikulõukad“ levik Eesti merealal. Kaart suurendatud piirkonnale, kus elupaigatüüpi esineb.

Allikas: TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL merestrateegia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks.



Joonis 3. Elupaigatüübi „jõgede lehtersuudmed“ levik Eesti merealal. Kaart suurendatud piirkonnale, kus elupaigatüüpi esineb. Eesti tingimustes määratletud ainult Matsalu laht.
 Allikas: TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL merestrateegia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks.