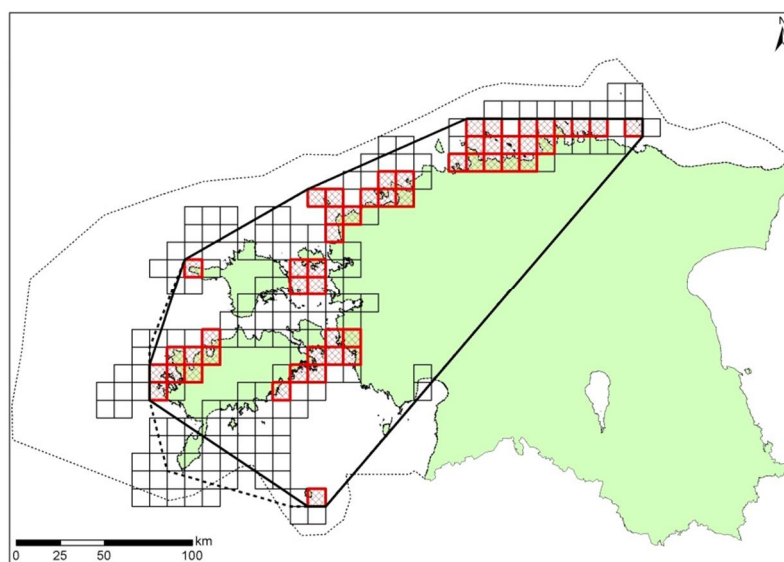


Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum

Aruanne MSFD artikkel 9 ja 10 nõuete
täitmiseks



Projekti juht: Georg Martin, PhD

Tallinn, oktoober 2012

Annotatsioon

Merestrategie raamdirektiiv (MSRD) kohustab liikmesriike läbi viima enne 15 juulit 2012 aastat oma jurisdiktsiooni alla jäävate merealade seisundi esialgse hindamise, teostama oma mereala jaoks Hea Keskkonnaseisundi määramise ning kehtestama keskkonnasihtide kogumi (vastavalt MSRD artiklid 8,9 ja 10). Käesolev aruanne annab ülevaate sellest informatsioonist, mis on kokku kogutud Eesti mereala kohta lähtudes vajadusest ära määrata Hea Keskkonnaseisund (HKS) vastavalt MSRD-s ja selle rakendamise juhendmaterjalides ära toodud HKS tunnustele, kriteeriumitele ja indikaatoritele. Aruande teises osas on ära toodud ekspertgrupi ettepanek keskkonnasihtide kogumi kehtestamiseks, mis on koostatud lähtudes MSRD juhendmaterjalides ära toodud HKS tunnuste kriteeriumitele ning mis arvestab juba olemasolevaid kohustusi ja rahvusvahelisi arenguid selles vallas. Aruande lisas on ära toodud selle töö teostamiseks läbianaalüüsitud merekeskkonna indikaatorite dokumentatsioon.

Aruande koostamisel osales ekspertrühm, mis on kokku pandud merekeskkonna seire ja vastaval alal kompetentsetest Eesti ekspertidest. Valdav osa kaasatud ekspertidest osales ka MSRD artikkel 8 aruande koostamisel ning on seetõttu kursis kogu erialase temaatikaga ja samuti MSRD rakendamise üksikasjadega. Töös osalesid ka Keskkonnaministeeriumi esindajad, tagades õigeaegse tagaside ja järelduste ja tulemuste edaspidise rakendatavuse. Aruande lõppversioon peab läbima ka nõuetekohase avalikustamise, tagades võimaliku laia huvirühma kaasamise oluliste merekeskkonnaliste otsuste tegemisel.

Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi määramisel vastavalt MSRD juhendmaterjalides ära toodud meetodilistele juhistele analüüsiti läbi 132 erinevat merekeskkonna erinevate valdkondade seisundi kohta käivat indikaatorit, mis katsid kõik MSRD lisas I nõutud HKS määramise kvalitatiivset tunnust. Dokumenteerimise vormid täideti 115 indikaatori kohta. HKS hindamiseks sobis sellest valimist 83 indikaatorit millest 60 osutas HKS saavutamisele ja 23 HKS mitte saavutamisele Eesti mereala jaoks. 31 juhul oli indikaator küll mingis arendamise järgus Eesti mereala jaoks olemas, kuid antud hetkel kasutuskõlbmatu, kas puuduliku andmestiku või mittetäiusliku hindamissüsteemi tõttu (puudu HKS taseme väärtus, taustatingimused vms.).

Välja pakutud keskkonnasihtide kogum on koostatud lähtudes MSRD rakendamise juhendmaterjalides ära toodud HKS tunnuste kriteeriumi loendile kattes kõik tähtsamad merekeskkonna komponendid ja survetegurid. Enamus nendest keskkonnasihtidest on kooskõlas juba Eesti poolt rakendatavate meetmete ja rahvusvaheliste kohustustega, kuid mõnel juhul on vajalik ka teatud uute initsiatiivide ja meetmete rakendamine.

Sisukord

Annotatsioon	1
Sisukord.....	2
1. Sissejuhatus	4
2. EL direktiivid ja muud merekeskkonna komponentide seisundit hindavad instrumendid.	5
3. MSRD ja Hea Keskkonnaseisundi määramise meetodika	9
4. Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid HKS tunnuste kaupa	11
4.1. Tunnus 1. Bioloogiline mitmekesisus on säilinud. Elupaikade kvaliteet ja olemasolu ning liikide levik ja arvukus on kooskõlas valitsevate füüsilis-geograafiliste ja kliimatiliste tingimustega. 13	
4.2. Tunnus 2. Inimtegevuse tulemusel sissetoodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile.....	17
4.3. Tunnus 3. Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast.	20
4.4. Tunnus 4. Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel, mis on võimeline tagama pikaajalise liikide rohkuse ja nende täieliku paljunemissuutlikkuse säilimise.	23
4.5. Tunnus 5. Inimtekkeline eutrofeerumine, eelkõige selle negatiivsed mõjud, nagu bioloogilise mitmekesisuse vähenemine, ökosüsteemi seisundi halvenemine, vetikate kahjulik õitsemine ja hapnikunappus põhjaveses, on minimeeritud.....	26
4.6. Tunnus 6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud. 29	
4.7. Tunnus 7. Merevee hüdrograafiliste tingimuste püsival muutusel ei ole negatiivset mõju mere ökosüsteemidele.....	32
4.8. Tunnus 8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid.....	34
4.9. Tunnus 9. Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid.....	38
4.10. Tunnus 10. Mereprahi omadused ja kogus ei kahjusta ranniku- ja merekeskkonda.	40
4.11. Tunnus 11. Energia keskkonda juhtimine, sealhulgas veealune müra, on tasemel, mis ei kahjusta merekeskkonda.....	42
4.12. Kokkuvõtte HKS indikaatorite inventuurist Eesti mereala kohta.....	44
5. Keskkonnasihtide kogum.....	46

6. Aruandes kasutatud terminite ja lühendite seletus.....	51
7. Kasutatud kirjandus.....	59
LISA 1. Hea Keskkonnaseisundi määratlemise indikaatorite dokumentatsioon.	60
Tunnus 1. Bioloogiline mitmekesisus on säilinud.	61
Tunnus 2. Inimtegevuse tulemusel sissetoodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile.....	215
Tunnus 3. Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast.....	241
Tunnus 4. Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel.....	282
Tunnus 5. Inimtekkeline eutrofeerumine on minimeeritud.	318
Tunnus 6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud.	374
Tunnus 7. Merevee hüdrograafiliste tingimuste püsival muutusel ei ole negatiivset mõju mere ökosüsteemidele.....	413
Tunnus 8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid.....	429
Tunnus 9. Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides.....	484
Tunnus 10. Mereprahi omadused ja kogus.....	525
Tunnus 11. Energia, sealhulgas müra, keskkonda juhtimine	538

1. Sissejuhatus

Merekeskkonna seisundi hindamine on keeruline ülesanne mitmel põhjusel. Merekeskkond on oma olemuselt keeruline, dünaamiline ja paljuski tundmata, samas sõltub merekeskkonna seisundist üsna palju nii teiste ökosüsteemi komponentide kui inimühiskonna heaolu. 2008 aastal vastuvõetud Merestrateegia Raamdirektiiv sätestab EL liikmesriikidele kohustuse saavutada oma merealade Hea keskkonnaseisund aastaks 2020. Hea keskkonnaseisundi saavutamiseks on vajalik läbi viia rida protseduure, mis sisaldavad nii efektiivse meetmeprogrammi koostamist ja järgimist, olemasoleva olukorra hindamist, seireprogrammi väljaarendamist ja rakendamist nii keskkonna kui survetegurite olukorra jälgimiseks aga ka süsteemi loomist mille kaudu oleks võimalik määrata ja hinnata Hea Keskkonnaseisundi saavutamist. Käesolev aruanne peegeldab osa MSRD rakendamiseks teostatud tegevustest, nimelt direktiivi Artiklite 9 ja 10 täitmiseks koostatud materjale.

Aruanne on üles ehitatud selliselt, et esimeses osas antakse ülevaade nii MSRD järgsetest nõuetest Hea Keskkonnaseisundi määramisel, kui võrreldakse erinevaid teisi EL direktiive ja rahvusvahelisi instrumente, mis kõik nõuavad ühel või teisel määral erinevate merekeskkonna komponentide või survetegurite seisundi hindamist. Järgnevalt antakse ülevaade Eesti mereala kohta koostatud erinevate HKS indikaatorite inventuuri tulemustest ning esitatakse ettepanek keskkonnasihtide kogumi kehtestamiseks lähtudes MSRD rakendamiseks välja antud juhendmaterjalides ära toodud jaotusele. Aruande lisas on ära toodud Hea Keskkonnaseisundi määratlemisel kasutatud indikaatorite dokumentatsioon.

Aruande koostamisel osales ekspertide rühm, mis on kokku kutsutud Eesti merekeskkonna temaatikaga seotud pädevate asutuste esindajatest.

Töörühma koosseis:

Georg Martin, TÜ Eesti mereinstituut
Kaire Torn, TÜ Eesti mereinstituut
Kristjan Herkül, TÜ Eesti mereinstituut
Mart Simm, TÜ Eesti mereinstituut
Ott Roots, TÜ Eesti mereinstituut
Lauri Saks, TÜ Eesti mereinstituut
Tiit Raid, TÜ Eesti mereinstituut
Martin Kesler, TÜ Eesti mereinstituut
Roland Svirgsden, TÜ Eesti mereinstituut
Ilmar Kotta, TÜ Eesti mereinstituut
Kristina Tiivel, TÜ Eesti mereinstituut
Andres Jaanus, TÜ Eesti mereinstituut
Urmas Lips, TTÜ Meresüsteemide instituut
Aet Meerits, TTÜ Meresüsteemide instituut
Peeter Laas, TTÜ Meresüsteemide instituut
Ivar Jüssi, mereimetajate ekspert
Mart Jüssi, mereimetajate ekspert
Agnes Villmann, Keskkonnaministeerium

2. EL direktiivid ja muud merekeskkonna komponentide seisundit hindavad instrumendid.

Merekeskkonna seisundi hindamine on keeruline ja kompleksne ülesanne. Eksisteerib hulgaliselt rahvusvahelisi ja rahvuslike instrumente, mis vajavad ja suunavad merekeskkonna eri komponentide seisundi ja survetegurite tasemete määramist ja hindamist. Keskkonnaseisundi hindamine on paratamatult efektiivse keskkonnakorralduse osa. Siiani on need instrumendid olnud paljuski kas sektoripõhised või olid suhteliselt piiratud geograafiliselt. Ka on nende süsteemide põhimõtteline ülesehitus olnud erinevatel aegadel erinev. Klassikaline keskkonnaseire põhineb keskkonnaparameetrite trendide mõõtmisel, samas kui tänapäeval rakendatakse üha enam erinevaid lähenemisi, mis võimaldavad anda hinnangut suhteliselt kiirelt ja geograafiliselt ja ajaliselt integreeritult. Sellised keskkonnaseisundi hindamissüsteemid põhinevad indikaatoritel ning sisaldavad teatud ajalise ja ruumilise integreerimismetoodikaid.

EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2008/56/EÜ, EL Merestrateegia Raamdirektiiv. EL Merestrateegia Raamdirektiiv võeti vastu 2008 aasta juulis. Selle eesmärgiks on Hea Keskkonnaseisundi saavutamine kõigi ühendusse kuuluvate riikide hallataval merealadel.



Joonis 1. Merestrategie raamdirektiivi rakendamisetsükkel.

MSFD artiklid 8,9,10 näevad ette merealade keskkonnaseisundi kirjeldamiseks rida tegevusi ja meetmeid. Esimese ettevalmistava sammuna peavad liikmesriigid analüüsima oma mereala iseärasusi või parameetreid ning survet ja mõju sellele, et teha kindlaks survet ja mõju avaldavad peamised tegurid, analüüsima majanduslikust ja sotsiaalsest aspektist selle kasutust ning merekeskkonna seisundi halvenemisest tulenevaid kulutusi. Sama tegevusega paralleelselt peab

toimuma liikmesriigi mereala Hea Keskkonnaseisundi määratlemine, mis peab toimuma etteantud indikaatorite ja kriteeriumite kogumi abil. Edasised tegevused näevad ette seireprogrammi kehtestamise ja meetmeprogrammi väljatöötamise ja rakendamise määratud keskkonnasihtide saavutamiseks. MSRD tegevus hõlmab kogu riigi jurisdiktsiooni alla jäävat mereala ning katab ka teiste direktiividega ja regulatsioonidega kaetud valdkondi (EL Loodusdirektiiv, EL Linnudirektiiv, EL Veepoliitika raamdirektiiv, EL kalanduspoliitika jms.).

EL VPRD. EL veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ). EL veepoliitika raamdirektiivi (VRD) järgi teostatakse pinnaveekogude (k.a. rannikuvesi) ökoloogilise seisundi hindamist iga 6 aastase perioodi järgi. Hindamine viiakse läbi kindla süsteemi alusel, mis põhineb bioloogiliste kvaliteedielementide veekogumipõhisel hindamisel. Hindamine peab baseeruma just selle jaoks läbiviidaval seireprogrammil, mis koosneb reeglina kahest eraldi seireprogrammist – operatiivseirest ja ülevaateseirest.

Vastavalt VRD nõuetele viiakse operatiivseiret läbi veekogumites, kus esialgse seisundi hindamise alusel on oht, et veekvaliteet klassifitseerub alla "hea" kvaliteediklassi. Operatiivseiret viiakse läbi igal aastal, jälgides kõiki veekvaliteedi klassifikatsiooni aluseks olevaid bioloogilisi ja füüsikalise-keemilisi parameetreid piisava sagedusega, võimaldamaks hinnata veekogumi veekvaliteedi seisundit ning arvestades hinnatavate parameetrite looduslikku muutlikkust.

Rannikuvee ülevaateseiret (kontrollseiret) teostatakse selliselt, et hindamise perioodi jooksul oleks võimalik hinnata vähemalt ühe täisaastase seire tsükli põhjal veekogumi seisundit. Nii on seiretegevus jagatud aastate vahel ja igal aastal ühes veekogus teostatud seire ei pruugi hõlmata kogu kvaliteedielementide arvu.

EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 79/409/EMÜ, loodusliku linnustiku kaitse kohta. Euroopa Ühenduste Nõukogu kiitis linnudirektiivi heaks 1979.a. Direktiiv jõustus 1981. aastal. (<http://europa.eu.int/comm/environment/nature/en.pdf>).

Direktiiv sätestab looduslikult esinevate linnuliikide kaitsmise, majandamise ja seire. Kogu Euroopa loodusliku linnustiku, linnunade ja -pesade ning lindude elupaikade kasutamise kohta kehtivad kindlad reeglid. Ohustatud linnuliikide ja rändlindude kaitseks koostati erisätted, millega määratleti kohustus luua kaitsealad koos vastava kaitsekorralduskavaga. Direktiivi kohaldamise tulemused:

linnuhoiualade määratlemine;

- vajalike abinõude tarvituselevõtmise kohustus lindude elupaikade seisundi halvenemise vältimiseks ja vajadusel nende elupaikade taastamine;
- häirivate tegurite vältimine lindude elupaigas;
- lindude, nende pesade ja munade seaduslik kaitse.

EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta.

Loodusdirektiiv sätestati kolmteist aastat peale linnudirektiivi kinnitamist (<http://europa.eu.int/comm/environment/nature/habdir.htm>). Loodusdirektiivi loomise põhjuseks oli looduslike elupaikade järsk vähenemine ja paljude taime- ja loomaliikide eksisteerimise ohtu sattumine. 1991.aastal, kui Holland oli EL eesistujariigiks, kiideti kõnealune direktiiv heaks. Loodusdirektiiv tundub nii mõneski aspektis linnudirektiivile sarnane olevat. Loodusdirektiiv kaitseb nii liike kui ka nende elupaiku.

Mõlemad direktiivid täiendavad teineteist ja hõlmavad koos peaaegu kogu looduskaitse valdkonna ning mitmete aspektide omavaheline kattumine on täiesti loogiline. Linnudirektiiv käsitleb ainult kõiki looduslikult esinevaid linnuliike, loodusdirektiiv käsitleb (pool-) looduslike elupaigatüüpe ja lindude kõrval ka teisi organisme (st looma- ja taimeliike). Loodusdirektiivis arendatakse edasi

linnudirektiivi sätet alade tervikkusest. Veelgi tugevamalt rõhutatakse sidusa ökoloogilise võrgustiku loomisest vajadust. Sarnaselt linnudirektiiviga sätestab loodusdirektiiv kaitsealade määratlemise kohustuse. Niisuguseid kaitsealasid nimetatakse ühenduse tähtsusega aladeks. Linnudirektiivi linnuhoiualad ja loodusdirektiivi ühenduse tähtsusega alad moodustavad Natura 2000 võrgustiku. Nimetatud võrgustik võimaldab ära hoida liike ähvardavat suurimat ohtu: elupaiga killustumist. Loodusdirektiivi raames kaitstavad alad võivad vabalt kattuda linnudirektiivi sätete põhjal kaitstavate aladega. Sarnaselt linnudirektiivile on loodusdirektiiv seotud kahe põhiteemaga: liikide kaitsmisega ning looduslikele elupaigatüüpidele soodsa loodusliku kaitsestaatus loomisega.

Loodusdirektiiv hõlmab ka merega seotud liikide ja elupaikade kaitse korraldamist ning aruandlust. Artikkel 17 sätestab aruandluse iga kuue aasta järel alates artiklis 23 sätestatud perioodi lõppemise kuupäevast koostavad liikmesriigid käesoleva direktiivi alusel rakendatavate meetmete kohta aruande. See aruanne sisaldab eelkõige teavet, mis käsitleb artikli 6 lõikes 1 märgitud kaitsemeetmeid, samuti hinnangut nende meetmete mõju kohta I lisa looduslike elupaigatüüpide ja II lisa liikide looduskaitsele seisundile ning artiklis 11 märgitud järelevalve peamistele tulemustele. Aruanne edastatakse komisjonile kooskõlas komitee kehtestatud vormiga ning see tehakse üldsusele kättesaadavaks.

Keskkonnaväljaandmise/seisundi klassifikatsioonisüsteemid.

Mainitud direktiivid on kõik suunatud teatud merekeskkonna elementide seisundi parandamisele. Koos seisundi parandamise ja soodsamaks muutmisega on igas direktiivis sätestatud ka seisundi hindamise mehhanism või põhimõtted. Reeglina on konkreetset seisundi hindamise meetodilised üksikasjad paika pandud erinevate direktiivi rakendusdokumentidega.

EL VPRD. Direktiivi järgi tuleb looduslike pinnaveekogude (k.a. rannikuvee kogumid) seisund klassifitseerida ühte viiest kvaliteediklassist. Veekogu kvaliteedi klassi määramisel on oluliseks, et kvaliteedi klass määratakse bioloogiliste indikaatorite alusel. Tähtsaks meetodiliseks nõudeks on, et kvaliteedi klassi määramisel kasutatakse hindamistulemuste integreerimisel „one-out-all-out“ põhimõtet mis tagab veekogu üldhinnangu halvima hinnangu saanud kvaliteedielemendi järgi. Praktilisest seisukohast on oluliseks just piir klasside „hea“ ja „kesine“ vahel, kuna direktiiv nõuab kõikidele veekogudele kvaliteediklassi „hea“ saavutamist. Sama direktiivi järgne hindamine ohtlike ainete osas käib kahe kvaliteediklassi järgi. Hea keemilise seisundi määramiseks on kehtestatud keskkonnaväljaandmiskriteeriumid 33 uue ja kaheksa varem reguleeritud keemilise saasteaine jaoks, mis tekitavad tõsist muret kogu ELis. Veepoliitika raamdirektiivi toetavad ka muud ELi õigusaktid, nagu kemikaale käsitlev REACHi määrus ning saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli direktiiv, milles käsitletakse tööstuskäitisi.

EL LD. Loodusdirektiiv nõuab samuti teatud seisundi hindamist ja seda eriti direktiivi lisades ära toodud elupaigatüüpide ja liikide osas. Selles direktiivis on meetodiliselt paljud üksikasjad jäetud liikmesriikide pädevusse, kuid lõppkokkuvõttes tuleb iga üksikobjekti (elupaigatüüp või liik) anda hinnang selle looduskaitsele seisundile, mis võib olla kas soodne või halb. Loodusdirektiivi aruandlus sisaldab teatud meetodilisi lähenemisi, mis võimaldavad agregeerida ruumilist informatsiooni.

EL MSRD. Merestrateegia raamdirektiiv seab eesmärgiks Hea Keskkonnaseisundi saavutamise kõikide merealade jaoks. Samas Hea Keskkonnaseisundi määratlemisel on enamus meetodilisi küsimusi jäetud liikmesriikide ja regionaalsete merekonventsioonide otsustada. Direktiivis on rõhutatud, et HKS määratlemisel tuleb arvestada juba olemasolevate regulatsioonide ja kehtivate hindamissüsteemidega, seega peaks hindamissüsteemi väljatöötamisel arvestama juba olemasolevate, teiste instrumentide poolt rakendatavate skeemidega.

<i>Direktiiv</i>	<i>hinnatav seisund</i>	<i>hinnangu klassifikatsioon</i>				
EL VPRD	ökoloogiline seisund	v hea	hea	kesine	halb	v halb
EL VPRD	keemiline seisund	hea		halb		
EL LD	looduskaitsealine seisund	soodne		halb		
EL MSRD	keskkonnaseisund	HKS saavutatud		HKS ei ole saavutatud		

Joonis 2. Erinevate direktiivide merekeskkonna hindamise klassifikatsioonipõhimõtete võrdlus.

3. MSRD ja Hea Keskkonnaseisundi määramise meetodika

EL MSRD otseselt ei määra ära kuidas, ja millise meetodikaga tuleb teostada merealade seisundi hindamist.

MSRD Artikkel 9 sätestab:

1. Liikmesriigid määravad artikli 8 lõike 1 kohaselt tehtud esialgse hindamise alusel igas asjaomases merepiirkonnas või allpiirkonnas oma mereakvatooriumi jaoks ühiselt kindlaks hea keskkonnaseisundi parameetrite kogumi, tuginedes I lisa loetletud kvalitatiivsetele tunnustele. Liikmesriigid võtavad arvesse III lisa tabelis 1 sätestatud elementide soovituslikku nimekirja ning eelkõige füüsikalisi ja keemilisi omadusi, elupaigatüüpe, bioloogilisi omadusi ja hüdro-morfoloogiat. Liikmesriigid võtavad samuti arvesse inimtegevuse avaldatavat survet või mõju igas merepiirkonnas või allpiirkonnas, arvestades III lisa tabelis 2 toodud soovituslikke nimekirju.
3. Liikmesriikide poolt kasutatavad kriteeriumid ja meetodikastandardid, mille eesmärk on muuta käesoleva direktiivi vähemolulisi sätteid seda täiendades, võetakse vastu I ja III lisa alusel vastavalt artikli 25 lõikes 3 osutatud kontrolliga regulatiivmenetlusele hiljemalt 15. juuliks 2010, et tagada sidusus ja võimaldada võrdlusi eri merepiirkondades ja allpiirkondades hea keskkonnaseisundi saavutamise ulatuse osas. Enne selliste kriteeriumide ja standardite väljapakkumist konsulteerib komisjon kõikide huvitatud pooltega, sealhulgas piirkondlike merekonventsioonide osalistega.

MSRD loogika järgi peab liikmesriigi mereala seisundit hindama 11 direktiivis ära toodud kvalitatiivse tunnuse järgi. Mainitud on ka, et liikmesriigid ei pea seisundi hindamisel kasutama kõiki mainitud tunnuseid juhul kui on põhjendatud, et mõni nendest tunnustest ei ole konkreetse mereala kohta kohaldatav. See aga nõuab ikkagi vähemalt hindamise esimeses tsükliks selle väite tõestamist ja põhjendamist. Muud hindamispehõhimõtted sisaldavad vajadust anda hinnang kogu liikmesriigi mereala kohta, samuti peavad need hinnangud ja hindamise aluseks olevad indikaatorite piirväärtused olema kooskõlastatud teiste, merealaga piirnevate riikidega.

Metoodiliseks juhendiks (vastavalt MSRD Artikkel 9 p 3) on komisjon avaldanud dokumendi: KOMISJONI OTSUS, 1. september 2010, mereakvatooriumi hea keskkonnaseisundi kriteeriumide ja meetodikastandardite kohta. See dokument annab konkreetse loendi kriteeriumitest ja indikaatoritest HKS tunnuste kaupa. Kriteeriumid on selle dokumendi mõistes HKS kvalitatiivsete tunnuste täpsustavad alajaotused, võimaldamaks suunata tähelepanu teatud HKS tunnusega kaetud probleemidele. Kriteeriumite ja indikaatorite loend on välja töötatud MSRD ettevalmistamise ja rakendamise algfaasis suunamiseks liikmesriikide tähelepanu olulisematele merekeskkonna kvaliteediga seotud probleemidele.

Dokumendis on eraldi rõhutatud, et enamiku kriteeriumide puhul peavad hindamine ja meetodikad võtma arvesse ja vajaduse korral põhinema nendel hindamistel ja meetodikatel, mida kohaldatakse kehtivate ühenduse õigusaktide raames, eelkõige direktiivi 2000/60/EÜ, Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2008/105/EÜ, direktiivi 92/43/EMÜ, direktiivi 2009/147/EÜ ja muude liidu asjaomaste õigusaktide (sealhulgas ühine kalanduspoliitika, nt nõukogu määrus (EÜ) nr 199/2008) alusel, võttes arvesse ka Teadusuuringute Ühiskeskuse ja Rahvusvahelise Mereuurimise Nõukogu loodud tööühenduste aruandeid ja võimaluse korral ka piirkondlike merekonventsioonide raames saadud teavet ja teadmisi ning väljatöötatud lähenemisviise.

Samas dokumendis on ära toodud, et Hea Keskkonnaseisund eeldab, et praegused ja tulevased põlvkonnad viivad kogu oma asjakohast tegevust ellu kooskõlas merekeskkonna kaitsmise ja säilitamise nõudega ning merekaupade ja -teenuste jätkusuutliku kasutamise kontseptsiooniga, millele on viidatud direktiivi 2008/56/EÜ artiklis 1. Hea keskkonnaseisundi kriteeriumide kohaldamisel tuleb silmas pidada vajadust keskenduda hindamisele ja järelevalvele ning seada esmatähtsaks meetmed, mis on seotud mõjude ja ohtude tähtsusega mereökosüsteemile ja selle osadele. Samas on hindamise juures oluline võtta arvesse peamisi kumulatiivseid mõjusid ja mõjude koostoimet mereökosüsteemile.

Hea keskkonnaseisundi piiritlemise kvalitatiivsed tunnused (MSRD lisa I):

1. Bioloogiline mitmekesisus on säilinud. Elupaikade kvaliteet ja olemasolu ning liikide levik ja arvukus on kooskõlas valitsevate füüsilis-geograafiliste ja kliimatiliste tingimustega.
2. Inimtegevuse tulemusel sisse toodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile.
3. Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast.
4. Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel, mis on võimeline tagama pikaajalise liikide rohkuse ja nende täieliku paljunemissuutlikkuse säilimise.
5. Inimtekkeline eutrofeerumine, eelkõige selle negatiivsed mõjud, nagu bioloogilise mitmekesisuse vähenemine, ökosüsteemi seisundi halvenemine, vetikate kahjulik õitsemine ja hapnikunappus põhjaveses, on minimeeritud.
6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud.
7. Merevee hüdrograafiliste tingimuste püsival muutusel ei ole negatiivset mõju mere ökosüsteemidele.
8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid.
9. Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid.
10. Mereprahi omadused ja kogus ei kahjusta ranniku- ja merekeskkonda.
11. Energia keskkonda juhtimine, sealhulgas veealune müra, on tasemel, mis ei kahjusta merekeskkonda.

4. Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid HKS tunnuste kaupa

Käesolevas töös läbiviidud HKS indikaatorite inventuur põhineb MSRD juhendmaterjalina 1. septembril 2010 välja antud KOMISJONI OTSUSEL mereakvatooriumi hea keskkonnaseisundi kriteeriumide ja meetodikastandardite kohta. Selles dokumendis loetletud HKS kriteeriumid ja indikaatorid analüüsiti olemasoleva materjali ja teadmiste taustal. Mitme kriteeriumi ja indikaatori iseloomustamisel kasutati ka vaid käesoleva töö jaoks välja pakutud indikaatorite modifikatsioone.

Indikaatorite inventuur viidi läbi ühtse meetodika alusel, mis põhines indikaatorite dokumentatsioonilehtede täitmisel. Indikaatorite dokumentatsioonilehed töötati välja käeoleva töö eesmärges silmas pidades ning tuginedes komisjoni poolt koostatud aruandluslehtedes ära toodud nõuetele ja andmevajadusele. Käesolevas töös kasutatud indikaatori dokumentatsioonileht koosneb 12 st lahtrist:

1. Indikaatori nimetus – indikaatori nimetus nii Eesti kui inglise keeles.
2. Indikaatori kood – indikaatori kood vastavalt KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud jaotusele.
3. Autor(id) – indikaatori dokumentatsioonilehte täitnud autorite nimed.
4. Indikaatori kirjeldus – Indikaatori olemuse kirjeldus.
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika – meetodika kirjeldus kuidas indikaatorit määratakse.
6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel – seose kirjeldus indikaatori ja surveteguri(te) vahel.
7. Taustatingimuste määramise meetodika – juhul kui indikaatori rakendamisel või väljatöötamisel on kasutatud taustatingimusi (indikaatori tase/väärtus surveegurimadala taseme juures) siis kirjeldatakse taustaväärtuse määramise meetodika.
8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika – juhul kui indikaatoril on olemas HKS taseme arvuline väärtus, siis kirjeldatakse selle määramise meetodikat.
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus – juhul kui indikaatori puhul on võimalik määrata Eesti mereala kohta HKS taset siis kirjeldatakse selle väärtust.
10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis) – indikaatori hetkeseisu kirjeldus koos hinnanguga kas HKS on saavutatud või ei ole saavutatud.
11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.
12. Kasutatud kirjandus.

Käesoleva töö eesmärkide täitmiseks teostas ekspertgrupp põhjaliku analüüsi käesoleval hetkel Eesti mereala kohta olemasolevatest hindamissüsteemidest ja protseduuridest. Teostati inventuur kõikide hetkel merekeskkonna seires või muudes seisundi hindamise süsteemides kasutatavate indikaatorite või hindamispõhimõtete kohta. Paljudel juhtudel oli võimalik välja pakkuda ka veel ametlikes seiresüsteemides mitte kasutatavaid indikaatoreid ja hindamispõhimõtteid kuid käesoleva töö teostamiseks eraldatud ajanappuse tõttu jäid paljud, alles arendamise faasis olevad indikaatorid kasutamata.

Inventeeritud indikaatorite loendi valisid konkreetse alajaotusega tegelevad eksperdid ise, üldine nõue oli, et võimalusel tuleb indikaatoritega katta kõik KOMISJONI OTSUSE dokumendis loetletud HKS tunnuste kriteeriumid.

Mõned üldised põhimõtted, mida rakendati vastavate indikaatorite analüüsimisel/kirjeldamisel:

1. Indikaator peab olema rakendatav kogu Eesti mereala kohta,

2. Võimalusel tuleb kasutada juba teiste merekeskkonna seisundi hindamise programmides kasutatavaid indikaatoreid (näiteks VPRD järgse seire teostamisel kasutatavad indikaatorid, toiduohutuse või muude ohtlike ainete hindamise programmid),
3. Indikaatori väärtuste agregeerimine kogu Eesti mereala kohta peaks toimuma soovitatavalt läbi ÖKSi (Ökoloogiline Kvaliteedisuhe, põhimõte, mida rakendatakse eelkõige VPRD järgses hindamissüsteemis),
4. Võimalusel tuleb kasutada rahvusvaheliselt kasutatavaid/soovitatavaid indikaatoreid ja taustaväärtusi/HKS taseme väärtusi (näiteks HELCOM CORESETi poolt soovitatavad indikaatorid, ICESi poolt MSRD tarbeks koostatud soovitused jne),
5. Reeglina peab indikaatori seos surveguriga olema hästi dokumenteeritud või teada teaduslikust kirjandusest või muudelt merealadelt,
6. Indikaatorid peaksid olema meetodiliselt kergelt mõõdetavad/määratavad,
7. Indikaatori kohta olemasolev informatsioon peaks võimaldama anda hinnang HKS saavutamise või mittesaavutamise kohta Eesti merealal käesoleval ajahetkel,
8. Üks indikaator võib rahuldada mitme tunnuse või kriteeriumi kirjeldamise eesmärke.

MSRD ei sätesta HKS ruumilise ja ajalise integreerimise meetodikat. Sellest lähtuvalt on käesolevas töös käsitletud iga indikaatorit iseseisvalt ning ühtset ruumilise ja ajalise integreerimise põhimõtet ei rakendatud. Need põhimõtted on kirjeldatud iga üksiku indikaatori dokumentatsioonilehel.

Analüüsitud indikaatorite dokumentatsioonilehed HKS tunnuste kaupa on ära toodud käesoleva aruande lisas.

Järgnevates peatükkides on ära toodud Eesti mereala HKS indikaatorite inventuuri tulemused.

4.1. Tunnus 1. Bioloogiline mitmekesisus on säilinud. Elupaikade kvaliteet ja olemasolu ning liikide levik ja arvukus on kooskõlas valitsevate füüsilis-geograafiliste ja kliimatiliste tingimustega.

Selle tunnuse kohta olemasolev informatsioon on Eesti merealade kohta kõige detailsem. Ekspertide rühmal õnnestus välja tuua ja läbi analüüsida kokku 37 erinevat indikaatorit. Nende hulgest 21 juhul oli võimalik anda hinnang HKS saavutamise või mittesaavutamise kohta. 8 indikaatori puhul oli indikaatori enda määramise meetodika või seisundi hindamise süsteem kindlaks määramata ja nende puhul ei olnud võimalik Eesti merealade seisundit määrata. 8 KOMISJONI OTSUSE dokumendis välja toodud indikaatori kohta puudus igasugune olemasolev informatsioon Eesti mereala kohta.

Tabel 1. HKS Tunnuse 1 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

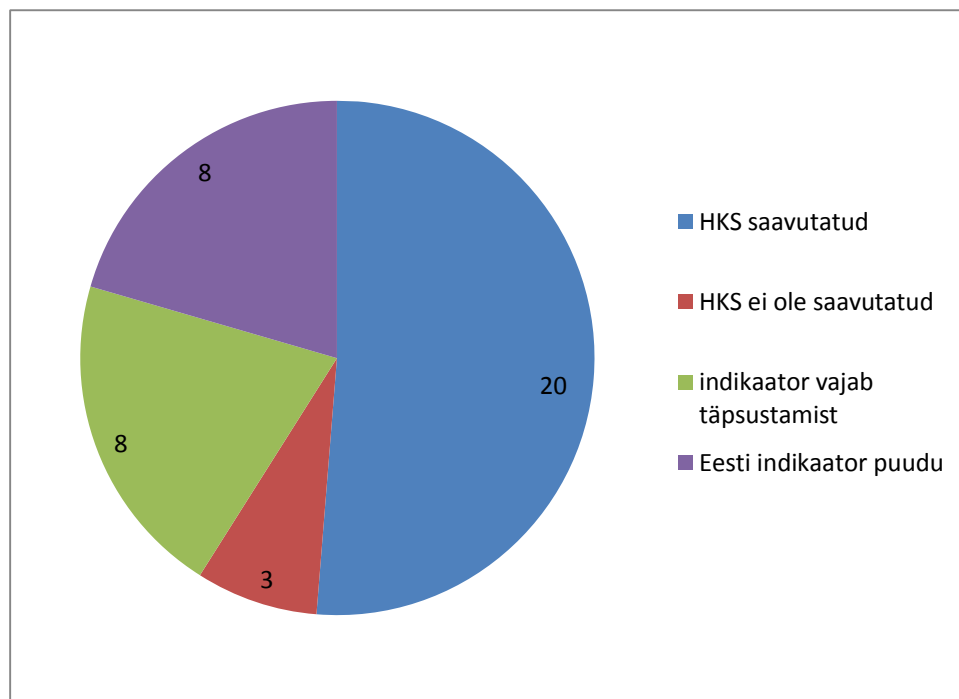
Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
1.1.1.1	D1	Liikide levik	Leviala	Hallhüljes. Levila.	I. Jüssi	36260 km ²
1.1.1.2	D1	Liikide levik	Leviala	Viigerhüljes. Levik.	I. Jüssi, M. Jüssi	ajalooline asurkond pole saavutatud
1.1.1.3	D1	Liikide levik	Leviala	Pöisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) leviala.	K. Torn, G. Martin	22 000 km ²
1.1.1.4	D1	Liikide levik	Leviala	Lahtise agariku (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) leviala.	K. Torn, G. Martin	120 km ²
1.1.1.5	D1	Liikide levik	Leviala	Sileda mändvetika (<i>Chara connivens</i>) leviala.	K. Torn, G. Martin	5300 km ²
1.1.2.1	D1	Liikide levik	leviku muster levialas	Hallhüljeste (<i>Halichoerus grypus</i>) levikutüüp.	I. Jüssi, M. Jüssi	36260 km ²
1.1.2.2	D1	Liikide levik	leviku muster levialas	Viigerhülge (<i>Phoca hispida botnica</i>) levikutüüp.	I. Jüssi, M. Jüssi	36260 km ²

1.1.2.3	D1	Liikide levik	leviku muster levialas	Talvitava väikekoskla <i>Mergus albellus</i> keskjalvine levimus Eesti rannavetes (%)	A. Kuresoo, L. Luigujõe	
1.1.3	D1	Liikide levik	liikidega kaetud ala	Info puudub		
1.2.1.1	D1	Populatsiooni suurus	populatsiooni arvukus ja/või biomass	Hallhüljeste (<i>Halichoerus grypus</i>) arvukus	I. Jüssi, M. Jüssi	3600
1.2.1.2	D1	Populatsiooni suurus	populatsiooni arvukus ja/või biomass	Viierhüljeste (<i>Phoca hispida</i>) arvukus.	I. Jüssi, M. Jüssi	
1.3.1	D1	Populatsiooni seisund	demograafilised omadused	Indikaator puudub		
1.3.1.2	D1	Populatsiooni seisund	suuruseline/vanusealine jaotus	Kühmnokk-luige <i>Cygnus olor</i> populatsiooniindeks kesktalvel (jaanuar)	A. Kuresoo, L. Luigujõe	PI1
1.3.1.3	D1	Populatsiooni seisund	Sooline jaotus	Indikaator puudub		
1.3.1.4	D1	Populatsiooni seisund	sigivuse määr	Indikaator puudub		
1.3.1.5	D1	Populatsiooni seisund	püsimajäämise/suremuse määr	Indikaator puudub		
1.3.2.1	D1	Populatsiooni seisund	geneetiline struktuur	Indikaator puudub		
1.4.1.1	D1	Elupaiga levik	Leviala	Pika meriheina (<i>Zostera marina</i>) elupaiga leviala	K. Herkül	0,5
1.4.1.2	D1	Elupaiga levik	Leviala	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) elupaiga leviala	K. Herkül	0,5
1.4.1.3	D1	Elupaiga levik	Leviala	Agariku (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) elupaiga leviala	K. Herkül	0,5
1.4.1.4	D1	Elupaiga levik	Leviala	Mändvetikate elupaiga leviala	K. Herkül	0,5
1.4.2.1	D1	Elupaiga levik	leviku muster	Pika meriheina (<i>Zostera marina</i>) sügavuslevik	K. Herkül	
1.4.2.2	D1	Elupaiga levik	leviku muster	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) sügavuslevik	K. Torn, G. Martin	ÖKS 0,5
1.4.2.4	D1	Elupaiga levik	leviku muster	Mändvetikate sügavuslevik	K. Herkül, K. Torn	2 m
1.5.1.1	D1	Elupaiga ulatus	Elupaiga ala	Pika meriheina (<i>Zostera marina</i>) elupaiga pindala	K. Herkül	0,5
1.5.1.2	D1	Elupaiga ulatus	Elupaiga ala	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) elupaiga pindala	K. Herkül	0,5
1.5.1.3	D1	Elupaiga ulatus	Elupaiga ala	Agariku (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) elupaiga pindala	K. Herkül	0,5
1.5.1.4	D1	Elupaiga ulatus	Elupaiga ala	Mändvetikate elupaiga pindala	K. Herkül	0,5

1.5.2	D1	Elupaiga ulatus	elupaiga suurus	Indikaator puudub		
1.6.1.1	D1	Elupaiga seisund	Tüüpiliste liikide ja koosluste seisund	Pika meriheina (<i>Zostera marina</i>) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund	K. Herkül	
1.6.1.2	D1	Elupaiga seisund	Tüüpiliste liikide ja koosluste seisund	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund	K. Herkül	
1.6.1.3	D1	Elupaiga seisund	Tüüpiliste liikide ja koosluste seisund	Agariku (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund	K. Herkül	
1.6.1.4	D1	Elupaiga seisund	Tüüpiliste liikide ja koosluste seisund	Mändvetikate elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund	K. Herkül	
1.6.2.1	D1	Elupaiga seisund	vajaduse järgi arvukus ja/või biomass	Pika meriheina (<i>Zostera marina</i>) ohtrus	K. Herkül	
1.6.2.2	D1	Elupaiga seisund	vajaduse järgi arvukus ja/või biomass	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) katvus	K. Herkül	25%
1.6.3.1	D1	Elupaiga seisund	füüsikalised, hüdrooloogilised ja keemilised tingimused	Indikaator puudub		
1.7.1.1	D1	Ökosüsteemi struktuur	Ökosüsteemi komponentide (elupaikade ja liikide) koosseis ja suhteline osakaal	Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI)	R. Svirgsden, L. Saks	trend puudub
1.7.1.2	D1	Ökosüsteemi struktuur	Ökosüsteemi komponentide (elupaikade ja liikide) koosseis ja suhteline osakaal	Röövkalade arvukusindeks seirepüükides.	L. Saks, R. Svirgsden	Tõusva trendi puudumine
1.7.1.3	D1	Ökosüsteemi struktuur	Ökosüsteemi komponentide (elupaikade ja liikide) koosseis ja suhteline osakaal	Kalakoosluse troofsusindeks.	L. Saks, R. Svirgsden	Langeva trendi puudumine

Seisundi hinnang: analüüsitud indikaatoritest näitasid 20 indikaatorit, et Eesti merealal on HKS saavutatud ja 3 indikaatorit näitasid, et HKS nende indikaatorite puhul on saavutamata. Terve rea indikaatorite puhul oli küll indikaatori meetodika olemas, kuid ei olnud võimalik anda usaldusväärne hinnang Eesti mereala hetkeseisu kohta. Need indikaatorid kuulusid enamasti mereelupaikade ja nende seisundit kirjeldavasse indikaatorite rühma. Samuti ei õnnestunud ekspertide rühmal leida usaldusväärseid toimivaid indikaatoreid mereliikide populatsiooni seisundit kirjeldavasse indikaatorite rühma. Lähiaastatel tuleb suuremat tähelepanu pöörata just nende indikaatorite rühmade väljaarendamisele ning vastava seire korraldamisele.



Joonis 3. Tunnus 1 „Bioloogiline mitmekesisus on säilinud. Elupaikade kvaliteet ja olemasolu ning liikide levik ja arvukus on kooskõlas valitsevate füsiograafiliste, geograafiliste ja kliimatiliste tingimustega„ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.2. Tunnus 2. Inimtegevuse tulemusel sissetoodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile.

Selle tunnuse kirjeldamiseks õnnestus ekspertrühmal koguda informatsiooni kuue indikaatori kohta, millest viie puhul oli võimalik anda hinnangu HKS saavutamise kohta Eesti merealadel. Ühe KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud indikaatori kohta puudub ekspertrühmal võimalus koguda piisavalt informatsiooni andmaks HKS saavutamise/mittesaavutamise hinnangut.

Tabel 2. HKS Tunnuse 2 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

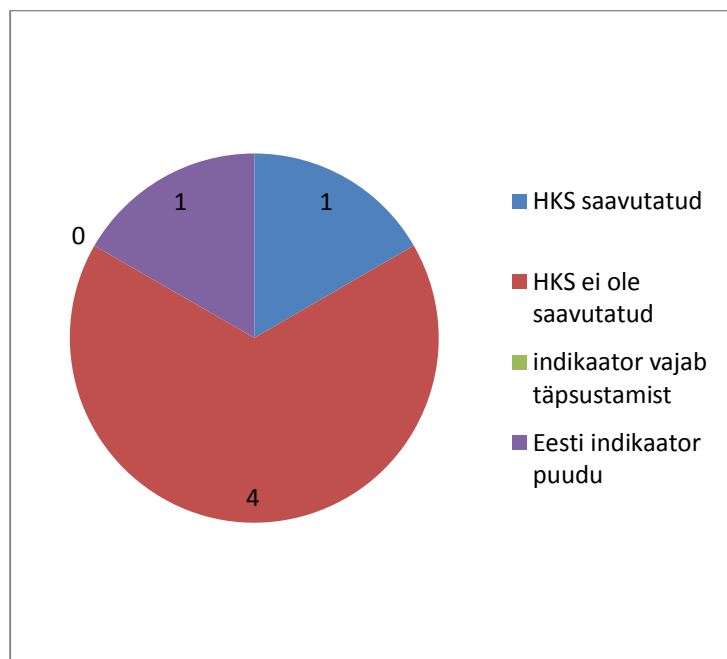
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
2.1.1.1	D2	Võõrliikide, eelkõige invasiivsete liikide arvukus ja seisundi kirjeldamine	arvukus	Pelaagiliste võõrselgrootute arvukus	Henn Ojaveer, Arno Põllumäe	vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridadest ei ole võõrliikide arvukuse tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim arvukuse tase.
2.1.1.2	D2	Võõrliikide, eelkõige invasiivsete liikide arvukus ja seisundi kirjeldamine	arvukus	Põhjasuurselgrootud võõrliikide biomass	Henn Ojaveer, Arno Põllumäe	vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridadest ei ole võõrliikide biomassi tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim biomassi tase.

2.1.1.3.	D2	Võõrliikide, eelkõige invasiivsete liikide arvukus ja seisundi kirjeldamine	Ruumiline jaotus	Indikaator puudub		
2.2.1.1.	D2	Invasiivsete võõrliikide keskkonnamõju	Kohalike ja võõrliikide suhe	Võõrliikide osakaal zooplanktonikosluse biomassis	Henn Ojaveer, Arno Põllumäe	HKS saavutatuks juhul, kui indikaator ei näita hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgemat taseme väärtust kui vahetult hindamisperioodil e eelnenud ajal.
2.2.1.2.	D2	Invasiivsete võõrliikide keskkonnamõju	Kohalike ja võõrliikide suhe	Võõrliikide osakaal põhjalähedases suurselgrootute koosluses	Henn Ojaveer, Arno Põllumäe	defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui indikaator ei näita hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgemat taseme väärtust kui vahetult hindamisperioodil e eelnenud ajal.
2.2.2.1	D2	Invasiivsete võõrliikide keskkonnamõju	Võõrliikide mõju	Bioreostuse tase	Henn Ojaveer	BPL ≤ 1

Seisundi hinnang: Analüüsitud indikaatoritest neljal juhul näitasid olemasolevad andmed et HKS Eesti merealal ei ole saavutatud. Ühe indikaatori puhul oli alust anda hinnang HKS saavutamise kohta ja ühe KOMISJONI OTSUSE dokumendi indikaatori puhul ei olnud võimalik välja tuua ühtegi kasutuses olevat indikaatorit või andmestikku. Lähitulevikus peaks olema prioriteediks just võõrliikide ruumilise levikutrende iseloomustava indikaatori väljatöötamine ja seireprogrammi rakendamine.



Joonis 4. Tunnus 2 „Inimtegevuse tulemusel sissetoodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile„ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.3. Tunnus 3. Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast.

Selle tunnuse kirjeldamisel oli võimalik anda hinnang HKS saavutamise kohta Eesti merealal 8 indikaatori osas. Ühe KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud indikaatori kohta puudub ekspertrühmal võimalus koguda piisavalt informatsiooni andmaks HKS saavutamise/mittesaavutamise hinnangut.

Tabel 3. HKS Tunnuse 3 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

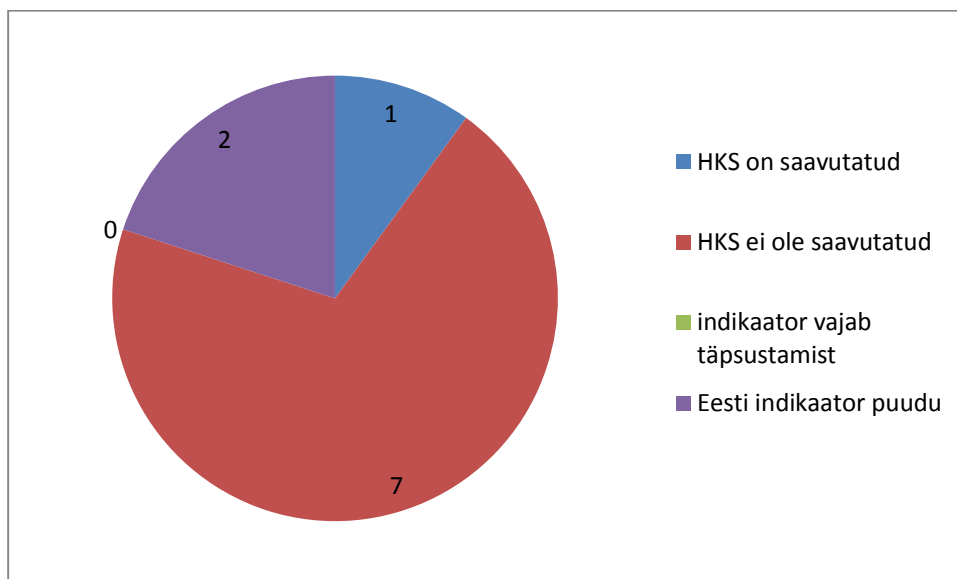
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
3.1.1.1.	D3	Kalapüügist tuleneva surve tase	Kalastussuremus	Räime (<i>Clupea harengus membras</i>) kalastussuremus (F)	L. Saks, T. Raid	F<F _{msy}
3.1.1.2.	D3	Kalapüügist tuleneva surve tase	Kalastussuremus	Kilu (<i>Sprattus sprattus balticus</i>) kalastussuremus (F)	T. Raid, L. Saks	F<F _{msy}
3.1.1.3.	D3	Kalapüügist tuleneva surve tase	Kalastussuremus	Võõrliikide saagikusindeks seirevõrgupüükides	H. Ojaveer	kui vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridadest ei ole võõrliikide saagikuse tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim biomassi tase.

3.1.2.	D3	Kalapüügist tuleneva surve tase	saagi ja biomassi indeksi suhe	Indikaator puudub		
3.2.1.1.	D3	Varude reproduktiivvõime	kudekarja biomass	Lõhe (<i>Salmo salar</i>) laskujate arvukus võrreldes maksimaalse loodusliku potentsiaalse arvukusega.	M. Kesler, L. Saks	
3.2.2.1.	D3	Varude reproduktiivvõime	biomassi indeksid	Suguküpsete ahvenate (<i>Perca fluviatilis</i>) arvukusindeks seirepüükides	L. Saks	langeva trendi puudumine
3.3.1.1.	D3	Populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis	alles suguküpsuse saavutanud kalade keskmisest suuruselt suuremate kalade osakaal	Suurte ahvenate (<i>Perca fluviatilis</i> ; TL>250 mm) arvukusindeks seirepüükides	L. Saks, R. Svirgsden	langeva trendi puudumine
3.3.2.	D3	Populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis	uurimislavade uuringutes leitud maksimaalne keskmine pikkus kõikide liikide lõikes	Indikaator puudub		
3.3.3.1.	D3	Populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis	95-protsentiil kalade pikkuse jaotumisest uurimislavade uuringute põhjal	Ahvena (<i>Perca fluviatilis</i>) pikkuste 95 % protsentiil seirepüükides.	L. Saks, K. Jürgens	GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui langeva trendiga aegreale viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele
3.3.4.1.	D3	Populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis	suurus suguküpsuse saavutamisel, mis võib kajastada kasutamise soovimatu geneetilise mõju ulatust	Ahvena (<i>Perca fluviatilis</i>) pikkus suguküpsuse saavutamisel	L. Saks, K. Jürgens	♀♀) HKS on saavutatud kui L50>157 mm, ♂♂) HKS on saavutatud kui L50>101 mm

Seisundi hinnang: Analüüsitud indikaatoritest seitsmel juhul oli piisavalt alust väita, et HKS Eesti mereala kohta ei ole saavutatud. Ühe indikaatori puhul oli HKS saavutatud ja kahe KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud indikaatori puhul ei olnud Eesti mereala kohta hinnangut anda sobiva Eesti indikaatori puudumise tõttu.



Joonis 5. Tunnus 3 „Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.4. Tunnus 4. Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel, mis on võimeline tagama pikaajalise liikide rohkuse ja nende täieliku paljunemissuutlikkuse säilimise.

Toiduahelate terviklikust iseloomustavate indikaatorite kogumi osas oli ekspertrühmal võimalik tuvastada vaid 5 toimivat indikaatorit Eesti mereala kohta. Tervelt 7 KOMISJONI OTSUSE dokumendis määratletud indikaatori osas puudub Eestis kasutamiskõlblik indikaatorsüsteem. Ühel juhul oli indikaator küll arendamisjärgus olemas, kuid andmete ja vastava klassifikatsioonisüsteemi puudusel ei olnud see indikaator kasutatav.

Tabel 4. HKS Tunnuse 4 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

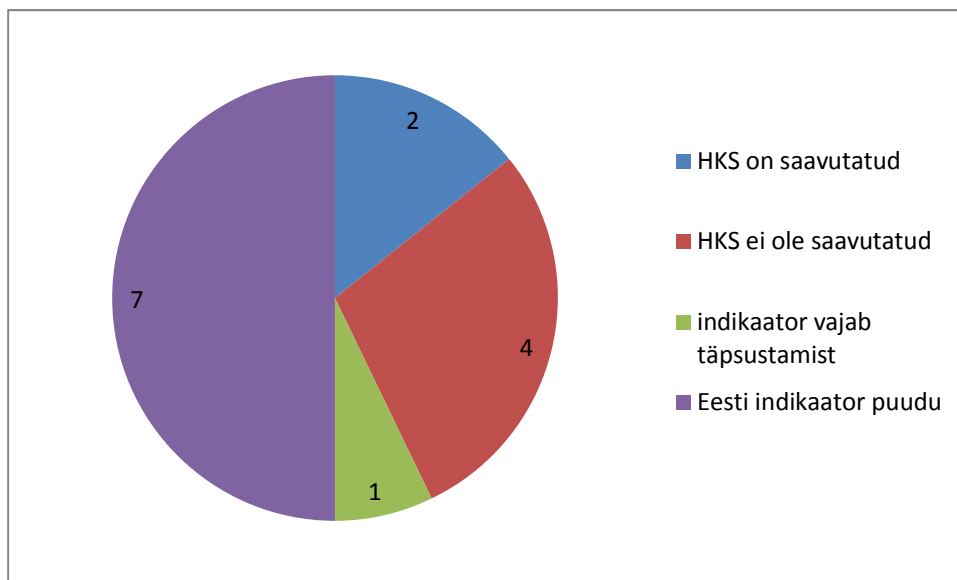
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
4.1.1.1.	D4	Peamiste liikide või troofiliste rühmade produktiivsus	Peamiste röövlomaliikide produktiivsus, võttes aluseks nende tootmise ühe biomassiühiku kohta	Lõhe (<i>Salmo salar</i>) laskujate arvukus võrreldes maksimaalse loodusliku potentsiaalse arvukusega.	M. Kesler, L. Saks	
4.2.1.1.	D4	Toiduvõrgu ülaosas asuvate valitud liikide osakaal	Suured kalad (kaalu järgi)	Suurte ahvenate (<i>Perca fluviatilis</i> ; TL>250 mm) arvukusindeks seirepüükides	L. Saks, R. Svirgsden	Langeva trendi puudumine
4.2.1.2.	D4	Toiduvõrgu ülaosas asuvate valitud liikide osakaal	Suured kalad (kaalu järgi)	Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI).	R. Svirgsden, L. Saks	Langeva trendi puudumine

4.3.1.1.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Funktsionaalselt tähtsate rühmade/liikide arvukuse trendid	Fütoplanktoni funktsionaalsete rühmade sesoonne dünaamika	Andres Jaanus	Test-perioodil mõõdetud biomassi väärtustest >65 % jääb lubatud kõrvalekalde piiresse
4.3.1.2.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Funktsionaalselt tähtsate rühmade/liikide arvukuse trendid - zooplankton	Aerjalgsete biomassi ja kogu mesozooplanktoni biomassi suhe	A. Põllumäe, H. Ojaveer	Aerjalgsete biomassi vähemalt 72 %
4.3.1.3.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Funktsionaalselt tähtsate rühmade/liikide arvukuse trendid - meduusid	Indikaator puudub		
4.3.1.4.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Funktsionaalselt tähtsate rühmade/liikide arvukuse trendid - karbid	Indikaator puudub		
4.3.1.5.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Funktsionaalselt tähtsate rühmade/liikide arvukuse trendid - lühiealised pelaagilised kalad	Indikaator puudub		
4.3.1.6.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	rühmad/liigid, millele on suunatud inimtegevus või mida see kaudselt mõjutab	Kalakoosluse troofsusindeks.	L. Saks, R. Svirgsden	Langeva trendi puudumine
4.3.1.7.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Elupaika määravad rühmad/liigid	Indikaator puudub		
4.3.1.8.	D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Migreeruvad liigid	Indikaator puudub		
4.3.1.9.	D4	Peamiste tr. rühmade/liikide arvukus/levik	Liigid/rühmad mis on seotud teiste troofiliste tasemetega	Röövkalade arvukusindeks seirepüükides	L. Saks, R. Svirgsden	Langeva trendi puudumine

Seisundi hinnang: toiduahelate terviklikkust iseloomustavate indikaatorite kogumist viitasid kaks indikaatorit HKS saavutamisele käesoleval ajahetkel. 3 analüüsitud indikaatorit näitasid HKS taseme mittedaavutamist ja ühel juhul oli indikaator veel arendamisjärgus ja hinnangut ei olnud võimalik anda. Lähiaastatel tuleb tähelepanu pöörata mitme indikaatorirühma väljaarendamisele ning seireprogrammide täiustamisele.



Joonis 6. Tunnus 4 „Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel, mis on võimeline tagama pikaajalise liikide rohkuse ja nende täieliku paljunemissuutlikkuse säilimise“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.5. Tunnus 5. Inimtekkeline eutrofeerumine, eelkõige selle negatiivsed mõjud, nagu bioloogilise mitmekesisuse vähenemine, ökosüsteemi seisundi halvenemine, vetikate kahjulik õitsemine ja hapnikunappus põhjavetes, on minimeeritud.

Eutrofeerumine ja sellega seotud nähtused on Läänemere kontekstis üheks suuremaks keskkonnaprobleemide allikaks. Enamik olemasolevaid merekeskkonna seire süsteeme on suunatud just eutrofeerumise nähtuste ja survetegurite hindamisele. Tänu sellele oli ekspertidel suhteliselt lihtne leida kogu Eesti mereala katvaid indikaatoreid ning andmestikku võimaldamaks anda hinnangut HKS saavutamise/mittesaavutamise kohta. Enamik kirjeldatud indikaatoritest põhinevad EL Veepoliitika Raamdirektiivi nõuete täitmiseks teostatavast keskkonnaseire programmist ning rahvusvahelise koostöö raames teostatavatest Läänemere seisundi hinnangutest (HELCOM). 9 indikaatori puhul oli võimalik anda hinnang kogu Eesti mereala kohta HKS saavutamise/mittesaavutamise kohta. Kahe indikaatori puhul olid küll indikaatori enda teatud komponendid olemas, kuid puudus kas andmestik või hindamissüsteem ning ainult kaks KOMISJONI OTSUSE dokumendis kirjeldatud indikaatorit jäid täiesti hindamata vastava rahvusliku indikaatori puudumise tõttu.

Tabel 5. HKS Tunnuse 5 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

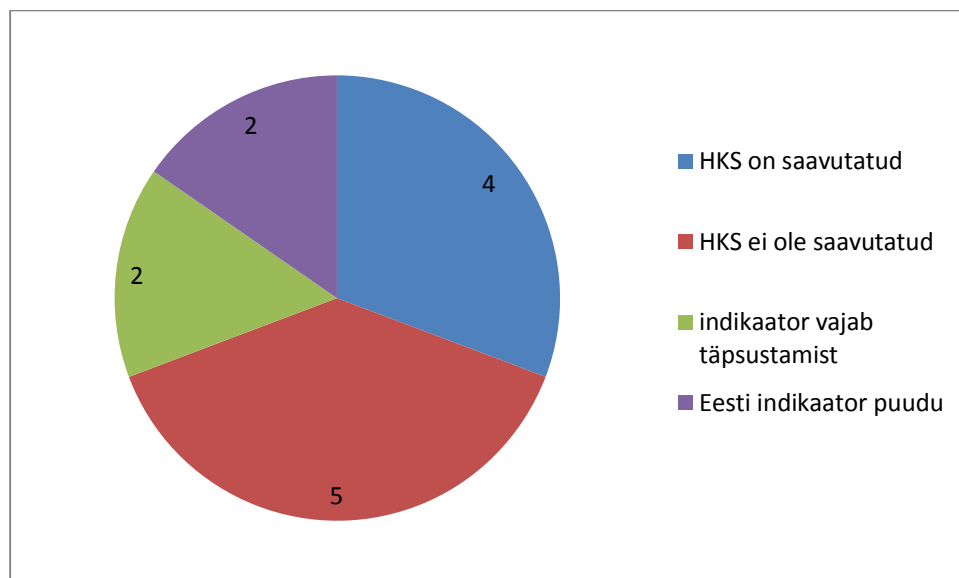
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
5.1.1.1.	D5	Toitainete tasemed	Toitainete sisaldus veesambas	Üldlämmastiku suvine kontsentratsioon merevees	A. Jaanus	ÖKS väärtus $\geq 0,67$
5.1.1.2	D5	Toitainete tasemed	Toitainete sisaldus veesambas	Üldfosfori suvine kontsentratsioon merevees	A. Jaanus	ÖKS väärtus $\geq 0,67$

5.1.1.3	D5	Toitainete tasemed	Toitainete sisaldus veesambas	Anorgaanilise lämmastiku (NO ₃ +NO ₂ -N) talvine kontsentratsioon merevees	A. Jaanus	
5.1.1.4.	D5	Toitainete tasemed	Toitainete sisaldus veesambas	Fosfaatide (PO ₄ -P) talvine kontsentratsioon merevees	A. Jaanus	
5.1.2.	D5	Toitainete tasemed	toitainete suhe	Indikaator puudub		
5.2.1.1.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Klorofüll	Merevee suvine klorofüllilise sisaldus	A. Jaanus	ÖKS väärtus ≥0,67
5.2.1.2.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Klorofüll	Fütoplanktoni suvine biomass	A. Jaanus	ÖKS väärtus ≥0,67
5.2.2.1.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Vee läbipaistvus	Merevee suvine läbipaistvus Secchi ketta järgi	A. Jaanus	ÖKS väärtus ≥0,75
5.2.3.1.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Oportunistlike makrovetikaliikide ohtrus	Üheaastaste liikide osakaal põhjataimestikus.	K. Torn, G. Martin	ÖKS keskmine 0,33
5.2.4.1.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Nihked liigilises koosseisus	Põhjataimestiku sügavuslevik.	K. Torn, G. Martin	ÖKS 0,5
5.2.4.2.	D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Nihked liigilises koosseisus	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) sügavuslevik.	K. Torn, G. Martin	ÖKS 0,5
5.3.1.1.	D5	Toitainetega rikastumise kaudne mõju	Mitmeaastaste vetikate ja mererohu ohtrus	Mitmeaastaste liikide osakaal põhjataimestikus.	K. Torn, G. Martin	ÖKS 0,5
5.3.2.	D5	Toitainetega rikastumise kaudne mõju	Lahustunud hapnik	Indikaator puudub		

Seisundi hinnang: Analüüsitud indikaatoritest 4 võimaldasid anda hinnangut HKS saavutamise kohta ja 5 indikaatorit viitasid HKS taseme mitta saavutamisele. Tähelepanuväärne on see, et HKS saavutamisele viitasid indikaatorid, mis hindavad just rannikulähedase mereala seisundit, samas kui avamere andmestikule põhinevad indikaatorid viitasid HKS mitta saavutamisele. Kahe indikaatori puhul võimalus HKS saavutamist/mitta saavutamist hinnata just vastava andmestiku puudumise tõttu. Kaks KOMISJONI OTSUSE dokumendis kirjeldatud indikaatorit vajavad eesti olude jaoks sobiva hindamise süsteemi väljatöötamist.



Joonis 7. Tunnus 5 „Inimtekkeline eutrofeerumine, eelkõige selle negatiivsed mõjud, nagu bioloogilise mitmekesisuse vähenemine, ökosüsteemi seisundi halvenemine, vetikate kahjulik õitsemine ja hapnikunappus põhjavetes, on minimeeritud“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.6. Tunnus 6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud.

Merepõhja terviklikkuse hindamise indikaatorid keskenduvad enamuses merepõhja asustava bioloogilise komponendi seisundi hindamisele. Hüpoteesiliselt peaks see tunnus peegeldama eelkõige inimõju, mis tuleneb eelkõige kalandusest (põhjatraalid) ja maavarade kaevandamisest keskkonnale tekitatava kahju kaudu. Mõlemad tegevused on eesti merealal suhteliselt marginaalsed kuigi enamuses juhtudest puudub meil adekvaatne andmestik nende survetegurite mõju hindamiseks. Olemasoleva informatsiooni analüüs võimaldas hinnata HKS saavutamist nelja indikaatori lõikes. Nelja KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud indikaatori puhul ei olnud ekspertrühma hinnangul piisavalt kas mõõtmiste andmestikku või puudus HKS hindamiseks vajalik taustainformatsioon.

Tabel 6. HKS Tunnuse 6 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise metodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

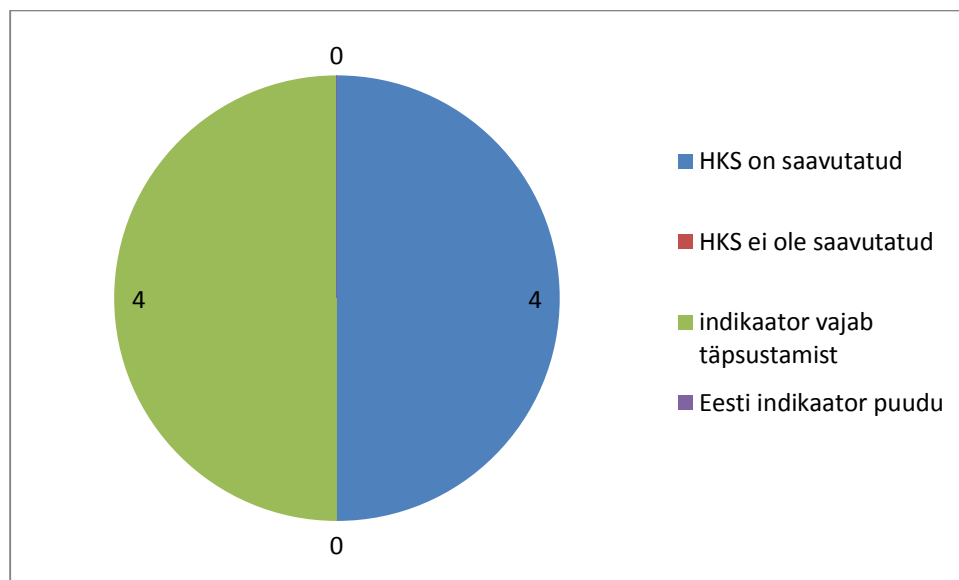
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
6.1.1.1.	D6	Füüsiline kahju, võttes arvesse substraadi omadusi	Asjaomaste biogeensete substraatide tüüp, arvukus, biomass ja territoriaalne ulatus	Biogeensete substraatide tüüp, ohtrus, biomass ja territoriaalne ulatus.	K. Herkül	
6.1.2.1.	D6	Füüsiline kahju, võttes arvesse substraadi omadusi	inimtegevusest oluliselt häiritud merepõhja ulatus seoses erinevat tüüpi substraatidega	Inimtegevusest oluliselt häiritud merepõhja ulatus erinevate põhjasubstraatide piires	K. Herkül	

6.2.1.1.	D6	Merepõhja koosluste seisund	Iseäranis tundlike ja/või mittetundlike liikide olemasolu	Balti lamekarbi (<i>Macoma balthica</i>) maksimaalne sügavuslevik	I. Kotta, K. Herkül	Soome laht 60 m, Läänemere avaosa 75 m
6.2.2.1.	D6	Merepõhja koosluste seisund	mitme parameetri mõõtmise indeksid merepõhja koosluste seisundi ja toimimise hindamiseks	Zoobentose koosluse indeks (ZKI).	K. Herkül	0,5
6.2.2.2.	D6	Merepõhja koosluste seisund	mitme parameetri mõõtmise indeksid merepõhja koosluste seisundi ja toimimise hindamiseks	Kiviste põhjade indeks (KPI).	K. Herkül	0,5
6.2.2.3.	D6	Merepõhja koosluste seisund	mitme parameetri mõõtmise indeksid merepõhja koosluste seisundi ja toimimise hindamiseks	Fütobentose vööndi elupaigalise mitmekesisuse indeks (FDI).	K. Herkül	0,5
6.2.3.1.	D6	Merepõhja koosluste seisund	kindlaksmääratud pikkust/suurust ületava biomassi osakaal või isendite arv merepõhja makrokoosluses	Kindlaksmääratud pikkust/suurust ületava biomassi osakaal või isendite arv merepõhja makrokoosluses.	K. Herkül	
6.2.4.1.	D6	Merepõhja koosluste seisund	merepõhja koosluse suuruse spektri omadusi (kuju, tõus ja nihe) kirjeldavad parameetrid	Põhjaloostiku koosluse suurus-spektri omadusi (kuju, tõus ja vabaliige) kirjeldavad parameetrid.	K. Herkül	

Seisundi hinnang: merepõhja terviklikkust hindavatest indikaatoritest viitasid nelja indikaatori hinnangud HKS saavutamisele. Nelja indikaatori puhul ei olnud võimalik usaldusväärset hinnangut kogu mereala ulatuses anda kuna puudus kogu mereala kattev andmestik ning indikaatori hindamise süsteem ei olnud hindamise hetkel kättesaadav. Tulevikus tuleb kindlasti tähelepanu pöörata vastavate indikaatorite väljaarendamisele ning seireprogrammi täiustamisele, võimaldamaks täielikumalt hinnata HKS saavutamist Eesti merealal.



Joonis 8. Tunnus 6 „Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.7. Tunnus 7. Merevee hüdrograafiliste tingimuste püsival muutusel ei ole negatiivset mõju mere ökosüsteemidele.

Hüdrograafiliste tingimuste püsivad muutused määral, mis võib mõjutada suures ulatuses mere ökosüsteemi erinevate komponentide funktsioneerimist peaksid hõlmama üsna ulatuslikku sekkumist mere hüdroloogilistesse protsessidesse. Eesti tingimustes pole siiani täheldatud protsesse ega inimtegevust, mis oleks võimeline ulatuslikult muutma merevee hüdroloogilisi protsesse. Samas on lokaalsel tasandil nii olemasolevaid kui kavandatavaid tegevusi ja mõjusid võimalik välja tuua ja hinnata. Kuna siiani pole ühegi merekeskkonna hindamise süsteemis vaja olnud sellele tunnusele tähelepanu pöörata ei ole hetkel kehtivas merekeskkonna hindamise süsteemis vastavaid toimivaid, kasutamiskõlblikke indikaatoreid. Käesoleva töö käigus hinnati kolme võimalikku indikaatorit kuid ühegi puhul ei olnud võimalik jõuda HKS taseme määratlemisele eesti mereala jaoks.

Tabel 7. HKS Tunnuse 7 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

- Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud
- Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud
- Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)
- Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
7.1.1.1.	D7	Püsivate muutuste ruumilised omadused	Püsivatest muutustest mõjutatud ala ulatus	Püsivatest hüdrograafiliste tingimuste muutustest mõjutatud ala ulatus.	P. Laas, U. Lips	
7.2.1.1.	D7	Püsivate hüdrograafiliste muutuste mõju	Püsivast muutusest mõjutatud elupaikade ruumiline ulatus	Püsivast muutusest mõjutatud loodusdirektiivi lisa I elupaikade ruumiline ulatus.	P. Laas, U. Lips	

7.2.2.1.	D7	Püsivate hüdrograafiliste muutuste mõju	Muutunud hüdrograafiliste tingimuste tagajärjel toimunud muutused elupaikades, eriti sealsetes funktsioonides	Muutunud hüdrograafiliste tingimuste tagajärjel toimunud muutused kalade kudemistingimustes	P. Laas, U. Lips	
----------	----	---	---	---	------------------	--

Seisundi hinnang: Selle tunnuse indikaatorite põhjal ei ole hetkeseisuga võimalik anda hinnangut Eesti merealal HKS saavutamise kohta kuna vastavad indikaatorid on alles arendamisjärgus.

4.8. Tunnus 8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid.

Saasteainete tasemeid vees, põhjasetetes ning elustikus kasutatakse keskkonnaseisundi indikaatorina juba mitme teise keskkonnahindamise instrumendi raames. Käesoleva töö käigus hinnati kokku 27 indikaatorit, mis igaüks sisaldas informatsiooni kas ühe aine või ainete rühma olukorrast kogu Eesti mereala kohta. Ekspertrühma käsutuses oli informatsioon kõigi KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud soovitusliku indikaatori kohta.

Tabel 8. HKS Tunnuse 8 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvuline väärtus ja selle määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

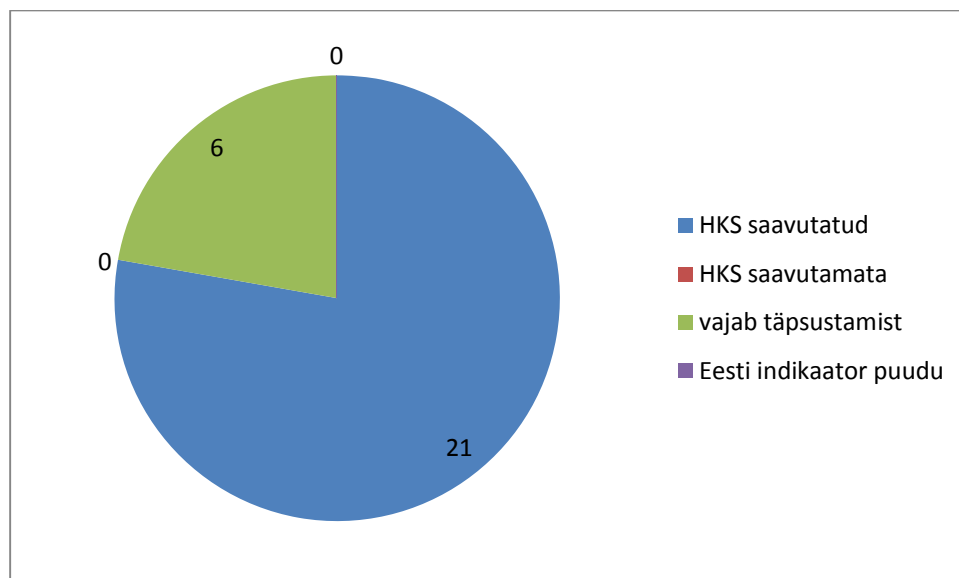
Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
8.1.1.1	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Raskmetallid (Cd, Pb, Hg, Ni)	M. Simm	
8.1.1.2.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid	O. Roots	
8.1.1.3.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Polütsükliised aromaatsed süsivesinikud	O. Roots	
8.1.1.4.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Lenduvad orgaanilised ühendid	O. Roots	
8.1.1.5.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases	Tinaorgaanilised ühendid	O. Roots	

			süsteemis			
8.1.1.6.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Polübroomitud difenüüleetrid	O. Roots	
8.1.1.7.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Perfluoroühendid	O. Roots	
8.1.1.8.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Pestitsiidid	O. Roots	
8.1.1.9.	D8	Saasteainete kontsentratsioon	saasteainete kontsentratsioon mõõdetuna asjaomases süsteemis	Dioksiinid(PCDD/F) ja dioksiinilaadsed PCB (dl-PCB)	M. Simm	
8.2.1.1.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Raskmetallid (Cd, Pb, Hg, Ni)	M. Simm	
8.2.1.2.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid	O. Roots	
8.2.1.3.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Polütsükliised aromaatsed süsivesinikud	O. Roots	
8.2.1.4.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Lenduvad orgaanilised ühendid	O. Roots	
8.2.1.5.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Tinaorgaanilised ühendid	O. Roots	
8.2.1.6.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Polübroomitud difenüüleetrid	O. Roots	
8.2.1.7.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Perfluoroühendid	O. Roots	
8.2.1.8.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Pestitsiidid	O. Roots	

8.2.1.9.	D8	Saasteainete mõju	ökosüsteemidele avalduva saastumise mõju tase	Dioksiinid(PCDD/F) ja dioksiinilaadsed PCB (dl-PCB)	M. Simm	
8.2.2.1.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Raskmetallid (Cd, Pb, Hg, Ni)	M. Simm	
8.2.2.2.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid	O. Roots	
8.2.2.3	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud	O. Roots	
8.2.2.4.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Lenduvad orgaanilised ühendid	O. Roots	
8.2.2.5.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Tinaorgaanilised ühendid	O. Roots	
8.2.2.6.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Polübroomitud difenüüleetrid	O. Roots	
8.2.2.7.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Perfluorühendid	O. Roots	
8.2.2.8.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Pestitsiidid	O. Roots	
8.2.2.9.	D8	Saasteainete mõju	märkimisväärse akuutse reostuse esinemine	Dioksiinid(PCDD/F) ja dioksiinilaadsed PCB (dl-PCB)	M. Simm	

Seisundi hinnang: tunnuse „Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid“ indikaatoritest viitasid 21 indikaatori hinnangud HKS saavutamisele. Kuue indikaatori puhul ei olnud võimalik usaldusväärset hinnangut kogu mereala ulatuses anda kuna puudus kogu mereala kattev andmestik. Selle indikaatorite rühma puhul on toimivad indikaatorid ja hindamisesüsteemid reeglina paigas, arendada tuleb seireprogrammi võimaldamaks piisava usaldusväärsusega väliandmete kogumist Eesti merealal.



Joonis 9. Tunnus 8 „Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.9. Tunnus 9. Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid.

Eesti merealal kasutatakse toiduks eelkõige Läänemerest püütud kalaliike ning vastav kontroll ohtlike ainete sisalduse üle on regulaarne ja süsteemne. Tänu sellele on võimalik anda hinnang enamuste huvialuste ainete osas ning vastavad indikaatorid on toimivad ja andmestik kättesaadav. Kaheksast inventeeritud indikaatorist oli vaid ühe puhul alust kahelda andmete piisavuses.

Tabel 9. HKS Tunnuse 9 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvuline väärtus ja selle määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud

Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud

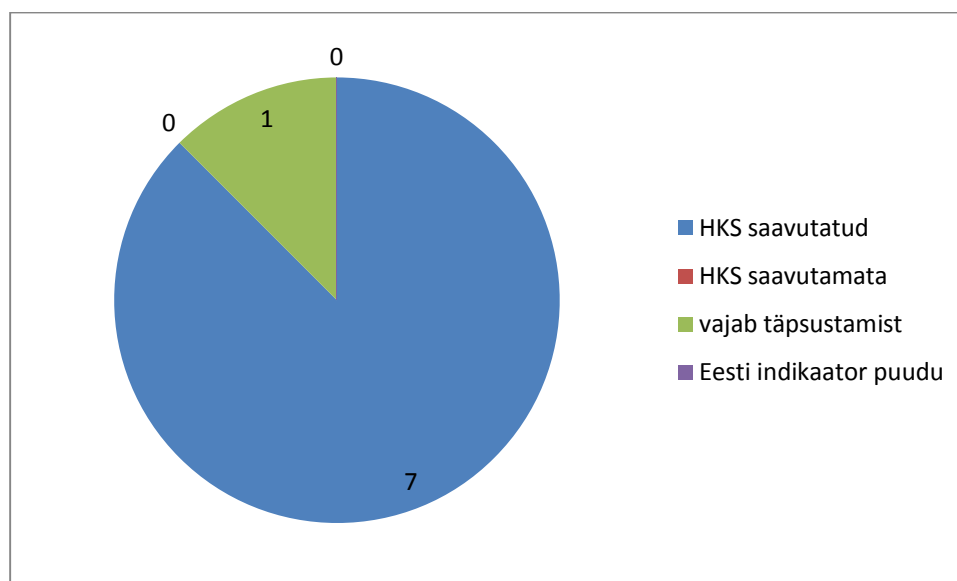
Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)

Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
9.1.1.1.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv	Metallid (Pb, Cd, Hg).	M. Simm	
9.1.1.2.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv	Polüaromaatsed süsivesinikud.	M. Simm	
9.1.1.3.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv	PCB	M. Simm	

9.1.1.4.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv	Dioksiinid.	M. Simm	
9.1.2.1.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus	Metallid (Pb, Cd, Hg).	M. Simm	
9.1.2.2.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus	Polüaromaatsed süsivesinikud (PAH)	M. Simm	
9.1.2.3.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus	PCB	M. Simm	
9.1.2.4.	D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus	Dioksiinid.	M. Simm	

Seisundi hinnang: tunnuse „Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid.“ indikaatoritest viitasid 7 indikaatori hinnangud HKS saavutamisele. Ühe indikaatori puhul ei olnud võimalik usaldusväärset hinnangut kogu mereala ulatuses anda kuna puudus kogu mereala kattev andmestik.



Joonis 10. Tunnus 9 „Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid“ HKS indikaatorite inventuuri tulemus Eesti mereala jaoks.

4.10. Tunnus 10. Mereprahi omadused ja kogus ei kahjusta ranniku- ja merekeskkonda.

Merepraht on oluliseks probleemiks paljudes maailmamere piirkondades. Siiani ei ole palju räägitud mereprügist kui suuremast keskkonnaprobleemist Läänemere piirkonnas, kuigi intensiivse laevanduse ja muude merekasutuste tõttu oleks seda probleemi oodata ka Läänemeres. Eestis pole siiani kuigi suurel hulgal seda probleemi avatud, mõned üksikud uuringud ja aktsioonid viitavad küll probleemi olemasolule kuid ei võimalda adekvaatselt hinnata probleemi suurust. Ekspertgrupp analüüsis olemasolevat informatsiooni ja jõudis järeldusele, et käesoleval hetkel ei ole Eestis piisavalt head meetodikat ega olemasolevat taustainformatsiooni, mis võimaldaks anda usaldusväärse hinnangu mereprügi probleemi ulatuse kohta. Analüüsitud indikaatorid jäid kõik tasemele, kus on ilmne vajadus meetodika täiustamiseks ning süsteemse andmekogumise programmi või pilootuuringu käivitamiseks.

Tabel 8. HKS Tunnuse 10 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS-arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

- Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud
- Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud
- Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)
- Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
10.1.1.1.	D10	Mere- ja rannikukeskkonna prügi omadused	Rannikule uhutud ja ladestunud mereprügi koguste trend	Rannikule uhutud ja ladestunud mereprügi koguste trend	G. Martin	
10.1.2.1.	D10	Mere- ja rannikukeskkonna prügi omadused	Veesambas oleva mereprügi koguste trend	Veesambas oleva mereprügi koguste trend	G. Martin	
10.1.3.1.	D10	Mere- ja rannikukeskkonna prügi omadused	Merepõhjas leiduva mereprügi koguste trend	Merepõhjas leiduva mereprügi koguste trend	G. Martin	

10.2.1.1.	D10	Prügi mõju mereelustikule	Suundumused mereloomade poolt allaneelatud prahi koguses ja koostises	Suundumused mereloomade poolt allaneelatud prahi koguses ja koostises	G. Martin	
-----------	-----	---------------------------	---	---	-----------	--

Seisundi hinnang: Selle tunnuse indikaatorite põhjal ei ole hetkeseisuga võimalik anda hinnangut Eesti merealal HKS saavutamise kohta kuna vastavad indikaatorid on alles arendamisjärgus.

4.11. Tunnus 11. Energia keskkonda juhtimine, sealhulgas veealune müra, on tasemel, mis ei kahjusta merekeskkonda.

Selle tunnuse puhul peaks olema käsitle all eri liiki energia juhtimine merre sealhulgas looduslikust tasemest kõrgema temperatuuri ja kunstliku, inimtekkelise, erisagedusliku müra mõjud merekeskkonnale. Eesti tingimustes on selle teemaga suhteliselt vähe kogemusi kuna seni pole ükski regulatsioon nõudnud eraldi teema käsitlemist ning pole olnud ka vajadust mastaapsemate uuringute läbiviimiseks. Ekspertide rühm siiski analüüsis olemasolevat informatsiooni ning rahvusvahelist kogemust antud valdkonnas ning pakuti välja kaks vastavat indikaatorit, mille edasine arendamine võimaldaks vastava seireprogrammi käivitamise. Praegusel hetkel puudub eesti mereala kohta usaldusväärne informatsioon mis võimaldaks hinnata vastava potentsiaali keskkonnaprobleemi ulatust.

Tabel 9. HKS Tunnuse 11 indikaatorite inventuuri tulemus.

Selgitus – tulbas HKS on numbriga märgitud indikaatori HKS-i arvuline väärtus (selle olemasolul) ning värviga märgitud selle väärtuse saavutamine/mittesaavutamine Eesti mereala jaoks. HKS arvulise väärtuse määramise meetodika on selgitatud vastava indikaatorite dokumentatsioonilehel.

Värvikood:

- Roheline – HKS selle indikaatori põhjal saavutatud
- Punane – HKS selle indikaatori puhul ei ole saavutatud
- Hall – HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed)
- Valge – indikaator puudub

Kood	Tunnus	Kriteerium	Indikaator	Eesti indikaator	Autor	HKS
11.1.1.1.	D11	Kõrge, madala ja keskmise sagedusega impulssheli jaotumine ajaliselt ja territoriaalselt	Nende päevade osakaal, mil inimtekkelised helid ületavad taset, mis võib tunduvalt mõjutada mereloomi, ning nende jaotumine kalendriaasta lõikes ja kindlaksmääratud pinnaga aladel	Tugevate, lühiajaliste helide esinemissagedus ja ulatus	A. Meerits, U. Lips	
11.2.1.1.	D11	Pidev madala sagedusega heli	Trend pideva müra tasemes	Trend pideva madalsagedusliku müra tasemes	A. Meerits, U. Lips	

Seisundi hinnang: Selle tunnuse indikaatorite põhjal ei ole hetkeseisuga võimalik anda hinnangut Eesti merealal HKS saavutamise kohta kuna vastavad indikaatorid on alles arendamisjärgus.

4.12. Kokkuvõte HKS indikaatorite inventuurist Eesti mereala kohta

Läbiviidud inventuur näitas, et paljude MSRD poolt nõutud Hea Keskkonnaseisundi tunnuste osas on Eesti mereala kohta olemasolev informatsioon äärmiselt puudulik. Käesolevas aruandes on inventeeritud indikaatorid jaotatud kolme rühma:

1. Indikaatorid, mille puhul on olemas nii HKS määramist võimaldavad HKS piirid (hindamissüsteem) kui geograafiliselt integreeritud andmestik võimaldamaks anda hinnang kogu Eesti mereala kohta.
2. Indikaatorid, mille puhul on olemas HKS määramist võimaldavad HKS piirid kuid puudu on kas geograafilist integreerimist võimaldav andmestik või on välja arendamata indikaatorite mõõtmise meetoodika.
3. Indikaatorid, mille puhul puudub Eesti mereala kohta nii meetoodika, adekvaatne andmestik kui hindamissüsteem (HKS-i piirid).

Kokku analüüsiti 132 erinevat indikaatorit 11 HKS tunnuse kohta. Dokumenteerimise vormid täideti 113 indikaatori kohta. HKS hindamiseks sobis 83 indikaatorit millest 60 osutas HKS saavutamisele ja 23 HKS mitte saavutamisele Eesti mereala jaoks. 31 juhul oli indikaator küll mingis arendamise järgus Eesti mereala jaoks olemas, kuid ikkagi kasutuskõlbmatu, kas puuduliku andmestiku või mittetäiusliku hindamissüsteemi tõttu (puudu HKS taseme väärtus, taustatingimused vms.).

Kõige suurem arv indikaatoreid oli tunnuse 1 (Bioloogiline mitmekesisus) kohta, kus enamus indikaatoreid viitas ka HKS taseme saavutamisele. Kõige rohkem HKS mittesaavutamisele viitavaid indikaatoreid oli tunnuste 2 (Võõrliigid), 3 (Kalandus) ning 5 (Eutrofeerumine) indikaatorite hulgas. Kõige suurem HKS saavutamisele viitavaid indikaatoreid oli tunnuste 8 (Saasteainete kontsentratsioonid) ja 9 (Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides) indikaatorite valimis. Need kaks tunnust on kaetud kõige paremini juba olemasoleva seiretegevuse ja andmekogumise programmidega.

Inventuuri tulemustest paistab ka selgelt välja seire ja indikaatorite arendamise vajadus tunnuste 7 (Merevee püsivate hüdrograafiliste muutuste mõju), 10 (Mereprügi) ja 11 (Energia ja müra) osas. Nende tunnuste osas ei õnnestunud ekspertgrupil välja pakkuda ühtegi koheselt kasutatavat indikaatorit. Hinnangud jäid tegemata nii ebapiisava andmestiku kui Eesti mereala jaoks kasutamiskõlblike indikaatorite puudumise tõttu.

D1	1111	1112	1113	1114	1115	1121	1122	1123	113	1211	1212	131	1321	1313	1314	1315	1321	1411
	1412	1413	1414	1421	1422	1424	1511	1512	1513	1514	152	1611	1612	1613	1614	1621	1622	1631
	1711	1712	1713															
D2	2111	2112	2113	2211	2212	2221												
D3	3111	3112	3113	312	3211	3221	3311	332	3331	3341								
D4	4111	4211	4212	4311	4312	4313	4314	4315	4316	4317	4318	4319						
D5	5111	5112	5113	5114	512	5211	5212	5221	5231	5241	5242	5311	532					
D6	6111	6121	6211	6221	6222	6223	6231	6241										
D7	7111	7211	7221															
D8	8111	8112	8113	8114	8115	8116	8117	8118	8119	8211	8212	8213	8214	8215	8216	8217	8218	8219
	8221	8222	8223	8224	8225	8226	8227	8228	8229									
D9	9111	9112	9113	9114	9121	9122	9123	9124										
D10	10111	10121	10131	10211														
D11	11111	11211																

	HKS on selle indikaatori jaoks saavutatud
	HKS selle indikaatori jaoks ei ole saavutatud
	Indikaator on olemas aga vajab täiustamist
	Eesti indikaator puudub

Joonis. 11. HKS saavutamine MSRD HKS tunnuste ja indikaatorite kaupa Eesti merealal. Indikaatorite koodid vastavad aruande lisas ära toodud indikaatorite dokumentatsioonilehtedel kasutatud koodidele.

5. Keskkonnasihtide kogum

MSRD rakendamiseks tuleb liikmesriikidel koostada keskkonnasihtide kogum, mis aitaks detailsemalt formuleerida ja jälgida Direktiivi eesmärkide saavutamist. Detailsemalt käsitleb keskkonnasihtide kogumi kehtestamist direktiivi artikkel 10.

MSRD artikkel 10 sätestab:

1. Liikmesriigid kehtestavad artikli 8 lõike 1 kohaselt tehtud esialgse hindamise alusel oma mereakvatooriumi iga merepiirkonna või allpiirkonna jaoks keskkonnavalaste sihtide ja nendega seotud indikaatorite igakülgse kogumi, et teha edusamme mereakvatooriumis hea keskkonnaseisundi saavutamisel, võttes arvesse III lisa tabelis 2 toodud survetegurite ja mõjude nimekirja ning IV lisas toodud soovituslikku parameetrite nimekirja. Nende sihtide ja indikaatorite väljatöötamisel võtavad liikmesriigid arvesse siseriiklikul, ühenduse või rahvusvahelisel tasandil sama akvatooriumi suhtes sätestatud asjakohaste olemasolevate keskkonnavalaste sihtide jätkuvat kohaldamist, tagades nende sihtide omavahelise kokkusobivuse ning samuti asjakohaste piiriüleste mõjude ja piiriüleste iseärasuste arvessevõtmise, niivõrd kui see on võimalik.

Sihtide kogumi kehtestamisel on eraldi rõhutatud, et arvesse tuleb võtta maksimaalselt juba kehtivaid regulatsioone ja õigusakte ning tuleb tagada nende sihtide koordineeritus mereala piires (läbi kahepoolsete konsultatsioonide teiste riikide või läbi koostöö regionaalsetes merekonventsioonides).

Merekeskkonda puudutavate keskkonnasihtide väljatöötamine.

Merekeskkonna keskkonnasihtide ettepaneku väljatöötamisel lähtus ekspertgrupp järgmistest MSRD juhendmaterjalides ära toodud ning ekspertgrupi sees kokkulepitud suunistest ja põhimõtetest:

1. Formuleeritud keskkonnasihid peavad katma piisavas ulatuses Eesti mereala esialgse hindamise ja Hea Keskkonnaseisundi määratlemisel tuvastatud survetegureid ja merekeskkonda iseloomustavaid parameetreid (MSRD lisa IV punkt 1).
2. Keskkonnasihtide ettepanek peab arvestama ja olema kooskõlas Hea Keskkonnaseisundi määratlemisel kasutatud Hea Keskkonnaseisundi kvalitatiivsete tunnuste loendiga ja KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud vastavate kriteeriumitega.
3. Keskkonnasihtidega peavad olema seotud indikaatorid, mida oleks võimalik kasutada nende sihtide ning Hea Keskkonnaseisundi saavutamise hindamiseks ning vastava seireprogrammi koostamiseks (MSRD lisa IV punkt 2).
4. Keskkonnasihid peavad maksimaalselt arvestama juba kehtivaid rahvusvahelisi kohustusi ning nende rakendamise ajakava.
5. Keskkonnasihtide ettepanek peab põhinema hetkeolukorra kirjeldusel ning parimatel teadmistel keskkonnaparameetrite ning survetegurite arengutsenaariumite kohta.
6. Keskkonnasihid tuleb kehtestada arvestusega, et lähitulevikus arendatakse eraldi välja nii uus mere keskkonnaseire programm kui Hea Keskkonna saavutamise meetmeprogramm (MSRD artikkel 11 ja 13).
7. Keskkonnasihid sõnastatakse kvalitatiivsel tasemel, arvestades et sihtidega seotud indikaatorite praktiline kasutamine toimub läbi kvantitatiivsete piirväärtuste/HKS tasemetel, mis arendatakse välja vastava seireprogrammi ja meetmeprogrammi väljatöötamise käigus.

Tabel 1. Eesti mereala kohta käivate keskkonnasihtide kogumi ettepanek.

Tunnus	Kriteerium	Keskkonnasiht	Teised direktiivid ja õigusaktid millega sihid kas täielikult või osaliselt kattuvad
D1	Liikide levik	Kõikide võtmeliikide levik vastab nende looduslikule levilale	EL Loodusdirektiiv (osaliselt), EL Linnudirektiiv (osaliselt), HELCOMi Läänemere tegevuskava
D1	Populatsiooni suurus	Võtmeliikide asurkondade arvukus on tasemel, mis tagab populatsioonide pikaajalise säilimise	EL Loodusdirektiiv (osaliselt), EL Linnudirektiiv (osaliselt), HELCOMi Läänemere tegevuskava
D1	Populatsiooni seisund	Võtmeliikide asurkondade demökoloogilised ja autökoloogilised parameetrid on tasemel, mis tagavad nende populatsioonide pikaajalise säilimise	EL Loodusdirektiiv (osaliselt, osas mis on seotud Direktiivi lisades mainitud liikide soodsa looduskaitse seisundi tagamisega), EL Linnudirektiiv (osaliselt), HELCOMi Läänemere tegevuskava
D1	Elupaiga levik	Tähtsamate elupaikade levik ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust	EL Loodusdirektiiv (osaliselt – Lisa I väärtuslike elupaikade osas)
D1	Elupaiga ulatus	Tähtsamate elupaikade ulatus ei vähene määral, mis ohustaks elupaiga jätkusuutlikkust	EL Loodusdirektiiv (osaliselt – Lisa I väärtuslike elupaikade osas)
D1	Elupaiga seisund	Tähtsamate elupaikade seisund tagab mitmekesiste looduslike koosluste olemasolu	EL Loodusdirektiiv (osaliselt – Lisa I väärtuslike elupaikade osas)
D1	Ökosüsteemi struktuur	Ökosüsteemi struktuur on häirimata ja tagab ökosüsteemi teenuste jätkusuutlikkuse	HELCOMi Läänemere tegevuskava
D2	Võõrliikide, eelkõige invasiivsete liikide arvukus, seisund ja levik	Uusi võõrliike läbi primaarse invasiooni ei lisandu.	HELCOMi Läänemere tegevuskava (osaliselt), väljatöötatav Euroopa Liidu võõrliikide regulatsioon, COUNCIL REGULATION (EC) No 708/2007 of 11 June 2007 concerning use of alien and locally absent species in aquaculture
D2	Invasiivsete võõrliikide keskkonnamõju	Võõrliigid ei kujuta endast ohtu kohalikele liikidele, kooslustele ja ökosüsteemide pikaajalisele säilimisele	väljatöötatav Euroopa Liidu võõrliikide regulatsioon, COUNCIL REGULATION (EC) No 708/2007 of 11 June 2007 concerning use of alien and locally absent species in aquaculture
D3	Kalapüügist tuleneva surve tase	kalapüügist tulenev surve tähtsamatele kalapopulatsioonidele ei ohusta nende populatsioonide pikaajalist säilimist	

D3	Varude reproduktiivvõime	Tähtsamate kala-asurkondade reproduktiivvõime on tagatud	
D3	Populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis	Töõnduslike kalapopulatsioonide vanuseline ja suuruseline koosseis tagab populatsioonide asurkondade pikaajalise säilimise	
D4	Peamiste liikide või troofiliste rühmade tootlikkus (tootmine ühe biomassiühiku kohta)	Koosluste võtmeliikide produktiivsus tagab troofiliste ahelate pikaajalise stabiilsuse	
D4	Toiduvõrgustiku tipmistele liikidele osakaal	Toiduvõrgustiku tipmistele võtmeliikidele osakaal on vastavuses ökosüsteemi kandevõimega	
D4	Peamiste troofiliste rühmade/liikide arvukus/levik	Peamiste troofiliste rühmade proportsioonide muutused ei ohusta toiduvõrgustiku terviklikkust	
D5	Toitainete tasemed	Toitainetesalduse suurenemine veesambas ei põhjusta otsest ega kaudset negatiivset mõju ökosüsteemile ja elurikkusele	HELCOMi Läänemere tegevuskava, VPRD
D5	Toitainetega rikastumise otsene mõju	Fütoplanktoni ja niitjate makrovetikate suurenenud biomass ei halvenda veekvaliteeti, merevee läbipaistvust ega põhjusta kaudset negatiivset mõju ökosüsteemile ja elurikkusele	HELCOMi Läänemere tegevuskava, VPRD
D5	Toitainetega rikastumise kaudne mõju	Toitainete kogused merevees ei põhjusta märkimisväärsed kõrvalekaldeid liikide loomulikust levikumustrist ega negatiivseid muutusi põhjalähedase kihi hapnikurežiimis	HELCOMi Läänemere tegevuskava, VPRD
D6	Füüsiline kahju, võttes arvesse substraadi omadusi	Inimtegevusest põhjustatud merepõhja häirimine ei põhjusta olulisi muutusi merepõhja elupaikade kvaliteedis.	Loodusdirektiivi art 6 lg 2
D6	Merepõhja koosluste seisund	Inimtegevusest põhjustatud merepõhja häirimine ei põhjusta olulisi muutusi merepõhja kooslustes	Loodusdirektiivi art 6 lg 2
D7	Püsivate muutuste ruumilised omadused	Hüdrograafilise režiimi püsivate muutuste ruumiline ulatus ei põhjusta veekvaliteedi näitajate halvenemist suurematel merealadel	VPRD

D7	Hüdrograafilise režiimi püsivate muutuste mõju	Hüdrograafilise režiimi püsivate muutuste mõju ei põhjusta märkimisväärseid negatiivseid muutusi elupaikade levikus ja funktsioonides	VPRD
D8	Saasteainete kontsentratsioon	Saasteainete kontsentratsioonid ei ületa ettemääratud piirkontsentratsioone	<p>Anon., 2008. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse Nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ (2008/105/EÜ).</p> <p>Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.1.2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega {SEC(2011) 1546 final} {SEC(2011) 1547 final}{2011/0429/COD}.</p>
D8	Saasteainete mõju	Saasteainete kontsentratsioonid merevees ja elustikus ei avalda negatiivset mõju ega põhjusta viimastes füsioloogilisi kõrvalekaldeid	<p>Anon., 2008. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse Nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ (2008/105/EÜ).</p> <p>Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.1.2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega {SEC(2011) 1546 final} {SEC(2011) 1547 final}{2011/0429/COD}.</p>

D9	Saasteainete tase, arv ja sagedus	Saasteainete kontsentratsioonid kalades ja mereandides ei ületa toiduohutuse seisukohast etteantud piirkontsentratsioone.	Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ) Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja muude kui dioksiinitaoliste PCBde piirnormidega toiduainetes (2011/1259/EL)
D10	Mere- ja rannikukeskkonna prügi omadused	Mereprügi kogused minimaalsed.	Loodusdirektiivi art 6 lg 2
D10	Prügi mõju mereelustikule	Mereprügist põhjustatud kõrvalekalded mereelustiku seisundis ja elupaiga kvaliteedis on ebaolulised	Loodusdirektiivi art 6 lg 2
D11	Valjude, madala ja keskmise sagedusega impulsshelide jaotus ajas ja ruumis	Valjud, madala ja keskmise sagedusega impulsshelid ei põhjusta märkimisväärseid negatiivseid kõrvalekaldeid mereelustiku elupaiga kvaliteedis	Loodusdirektiivi art 6 lg 2
D11	Pidev madala sagedusega heli	Pidev madala sagedusega heli ei põhjusta märkimisväärseid negatiivseid kõrvalekaldeid mereelustiku elupaiga kvaliteedis	Loodusdirektiivi art 6 lg 2

Tabelis äratoodud keskkonnasihtide ettepanek arvestab asjaoluga, et HKS määratlemisel läbiviidud olemasolevate ja nõutud indikaatorite inventuur tõi välja vajaduse mitme HKS tunnuse puhul uute, kasutamiskõlblike indikaatorite ja seiremeetodite väljatöötamiseks.

6. Aruandes kasutatud terminite ja lühendite seletus.

Abiootiline keskkonnamuutuja on eluta loodusest tulenev keskkonda iseloomustav näitaja nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jne.

Absoluutloendus on lindude (haudepaaride) ja/või pesade loendus kogu mingi ala ulatuses, näiteks kogu saare ulatuses.

Aegrida ehk kronoloogiline rida on juhuslike suuruste jada. Aegrea moodustab kindlatel (tavaliselt korrapäraselt paiknevatel) ajahetkedel sooritatud mõõtmistulemuste jada.

Alambassein on selgelteristuv ja sageli topograafiliste/hüdrograafiliste tingimuste poolest erinev alaosa mõnest suuremast veekogust (suurema vesikonna (nt Läänemeri) osa, mis eraldatakse seire ja veemajanduskavade paremaks planeerimiseks).

Analüütiline määramispiir on madalaim aine kontsentratsioon, mida on võimalik kvantitatiivselt mõõta ehk koguseliselt kindlaks määrata.

Ava-Läänemeri on Läänemere avaosa (ingl k The Baltic Proper), mis ulatub Ahvenamaa saarestikust kuni Taani väinadeni. Ava-Läänemere hulka ei kuulu Liivi laht ega Soome laht.

Avameri on ÜRO mereõiguse konventsiooni (UNCLOS) kohaselt riigi majandusvööndist väljaspoole jääv mereala (UNCLOS artikkel 86). Läänemeres UNCLOS'e kohast avamerd ei ole. Avameri käesolevas dokumendis (k.a. avamere seire; mereseires kasutatava mõistena) on mereala osa, mis jääb ranniku mõjust eemale.

Batümeetria ehk sügavusmõõtmine on hüdromeetria haru, mis tegeleb veekogude sügavuste mõõtmisega ja kaardistamisega.

BIAS (Baltic International Acoustic Survey) ehk pelaagiliste kalavarude akustiline hindamine.

Biogeenid ehk biogeensed ühendid ehk taimetoitained on taimede (sh vetikate) kasvuks vajalikud anorgaanilised ühendid (peamiselt lämmastiku- ja fosforiühendid).

Biogeokeemiline mudel on mudel, mis kirjeldab bioloogiliste ja geokeemiliste muutujate vahelisi seoseid.

Bioindikatsioon on keskkonnaseisundi ja -olude muutumise iseloomustamine organismide – bioindikaatorite ja nende tunnuste (vitaalsuse, ohtruse, katvuse, sageduse jm) põhjal.

Bioloogiline reostus on invasiivse võõrliigi mõju, mis muudab keskkonna ökoloogilist kvaliteeti indiviidi (nt nakatumine parasiitide ja patogeenidega), populatsiooni (nt selle struktuuri geneetiline muutus, st hübriidisatsioon), koosluse (ehituslik nihe), elupaiga (füüsikalise-keemiliste näitajate muutus) ja ökosüsteemi (energia- ja orgaanilise aine voogude muutused) kaudu.

Biomass ehk elusaine mass, iseloomustab elusaine kogust vees.

BPL (ingl k biological pollution level) on bioloogilise reostuse indeks, mis hindab võõrliikide mõju kooslustele, elupaikadele ja ökosüsteemidele skaalal 0...4 (0 – mõju puudub..., 4 – väga suur mõju).

CPUE (Catch Per Unit Effort) ehk saak püügiühiku kohta (enamasti saak standardse nakkevõrkude jada kohta ühe öö jooksul). Kalastiku uuringutes kasutatav kalaliikide arvukust iseloomustav näitaja.

Deterministlik mudel on mudel, kus parameetrite väärtused on fikseeritud. Sel puhul sisaldab mudeli genereeritud väljund keskmist tulemit (punkthinnangud), mida juhivad ainult sisendväärtused.

Diasotroofne kirjeldab võimet fikseerida õhulämmastikku (diazotroofne – kasutab lämmastikuallikana N₂), nt osad sinivetikate liigid ja perekonnad.

DIN ehk lahustunud anorgaaniline lämmastik.

Dinoflagellaadid ehk vaguviburverikad on alveolaatide superhõimkonda kuuluv suur rühm protiste (eukarüootsed ehk päristuumsed, valdavalt üherakulised organismid, kes ei kuulu loomade, taimede ega seente hulka).

DIP ehk lahustunud anorgaaniline fosfor.

Ekspponentsiaalne arengufaas on arengufaas, milles toimuvad muutused on matemaatiliselt kirjeldatavad eksponentfunktsiooni ($y = ax$, kus $a > 0$ ja $a \neq 1$) abil.

Ekstrapoleerimiseks nimetatakse vaatlustega hõlmatud osa põhjal järelduste tegemist vaatlusega mittehõlmatud osale.

Elupaigatüüp on loodusdirektiivi I lisas nimetatud Euroopa Ühenduse tähtsusega elupaik, mis on oma loodusliku levila piires hävimisohus või millel on väike looduslik levila.

Eutrofeerumine on veekogu rikastumine toitainetega. See toimub taimede toiteelementide (eriti fosfori ja lämmastiku), detriidi ja lahustunud orgaaniliste ainete lisandumise ja akumuleerumise tagajärjel.

F (fishing mortality) kalastussuremus e. kalapüügist tingitud suremus.

Fmsy kalapüügi maksimaalse jätkusuutliku saagikuse tasemele vastav kalandussuremus.

FDI ehk fütobentose vööndi elupaigalise mitmekesisuse indeks; põhjaelustiku indeks rannikumere seisundi hindamiseks.

Foonitingimused ehk taustatingimused on tingimused, mis valitseksid inimõju puudumisel. Erinevate näitajate fooniväärtusi kasutatakse võrdlusarvuna hea keskkonnaseisundi määratlemisel.

Fooniväärtus keskkonnaseisundi indikaatori väärtus, mis vastab inimtegevusest puutumata või vähemõjutatud tingimustele (foonitingimustele).

Funktsionaalne rühm on spetsiifiline aatomite rühm molekulis, mis määrab molekuli peamised keemilised omadused. Ühes molekulis võib esineda ka mitu funktsionaalrühma.

Fütobentos ehk põhjataimestik on veekogu põhjas kasvavate veetaimede kogum.

Fütoplankton ehk taimhõljum koosneb vees vabalt hõljuvatest enamasti mikroskoopilistest taimsetest organismidest, kes elavad veekogude eufootses kihis.

Generatsiooniaeg on populatsioonibioloogias kasutatav näitaja, mis iseloomustab põlvkondade vaheldumise kiirust. Generatsiooniaeg väljendab tavaliselt paljunevate emasorganismide keskmist vanust populatsioonis (st aeg sünnist paljunemiseni).

Geoinfosüsteem (lühendatult GIS) ehk kohateabesüsteem on automatiseeritud süsteem ruumiliste andmete kogumiseks, haldamiseks, säilitamiseks, päringute teostamiseks, analüüsiks ja esituseks.

GESint tase on ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (Intermediate target – GESint), mis hinnatakse ümber järgmise merestrateegia raamdirektiivi rakendustsükli järele

HELCOM ehk Helsingi komisjon ehk Läänemere merekeskkonna kaitse komisjon, Läänemere keskkonnakaitse konventsiooni alusel rahvusvahelist koostööd korraldav organisatsioon Läänemere merekeskkonna kaitseks.

HELCOM COMBINE on HELCOMi seireprogramm, mille raames jälgitakse toitainete ja ohtlike ainete mõju Läänemere merekeskkonnale ning muutusi merekeskkonna erinevates osades (vesi, elustik, setted).

HELCOM CORESET on projekt (2010-2013), mille käigus arendatakse välja põhiindikaatorid HELCOMi Läänemere tegevuskava rakendamise efektiivsuse hindamiseks.

HELCOMi Läänemere tegevuskava on 15. novembril 2007 Poolas Krakówis HELCOMi erakorralisel ministrite kohtumisel vastuvõetud tegevuskava, mille eesmärgiks on saavutada Läänemere hea keskkonnaseisund 2021. aastaks.

HKS-i piiritlevad tunnused on tunnused, mille alusel määratakse hea keskkonnaseisund (HKS), merestrateegia raamdirektiivis on selleks 11 kvalitatiivset tunnust (ingl k descriptor).

Hüdrograafia on hüdroloogia haru, mis uurib ja kirjeldab veekogusid ning nende osi.

Hüdroloogia laias mõttes tähendab veeteadust, uurib looduslikku vett, selle ringet ja levikut. Jaotub omakorda okeanograafiaks ja mandriveekogude hüdroloogiaks.

Hüdrograafilised tingimused - merepõhja topograafia, temperatuurirežiim, hoovused, lainetus, vee läbipaistvus/hägusus, vee viibeaeg, soolsus.

Hüdrokliima – veekeskonna tingimused nagu soolsus ja temperatuur

Hüdro-morfoloogia uurib veekogu vormi/kujuga seotud omadusi, nt veesügavuse vaheldumine, veekogu põhja struktuur ja aluspõhi, eulitoraali struktuur, loodete režiim, hoovused ja avatus lainetusele.

Hüpoksia on hapniku kontsentratsiooni langemine alla 2 mg/l, mis põhjustab merepõhjas elavate organismide hukkumist.

ICES ehk Rahvusvaheline mereuurimisnõukogu (ingl International Council for the Exploration of the Sea).

ICES WGBAST on Rahvusvahelise Mereuurimisnõukogu Läänemere lõhe ja forelli töögrupp (ingl Working Group on Baltic Salmon and Trout).

IUCN (International Union for Conservation of Nature) on Rahvusvaheline Looduskaitseliit.

Impulssheli on ühest või mitmest impulsist koosnev heli vastavalt standardi ISO 1996-1:1982 määratlusele; üksiku heliimpulsi kestus on tavaliselt alla 1 sekundi.

Interkalibreerimine on erinevate laborite meetodite ühtlustamine, mille eesmärk on saavutada võrreldavad andmete tulemused.

In-transformeerimine on andmete logaritmine ehk logaritmiline teisendamine, et vähendada müra, muuta andmete jaotus normaaljaotusele lähedasemaks.

Invasiivne võõrliik on selline võõr- või krüptogeenne liik, mis on levinud, levib või on mujal näidanud võimet levida uude keskkonda ning mõjutab või võib mõjutada kohalikku elurikkust, ökosüsteemi toimimist, sotsiaalmajanduslikke väärtusi ja/või inimese tervist. Üks ja seesama võõrliik võib erisugustes elupaikades/ökosüsteemides ja ka eri aegadel olla nii invasiivne kui ka mitteinvasiivne. Juday tüüpi planktonvõrk on vahend zooplanktoni kvantitatiivsete proovide kogumiseks.

Kaadamine on kas süvendamise käigus väljakaevatud materjali uputamine kuhugi selleks ettenähtud kohta või ka mingi muu materjali vette panemine mõne sopi täitmiseks, nt sadama laiendamiseks. Laiemas tähenduses on kaadamine jäätmete merre uputamine.

Kalandussurve – kalapüügi intensiivsus ja selle mõju kalaasurkondadele.

Keskonnasihid ja nendega seotud indikaatorite kompleks on sihid, millega kehtestatakse hea keskkonnaseisundi määratlusel põhinevad soovitud tingimused, ja indikaatorid on näitajad, mis seire käigus annavad teavet sihtide saavutamise või mittesaavutamise kohta.

KPI ehk kivise põhja indeks; kivistel põhjadel kasutatav põhjaelustiku indeks rannikumere seisundi hindamiseks.

Levila ehk levikuala ehk leviala ehk areaal on mingi liigi või koosluse esinemisala. Esinemise all mõeldakse nii puhkealasid, sigimisalasid, toitumisalasid kui ka rändeteid. Levila koosseisu ei arvata eksikülaliste kohtamispaiku.

Levimus on abstraktselt väljendatult millegi levimise ulatus, haare. Konkreetsemalt defineeritakse seda kui mistahes nähtuse esinemise sagedust mingist suuremas kogumis.

Libisev keskmine on fikseeritud arvu naabervaatluste aritmeetiline keskmine, mis liigub läbi kogu aegrea aja kasvamise suunas.

Liivamadalad ehk täpsemalt „mereveega üleujutatud liivamadalad“ – Euroopa Ühenduse tähtsusega loodusdirektiivi I lisas nimetud elupaigatüüp, mille puhul on tegemist erineva kujuga merepõhjast eristuvate, valdavalt liivastest setetest koosnevate moodustistega. Liivamadalate tunnuseks on iseloomuliku elustiku olemasolu, millele Läänemere tingimustes vastab kõrgemate taimede, mändvetikate ja/või arvukate karbipopulatsioonide esinemine.

Madalsageduslik müra - 10-160 Hz

Majandusvöönd on väljaspool territoriaalmerd asuv ja viimasega külgnev mereala osa, mille piirid on kindlaksmääratud Eesti Vabariigi ja naaberriikide vaheliste lepingutega (merealapiiride seadus).

Makrokooslus merepõhjas ehk makrobentos on palja silmaga nähtavate liikide kooslus merepõhjas.

Mediaan – variatsioonirea keskmine liige.

Mereakvatoorium (EL merestrateegia raamdirektiiv) = mereala (veeseadus).

Mereala hõlmab sisemerd, territoriaalmerd ja majandusvööndit üheskoos, kaasa arvatud nende all asuv merepõhi ja maapõu merealapiiride seadusega ning Eesti Vabariigi välislepingutega kehtestatud ulatuses (veeseadus).

Mereala keskkonnaseisund on mereala keskkonna üldine seisund, mis võtab arvesse sellesse merealasse kuuluvate mereökosüsteemide struktuuri, funktsiooni ja protsesse koos looduslike, geomorfoloogiliste, geograafiliste, bioloogiliste, geoloogiliste ja kliimaatiliste teguritega, samuti füüsikalisi, akustilisi ja keemilisi tingimusi, sealhulgas neid, mis tulenevad inimtegevusest merealal või sellest väljaspool (veeseadus).

Mereala hea keskkonnaseisund (HKS) on mereala keskkonnaseisund, mille korral mereala säilib ökoloogiliselt mitmekesise ja dünaamilisena, mereala on looduslike tingimuste poolest puhas, terve ja produktiivne ning mereala kasutatakse jätkusuutlikult, tagades selle potentsiaali kasutamiseks ja tegevusteks praeguste ja tulevaste põlvkondade jaoks (veeseadus).

Mereala piirkond on osa merealast, mis erineb muu hulgas oma elustiku, hüdrooloogiliste, mereliste ja biogeograafiliste omaduste ning saastekoormuste poolest muust merealast (veeseadus).

Mereala tüpologia on teatud looduslike, iseloomulike omaduste alusel merealade grupeerimine homogeensetesse üksustesse, mida oleks võimalik iseloomustada teatud keskkonnaparametrite kompleksi kaudu.

Merepiirkond EL merestrateegia raamdirektiivi artikkel 4 kohaselt on selleks kogu Läänemeri.

Mesozooplankton on loomne hõljum, mille suurus jääb vahemikku 0,2-2mm.

MMLI (mean maximum length across all fish species found in monitoring catches) ehk kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides.

MSY kontseptsioon maksimaalse jätkusuutliku kalasaagi kontseptsioon

Märgistamise-taaspüügi meetod – erinevate liigirühmade (nt kalad, linnud) puhul kasutatav uurimismeetod, mille puhul osa isendeid märgistatakse ja tehakse järeltõlki märgistatud isendite taaspüükide/taasleidude põhjal. Meetod võimaldab saada informatsiooni näiteks loomade liikumise ja arvukuse kohta.

LH on laskujate hulk. Jõest merre siirduvate lõhe noorkalade (laskujate) arv. Vt D3.2.1.1 "Lõhe (Salmo salar) laskujate arvukus võrreldes maksimaalse loodusliku potentsiaalse arvukusega."

Natura 2000 võrgustik on kaitstavate alade võrgustik ELis, mille eesmärk on säilitada ning ka taastada väärtuslikke ja ohustatud elupaigatüüpe, ühtlasi kaitsta ohustatud liike ning nende elupaiku. Natura

2000 võrgustik koosneb linnudirektiivi artikli 4 lõike 1 ja 2 alusel valitud linnualadest ning loodusdirektiivi artikli 3 lõike 1 ja artikli 4 alusel valitud loodusaladest.

Noorkala põlvkond on mittesuguküpsete kalade põlvkond

“One-out-all-out” põhimõte on kasutusel VRD veekvaliteedi klassi määramisel hindamistulemuste integreerimisel, mis tagab veekogu üldhinnangu halvima hinnangu saanud kvaliteedielemendi järgi.

Oportunistlik liik on liik, kes toitub vastavalt sellele, mida parasjagu leidub ja on kergesti kätte saadav. Suure kohanemisvõimega liigid, mis on võimelised elama väga erinevates keskkonnatingimustes. Tavaliselt väikesemõõtmelised ja kiiresti paljunevad liigid.

Pelagiaal ehk veesammas ehk avavesi on veekogu veemass, mis pole mõjutatud rannikust ega veekogu põhjast, ja mida asustavad avaveelised (pelaagilised) organismid.

Plankton ehk hõljum on veekogudes hõljuvate väikeste taimsete ja loomsete organismide kogum.

PMRNI (Probabilistic Maturation Reaction Norm Indicator) ehk tõenäosuslik suguküpsuse reaktsiooninormipõhine indikaator.

Rannikumeri on käesolevas dokumendis mõiste, mis hõlmab rannikuga seotud/ranniku mõju alla olevat mereala (vastand avamerele). Ei oma juriidilist definitsiooni.

Rannikuveekogumid vt veekogum.

Rannikuvesi on rannikulähedane merevesi maismaa pool joont, mille iga punkt on ühe meremiili kaugusel mere pool lähimast punktist lähtejoonel, millest mõõdetakse territoriaalvee laiust (veeseadus).

Reepertase e. piirmäär. Näiteks kalade puhul sageli kasutatav populatsiooni kalandussuremust kirjeldav indeks FMSY, millega määratakse eksploatatsioonitase e. piirmäär, mis tagab pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi [nt räime puhul (D3.1.1.1) Läänemere ICES alampiirkondades 25-29 ja 32 (ilma Liivi laheta) Fmsy reepertase =0,16. Hea keskkonnaseisund (HKS) on saavutatud kui $F < F_{msy}$].

Secchi ketas on limnoloogias ja okeanograafias kasutatav kindla läbimõõduga (tavaliselt 25 cm) valge ketas, mille nägemisulatusest kadumise põhjal määratakse uuritava veekogu läbipaistvus.

Stohhastiline simulatsioon - Stohhastilistes mudelites liidetakse mudelisse sündmuste esinemise tõenäosus (s.o juhusündmused). See tähendab, et kasutada saab hulka erinevaid lähteandmeid (lähteandmete ulatust). Kui mudelit rakendatakse mitmeid kordi, genereeritakse hulk erinevaid tulemiväärtusi ja tõenäoliste tulemite jaotus (intervalli hinnang). Tõenäosusjaotustest (normaalne, binoomne, Poissoni jaotus) võetud juhuslikud arvud kantakse mudelisse stohhastiliste protsesside simuleerimiseks.

Substraat ehk toitekeskkond on ökoloogias taimede, seente ning sessiilsete loomade kasvupind või aktiivsete loomade kulgemiskeskond.

Suktsessioon ehk kooslusjärgnevus ehk koosluse järgnevus on koosluste vahetumine ja teisenemine ökosüsteemi arengus.

ZKI ehk zoobentose koosluse indeks; pehmetel põhjadel kasutatav zoobentose ehk põhjaloomastiku indeks rannikumere seisundi hindamiseks.

Zoobentos ehk põhjaloomastik on mingi veekogu bentaali asustavad loomorganismid.

Zooplankton ehk loomhõljum on pelagiaalis hõljuvate valdavalt heterotroofse toitumistüübiga loomorganismide (zooplankterite) kogum.

Z –skoor on statistik, mis iseloomustab antud vaatluse (või vaatluste vahemiku/summa vms) erisust standardtasemest.

Territoriaalmere lähtejoon on mõtteline joon, mis ühendab omavahel maismaa, saarte, laidude, kaljude ja veest väljaulatuvate üksikute kivide rannikust kõige kaugemal asuvaid punkte (merealapiiride seadus).

Territoriaalmeri on sisemerega külgnev mereala, mille laius on kuni 12 meremiili (merealapiiride seadus).

TLnn. Trophic level e. troofusaste

Topograafia on teadusharu, mis tegeleb maapinna mõõdistamisega ja mõõtmistulemuste põhjal geograafiliste objektide kujutamise ja topograafilistel kaartidel.

Transekt on ribakujuline kitsas proovipind geobotaanilisel või ökoloogilisel uurimisel. Transektid võivad uuritava maa-alal üksteisele järgneda või olla üksteisest lahutatud.

Troofsus ehk toitelisus on mingis veekogus selle ainerings liikuvad orgaanilised (humiinained) ja anorgaanilised ained (mineraalained ja biogeenid), mis ringlevad nii veesambas kui veekogu setteis, kusjuures see väljendab nende ühendite hulka, liikumiskiirust ja põhjasettesse akumulatsioonise intensiivsust.

Tulnukliik ehk võõrliik (vt võõrliik).

Tähnik on noorlöhe.

Töönduspüük on tööndusliku kala püük.

Tööndussuremus on töönduspüügist tingitud kala suremus (F).

Tüübispetsiifiline võrdlusarv on veekogu tüübist sõltuv keskkonnaseisundi indikaatori väärtus, mis vastab inimtegevusest puutumata või vähemõjutatud tingimustele.

Van Veen tüüpi põhjaammutaja on põhjaloomastiku proovivõtu vahend.

Varuühik on töönduslike elusvarude majandamise ühik.

Veekogum on vee seisundi hindamise üksus, mis võib olla pinnaveekogum, põhjaveekogum, tehisveekogum või tugevasti muudetud veekogum (veeseadus).

Vee läbipaistvus st fotosünteesiks küllaldase valguse hulga olemasolu merepõhjas.

VPA ehk töönduslike kalavarude suuruse hindamise virtuaalpopulatsiooni analüüsi meetod

Võõrliik ehk tulnukliik on liik, alamliik või madalam takson, kes on inimese kaasabil levinud elupaikadesse, kuhu nad looduslike tõkete tõttu ise levida ei saaks. See hõlmab organismi mistahes osa või mistahes elustaadiumit (nt ka gameete ehk sugurakke), kes võib uues keskkonnas ellu jääda ja paljuneda.

Võõrselgrootu on selgrootu võõrliik (Eestis nt vesikirp, liiva-uurikkarp, Virginia keeritsuss, tavaline tõruvähk, vööt-kirpvähk, rändtigu, muutlik rändkarp, hiina villkäppkrabi, signaalvähk).

ÖKS ehk ökoloogiline kvaliteedisuhte indeks on ühikuta suhtarv, mis varieerub vahemikus 0-1, suurem väärtus näitab paremat seisundit.

XSA – (ingl k Extended Survivors Analysis). Täiendatud virtuaalpopulatsioonide analüüsi meetod kalavarude seisundi hindamiseks

7. Kasutatud kirjandus.

Anon., 1979. EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 79/409/EMÜ, 2. aprill 1979, loodusliku linnustiku kaitse kohta.

Anon., 1992. EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta.

Anon., 2000. EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)

Anon., 2008. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse Nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ (2008/105/EÜ).

Anon., 2008. EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2008/56/EÜ, 17. juuni 2008, millega kehtestatakse ühenduse merekeskkonnapoliitika-alane tegevusraamistik (merestrategie raamdirektiiv)

Anon., 2010. KOMISJONI OTSUS, 1. september 2010, 2010/477/EL, mereakvatooriumi hea keskkonnaseisundi kriteeriumide ja meetodikastandardite kohta.

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaliste PCBde ja muude kui dioksiinitaliste PCBde piirnormidega toiduainetes (2011/1259/EL)

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.1.2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega {SEC(2011) 1546 final} {SEC(2011) 1547 final}{2011/0429/COD}.

EC, 2007. Council Regulation (EC) No 708/2007 of 11 June 2007 concerning use of alien and locally absent species in aquaculture. 28.6.2007. Official Journal of the European Union, L168/1-17.

HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129A

LISA 1. Hea Keskkonnaseisundi määratlemise indikaatorite dokumentatsioon.

Tunnus 1. Bioloogiline mitmekesisus on säilinud.

1. Indikaatori nimetus.

Hallhüljes. Levila.

Grey seal (*Halichoerus grypus*). Distributional range

2. Indikaatori kood.

1.1.1.1

3. Autor(id)

Ivar Jüssi

4. Indikaatori kirjeldus

Levila all käsitletakse mereala tervikuna, kus liik esineb. Esinemise all mõeldakse nii puhkealaid, toitumisalaid kui rändeteid. Nimetatud indikaatorit kasutatakse ka Loodusdirektiivi levikukriteeriumina. Samuti ühildub see HELCOMi soovitus HELCOM 27-28/2 2006 järgse Läänemere asurkonna jaotusega, kus tervet Läänemere asurkonda käsitletakse ühe majandatava üksusena.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Levila määratlemine põhineb hallhülge kui vabalt liikuva liigi bioloogiat arvestades ja olemasolevatel teadmistel levikust, mis on mõõdetud peamiselt telemeetriaseadmetega. Tegemist Eesti mereala piires avaldamata andmetega, üks uuring on avaldatud LIFE05/NAT/LV/000100 projektaruandes.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Hallhüljeste levikut kirjeldatava indikaatori mõistes otseselt survestavad tegurid puuduvad. Levikut ja mereala kasutamise intensiivsust määrab asurkonna arvukus kogu Läänemeres (vt indikaator 1.2.1.1.) Mida kõrgem on arvukus, seda intensiivsemalt on mereala hallhüljeste poolt kasutuses.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Leviku määramise otseseid taustatingimusi ei ole võimalik esitada. Kaudselt kirjeldab seda indikaator 1.2.1.1.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Levila seisundit ei ole võimalik otseselt arväärtustega kirjeldada.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Levila pindalaks on terve Eesti mereala, 36260 km²

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hallhüljeste leviku puhul on HKS saavutatud, kuna liik asustab kogu Eesti mereala (36260 km²).

1. Indikaatori nimetus.

Viigerhüljes. Levik.

Ringed seal (*Phoca hispida botnica*). Distributional range.

2. Indikaatori kood.

1.1.1.2

3. Autor(id)

Ivar Jüssi, Mart Jüssi

4. Indikaatori kirjeldus

Levila all käsitletakse mereala tervikuna, kus liik esineb. Esinemise all mõeldakse nii puhkealaid, toitumisalaid kui rändeteid. Nimetatud indikaatorit kasutatakse ka Loodusdirektiivi levikukriteeriumina. Samuti ühildub see HELCOMi soovitus (HELCOM 27-28/2 2006) järgse Läänemere asurkonna jaotusega, kus Läänemere Lõunapoolset asurkonda (Saaristomeri, Soome lahe Soome, Venemaa ja Eesti merealad ning Liivi lahe Eesti ja Läti merealad ning Läänemere avaosa Eesti mereala käsitletakse ühe majandatava üksusena. Täpsem mereala kasutus liigi poolt ei ole teada. Andmeid on Soome Lahe idaosa ning Soome lahe suudme ning Liivi lahe kohta.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Levila määratlemine põhineb viigerhülje kui vabalt liikuva liigi bioloogiat arvestades ja olemasolevatel teadmistel levikust, mis on mõõdetud peamiselt telemeetriaseadmetega. Tegemist Eesti mereala piires peamiselt avaldamata andmetega, üks uuring on avaldatud Rahvusvahelises teaduskirjanduses ja levikut käsitleb ka LIFE05/NAT/LV/000100 projektaruanne.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Viigerhüljeste levikut kirjeldatava indikaatori mõistes otseselt survestavad tegurid puuduvad. Levikut ja mereala kasutamise intensiivsust määrab asurkonna arvukus kogu Läänemeres (vt indikaator 1.2.1.2.) ning elupaiganõudlused. Mida kõrgem on arvukus, seda intensiivsemalt on mereala viigerhüljeste poolt kasutuses.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Põhinedes ajaloolistele küttemisandmetele, on levik olnud Soome lahes pidev. Praeguseks on levik fragmenteerunud. (Ylimaunu 2000, Harkonen jt, 1996.)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Levila HKS taseme määramise aluseks on kogu levila kasutamine liigi poolt. Samas on see sõltuv asurkonna arvukusest. (vt. indikaator 1.2.1.2.)

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS arvulist väärtust Eesti mereala jaoks ei ole võimalik praeguste teadmiste põhjal esitada.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

HKS Eesti mereala jaoks ei ole saavutatud. Indikaatori väärtus sõltub ajaloolisest levikust, mis omakorda sõltub asurkonna arvukusest.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Jüssi, M., Jüssi, I. ja Määr, R. 2004. Tegevuskava Läänemere viigerhülge (*Phoca hispida botnica*) kaitseks Eesti rannikul aastatel 2006-2010. Tallinn. 33 lk. Käsikiri EV Keskkonnaministeeriumis.

Härkönen, T., Stenman, O., Jüssi, M., Jüssi, I., Sagitov, R., Verevkin, M. 1998. Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*) Ringed seals in the north Atlantic. *NAMMCO Scientific Publications* Vol. I: lk 167-180.

Ylimaunu, J. 2000: Itämeren hylkeenpyyntikulttuurit ja ihminen- hylje suhde. Suomalaisen Kirjallisuuden Seuran Toimituksia 773.

Verevkin M.V., Vysotsky V.G., Lisitsyn A.V. (2011) Catastrophic decreasing of population size of the Baltic ringed seal (*Pusa hispida botnica*) in the Gulf of Finland (East part of the Baltic Sea) 19th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Avaldamisel.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) leviala.

Distribution range of *Fucus vesiculosus*.

2. Indikaatori kood.

1.1.1.3

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Põisadru omab suurt tähtsust kogu Läänemere ökosüsteemi funktsioneerimises. Põisadru on sageli iseloomustatud kui kõige tähtsamat põhjataimestiku liiki Läänemere rannikumeres (Torn et al. 2006). Põisadru on mitmeaastane vetikas, mis oma kooslustega loob elukeskkonda suurele hulgale teiste mereelustiku liikidele ning suurendab seeläbi piirkonna bioloogilist mitmekesisust (Ruuskanen, 2000). Põisadru leviala vähenemine avaldab olulist mõju Läänemere ökosüsteemile, kaasaarvatud kalapopulatsioonidele (Aneer et al., 1983; Haahtela, 1984).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põhjataimestiku, sh põisadru, levikuandmed kogutakse visuaalsete vaatluste kaudu (sukeldumine või allveevideo). Sukelduja või allveevideo abil kogutakse liikide (sh. põisadru) esinemis- ja katvusandmed rannajoonega risti asetsevalt transektilt. Vaatlused viiakse läbi iga 1 m sügavusintervalli tagant. Igas proovipunktis viiakse katvushinnangud läbi 3-4 m laiusel alal merepõhjas. Vaatlused viiakse läbi kuni põhjataimestikku enam ei esine. Videoandmed analüüsitakse laboris. Sarnaselt sukelduja andmetele registreeritakse iga liigi (sh põisadru) esinemine ja katvus proovipunktis. Põhjataimestiku andmete, kogumise meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Meetodika rahvusvahelised standardid on kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999). Põisadru levikuala kalkuleeritakse vastvuse IUCN ja HELCOMi juhendile liigi leviala määramisel. Liigi leviala on defineeritud, kui ala mis jääb liigi äärmisi leiukohti ühendava joone sisse. Polügoon sisaldab kõiki teadaolevaid leiukohti, ei tohi sisaldada sisemisi teravnurki (alla 180°).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Läänemere mitmes piirkonnas on täheldatud eutrofikatsioonist või kasvukohtade hävitamisest põhjustatud põisadru levikuala vähenemist (Vogt & Schramm 1991; Ruuskanen, 2000; Nilsson et al., 2004). Toitainete rohkusest põhjustatud niitjate vetikate vohamine varjutab põisadru eest valguse ning samuti tingib ka herbivoorsete selgrootute (näiteks lehtsarved) massilisemat esinemist (Kangas, et al. 1982; Ruuskanen, 2000; Berger et al., 2003; Nilsson et al., 2004). Üheks mõjuriks on suurenenud sedimentatsioon, mis takistab põisadru kinnitumist kõvale substraadile ning samuti ka valgustingimuste halvenemine (Eriksson & Johansson, 2003; Torn et al., 2006). Toitainete suurem kontsentratsioon takistab põisadru spooride kinnitumist ja arenemist (Bergström et al., 2003). Toksilised ained takistavad samuti põisadru koloniseerimast muidu sobilikke piirkondi (Kautsky et al., 1992).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuste määramisel on kasutatud modelleeritud põisadru potentsiaalse leviala ulatust (vt joonis 1 punkt 11). TÜ eesti Mereinstituudi põhjataimestiku andmete ja keskkonnamuutujate põhjal modelleeriti põisadru esinemise tõenäosusliku leviku kaart. Kasutatud keskkonnamuutujateks oli sügavus, soolsus, nõlva kalle, avatus, sette tüüp, temperatuur ja hoovuste suund. Põisadrule sobivate keskkonnatingimuste ja reaalsete andmete põhjal modelleeritud liigi tõenäosliku leviala suurus loetakse leviala taustatingimuseks. Põisadru potentsiaalne leviala hõlmab praktiliselt kogu Eesti rannikumere, leviala pindala on 44 835 km².

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

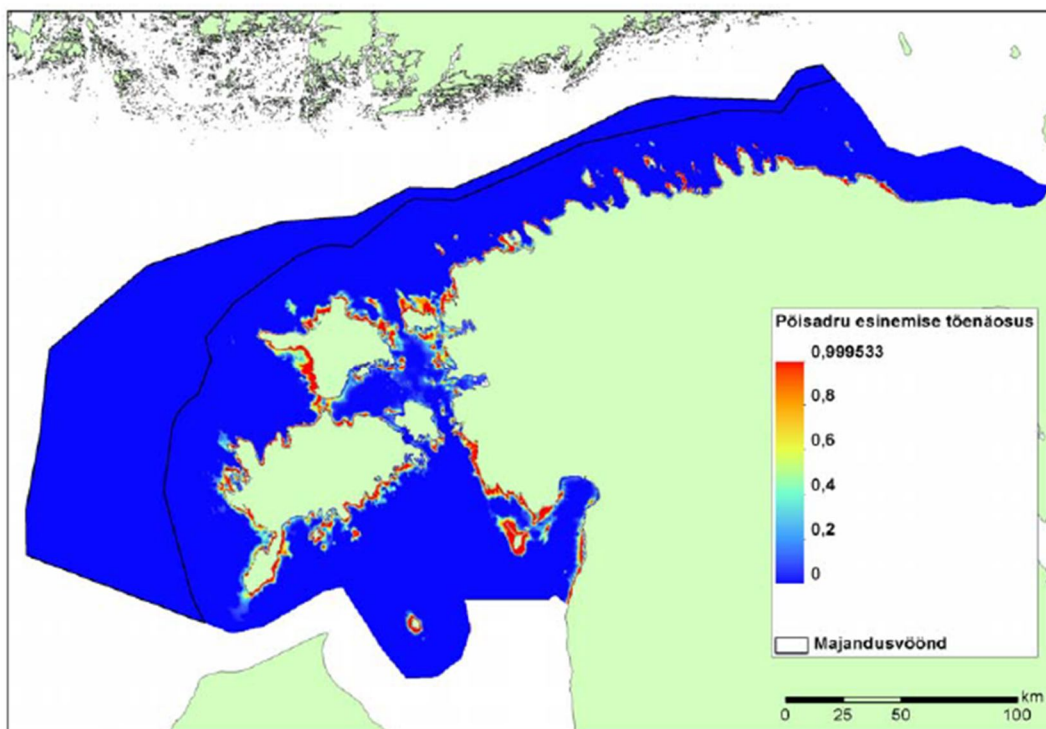
Hea Keskkonnaseisundi tase on määratud ekspertarvamuse kaudu baseerudes IUCN (International Union for Conservation of Nature) liikide ohustatuse määramise kriteerimitele. Populatsioon on ohustatud, kui tema leviala on vähenenud 30-50 %. Kuna põisadru levikut Soome lahe idaosas ja Eesti territoraalvette jääva Liivi lahe lõunapoolsemal alal piirab sobiva kasvusubstraadi vähesus ning Soome lahes ka soolsus, siis lubatud kõrvalekalle taustatingimustest on 50 %. Põisadru leviala HKS on 22 000 km².

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Põisadru leviala HKS on 22 000 km².

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Põisadru leviala Eesti rannikumeres on 43 036 km². Leviala pindala arvutamiseks kasutati TÜ Eesti Mereinstituudi põhjataimestiku andmebaasi andmeid, mis koguti viimase 6 aastase perioodi jooksul (2006-2011). Perioodi pikkus valiti tingituna põisadru generatsiooniajast ning kehtiva rannikumere seireprogrammi pikkusesle. Kuus aastat hõlmab vähemalt ühe põisadru generatsiooniaja, mis on 2-5 aastat (Lüning, 1985). Kuus aastat on ka rannikumere operatiiv- ja ülevaateseire programmi määratud pikkus.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.Joonis 1. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) modelleeritud esinemise tõenäosus (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

12. Kasutatud kirjandus.

- Aneer G., Florell G., Kautsky U., Nellbring S., Sjöstedt L., 1983: In situ observations of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) spawning behaviour in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. *Mar. Biol.*, **74**, 105–110.
- Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L., Malm, T. 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. Germlings in the Baltic Sea. *Aquat. Ecol.*, **37**, 1-11.
- Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar fjord, Swedish Skagerrak coast. *Eur. J. Phycol.*, **38**, 284-296.
- Haahtela I., 1984: A hypothesis of the decline of the Bladder Wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in SW Finland in 1975–1981. *Limnologica*, **15**, 2, 345–350.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å., Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-81. *Acta Bot. Fennica*, **118**, 1-27.
- Lüning, K. 1985. *Meeresbotanik*, G. Thieme, Stuttgart, New York.
- Nilsson, J., Engvist, R., Persson, L.-E. 2004. Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquat. Ecol.*, **38**, 587-598.
- Ruuskanen, A. 2000. Ecological responses of *Fucus vesiculosus* L. along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Walter and Andree De Nottbeck Foundation Scientific Reports*, **21**, 6-20.
- Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatis, E. (Toim.). *Sustainable Development and Planning V* (443 - 452). Southampton: WIT Press
- Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany*, **84**, 53-62.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2011. *Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis*. Tallinn, TÜ EMI.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI
- Vogt, H., Schramm, W. 1991. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **69**, 189-194.

1. Indikaatori nimetus.

Lahtise agariku (*Furcellaria lumbricalis*) leviala.

Distribution range of loose *Furcellaria lumbricalis*.

2. Indikaatori kood.

1.1.1.4

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Agarik on ohustatud ning väheneva levialaga liik Läänemeres (HELCOM, 2007). Agariku sügavuslevikut kasutatakse kui vee kvaliteedi hindamise indikaatorit vastavalt VPRD nõuetele (Bäck et al., 2006; Daunys et al, 2007). Läänemere on vaid kolmes piirkonnas on kirjeldatud agariku lahtise vormi esinemist (Austin, 1959; Martin et al. 2006). Agariku lahtine vorm moodustab koos teiste pnaveetikate (peamiselt koos punaveetikaga *Coccotylus truncatus*) põhjas vabalt lebava kinnitumata vetikamati. Lahtise agariku koosluse esinemist on täheldatud Kattedgati piirkonnas, Poolas Pucki lahes ja Väinameres Kassari lahes. Tänapäevaks on Pucki lahe kooslus hävinenud eutrofikatsiooni ja suure reostuskoormuse tagajärjel (Kruk-Dowgiało & Cisewskiego, 1994). Väinameres paiknev kooslus on oma leviala suuruse tõttu unikaalne. Leviala ulatus on varieerunud 60-210 km² vahel (Martin et al. 2006; TÜ Eesti Mereinstituut, 2006; Paalme et al. 2011). Leviala suurus sõltub piirkonna hüdrodünaamilistest tingimustest, vee läbipaistvusest ning ajalooliselt on sõltunud ka koosluse töendusliku väljapüügi mahust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Lahtise agariku andmed kogutakse ajalooliste määratud proovipunktidest Kassari lahes. Proovid kogutakse sukelduja poolt 20 x 20 cm metallraamiga. Proovides määratakse agariku esinemine ja osakaal. Andmeid lahtise punaveetikakoosluse kohta on kogutud juba alates 1960ndatest aastatest. Lahtise agariku levikuala kalkuleeritakse vastvuses IUCN ja HELCOMi juhendile liigi leviala määramisel. Liigi leviala on defineeritud, kui ala mis jääb liigi äärmisi leiukohti ühendava joone sisse. Polügoon sisaldab kõiki teadaolevaid leiukohti ning ei tohi sisaldada sisemisi teravnurki (alla 180°).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Eutrofikatsiooni tagajärjel toimused 1970ndatel Poolas Pucki lahes drastilised muutused põhjataimestiku koosluses, mille tagajärjel hävis lahes esinenud lahtise agariku kooslus (Kruk-Dowgiatto & Ciszewskiego, 1994). Uuringud on näidanud, et punevetikakooslused on enam mõjutatud vee läbipaistvusest kui toitainete sisaldusest (Martin et al., 2006; Kotta et al., 2008). Samuti mõjutab vetikat temperatuur, optimaalne temperatuur kasvuks on 15 °C (Bird et al., 1979). Väinameres on täheldatud koosluse leviala vähenemist 1990ndatel. Leviala vähenemine on põhjustatud niitjate vetikate vohamisest, mis katab agariku koosluse ning põhjustab hapniku defitsiiti põhjakihis (Martin & Kukk, 1997a, 1997b, 1998, 1999). Eestis kasutatakse agariku ka töenduslikult ning seetõttu traalitakse vetikamassi lahest välja. Kuna vetika väljapüügi mahud on limiteeritud (enamasti ca 1 %, lubatud maksimaalselt 2 % koosluse kogubiomassist) ning teostatakse järelevalvet, siis töoduslik vetikapüük leviala suurusele olulist mõju ei avalda.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuste määramisel on kasutatud olemasolevaid andmeid lahtise agariku leviala suuruse kohta ning ekspertarvamust. Indikaatori taustaväärtuseks loeti suurim senini mõõdetud agariku koosluse leviala. Suurim lahtise agariku leviala registreeriti 2006. aastal, suurusega 210 km² (vt joonis 1 ja 2 punkt 11).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi tase on määratud ekspertarvamuse kaudu baseerudes IUCN (International Union for Conservation of Nature) liikide ohustatuse määramise kriteerimitele. Populatsioon on ohustatud, kui tema leviala on vähenenud 30-50 %. Kuna lahtise punavetikapopulatsioonile on iseloomulik ka teatav ilmastikutingimustest sõltuv leviala suuruse kõikumine, siis on lubatud kõrvalekaldeks määratud ca 45 %.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

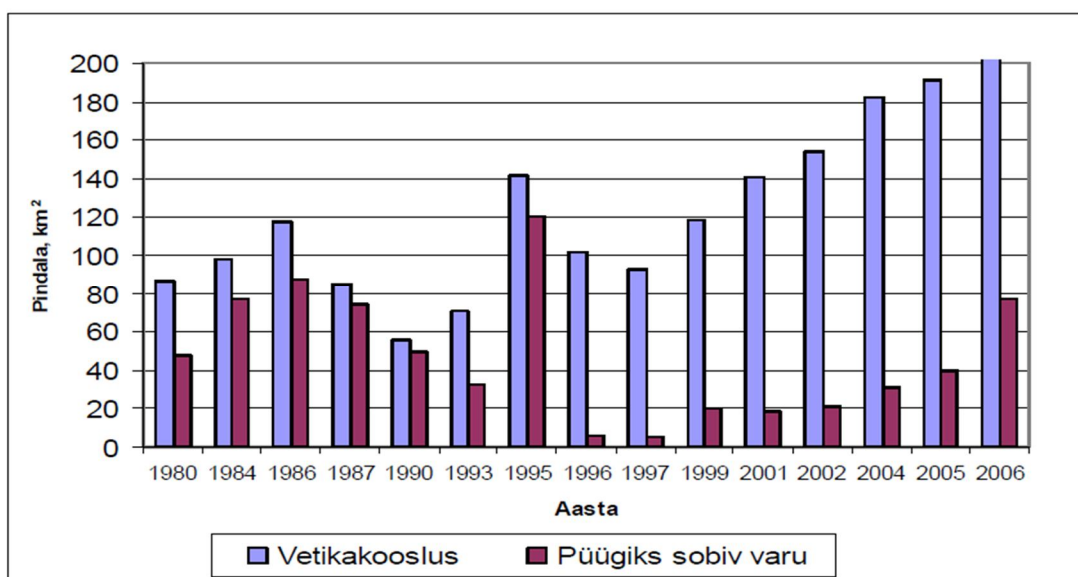
Lahtise agariku koosluse HKS väärtus on 120 km².

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

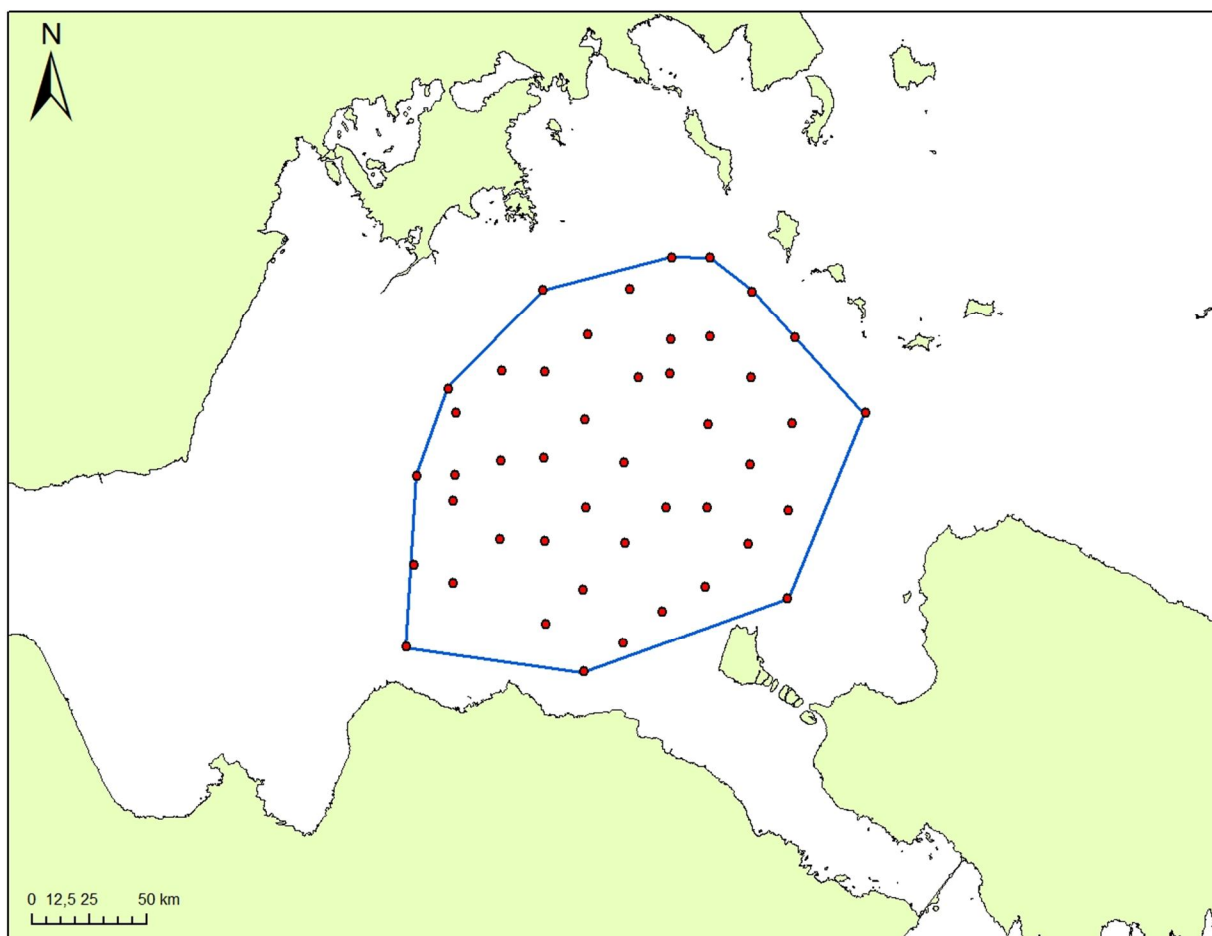
2011. a. kogutud andmete põhjal on Eesti merealal lahtise agariku koosluse leviala 172 km².

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Lahtise punavetikakoosluse leviala suurus aastatel 1980-2006 (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006).



Joonis 2. Lahtise punavetikakoosluse esinemispiirkond 2006. aastal .



12. Kasutatud kirjandus.

- Bird, N. L., Chen, L. C.-M., McLachan, J. 1979. Effects of temperature, light and salinity on growth in culture of *Chondrus crispus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Gracilaria tikvahiae* (Gigartinales, Rhodophyta) and *Fucus serratus* (Fucales, Phaeophyta). *Bot. Mar.*, **22**, 521-527.
- Daunys, D., Olenin, S., Paškauskas, R., Zemlys, P., Olenina, I., Bučas, M. 2007. *Typology and classification of ecological status of Lithuanian coastal and transitional waters: an update of existing system, procurement of services for the institutional building for the Nemunas River basin management*. Tech. Rep. Transit. Fac. Proj. No. 2004/016-925-04-06.
- HELCOM, 2007. HELCOM list of threatened and/or declining species and biotopes/habitats in the Baltic Sea area. *Baltic Sea Environ. Proc.*, **113**, 17 pp.
- Kruk-Dowgiałło & Ciszewskiego, 1994. *Zatoka Pucka. Możliwości rewaloryzacji*. Institut Ochrony Środowiska, Warszawa, 178.
- Martin, G. & Kukk, H. 1997a. Environmental factors limiting phytobenthos communities in the Gulf of Riga and West-Estonian Archipelago Sea. *Phycologia*, **36**, 70.
- Martin, G. & Kukk, H. 1997b. Unattached macroalgal communities - adaption to unfavourable environmental conditions. In *Recruitment Dynamics of Exploited Marine Populations: Physical-Biological Interactions*, ICES International Symposium, Book of Abstracts, 94.
- Martin, G. & Kukk, H. 1998. The structure of benthic littoral communities of the West-Estonian Archipelago area as a reflection of unique hydrodynamic conditions. In *Brackish Water Ecosystem*, ICES International Symposium, Book of abstracts, 1-5.
- Martin, G. & Kukk, H. 1999. Environmental factors forcing the dynamic and the structure of loose *Furcellaria lumbricalis*-*Coccotylus truncatus* community in Kassari Bay, the inner sea of West-Estonian Archipelago, NE Baltic Sea. In *Abstracts of 34th European Marine Biology Symposium*, 6.
- Martin, G., Paalme, T., Torn, K. 2006. Seasonality pattern of biomass accumulation in a drifting *Furcellaria lumbricalis* community in the waters of the West Estonian Archipelago, Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology*, **18**, 557-563.
- Paalme, T., Kotta, J., Kersen, P., Martin, G., Kukk, H., Torn, K. 2011. Inter-annual variations in biomass of loose lying algae *Furcellaria*-*Coccotylus* community: The relative importance of local versus regional environmental factors in the West Estonian Archipelago. *Aquatic Botany*, **95**, 146-152.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Kassari lahe kinnitumata punavetikakoosluse uuringud*. Tallinn. TÜ EMI.

1. Indikaatori nimetus.

Sileda mändvetika (*Chara connivens*) leviala.

Distribution range of *Chara connivens*.

2. Indikaatori kood.

1.1.1.5.

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Mändvetikatel on oluline roll vee ökosüsteemis. Nad suurendavad vee läbipaistvust ning on oluliseks toiduallikaks selgrootutele, veelindudele, kaladele ja nende maimudele (Blindow et al., 2002; Schmieder et al., 2006; Dugdale et al., 2006; Rodrigo et al., 2007). Samuti on mändvetikate kooslused elupaigaks arvukatele selgrootutele. Mändvetikad on oluliseks komponendiks vee kvaliteedi hindamisel vastavalt VPRD nõuetele Saksamaal (Steinhart et al. 2009). Sile mändvetikas esineb Läänemeres piiratud alal ja on olnud ohustatud liikide nimekirjas (Torn & Martin, 2003). Tänapäeval on liiki leitud Lääne-Eestis, Rootsis Uppsala piirkonnas ning Soomes Ahvenamaa saarestikust (Torn, 2008). Varasemalt on liiki leitud ka Saksamaa ja Poola rannikvetest (Torn & Martin, 2003). Eesti rannikumeres on liik olnud haruldane, kuid viimase 15 aasta jooksul on liigi leiukohtade arv pidevalt kasvanud (Trei, 1991; Torn, 2008).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põhjataimestiku, sh sileda mändvetika, levikuandmed kogutakse visuaalsete vaatluste kaudu (sukeldumine või allveevideo). Sukelduja või allveevideo abil kogutakse liikide esinemis- ja katvusandmed rannajoonega risti asetsevalt transektilt. Vaatlused viiakse läbi iga 1 m sügavusintervalli tagant. Igas proovipunktis viiakse katvushinnangud läbi 3-4 m laiusel alal merepõhjas. Vaatlused viiakse läbi kuni põhjataimestikku enam ei esine. Videoandmed analüüsitakse laboris. Sarnaselt sukelduja andmetele registreeritakse iga liigi (sh sileda mändvetika) esinemine ja katvus proovipunktis. Põhjataimestiku andmete, kogumise meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Meetodika rahvusvahelised standardid on kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999). Sileda mändvetika levikuala kalkuleeritakse vastvuse IUCN ja HELCOMi juhendile liigi leviala määramisel. Liigi leviala on defineeritud, kui ala mis jääb liigi äärmisi leiukohti ühendava joone sisse. Polügoon sisaldab kõiki teadaolevaid leiukohti ning ei tohi sisaldada sisemisi teravnurki (alla 180°).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Viimastel aastakümnetel on Läänemere mitmes piirkonnas täheldatud mändvetikate levikuala vähenemist (Yousef et al., 2001; Schubert & Blindow, 2003; Munsterhjelm, 2005). Mändvetikate leviala vähenemine on olnud põhjustatud eutrofikatsiooni mõjudest ning ka kasvukohtade hävitamisest (Schubert & Yousef, 2001; Yousef & Schubert, 2001; Munsterhjelm, 2005). Suurenenud toitainete hulk põllumajandusest ja reoveest suurendab planktiliste vetikate arvu, samuti suurendab epifüütsete niitjate vetikate hulka. Mõlemad tegurid põhjustavad vee läbipaistvuse halvenemist ning seeläbi avaldavad negatiivset mõju mändvetikak kooslustele. Niitjate vetikate kasvuga kaasneb ka herbivoorsete selgrootute hulk (Schubert & Yousef, 2001; Henricson et al., 2006). Madalates merelahtedes on täheldatud ka paadiliikluse negatiivset mõju kooslustele (Yousef & Schubert, 2001; Schubert & Blindow, 2003). Kõrgenenud toitainete tingimustes asenduvad mändvetikakooslused kõrgemate taimede kooslustega ja seetõttu peetakse mändvetikaid heaks bioindikaatoriks (Krause, 1981).

7. Taustatingimuste määramise meetoodika.

Taustatingimuste määramisel on kasutatud olemasolevaid andmeid sileda mändvetika leviala suuruse kohta. Indikaatori taustaväärtuseks loeti senini registreeritud sileda mändvetika leiukohtade äärmisi punkte ühendava joone sisse jääva ala pindala (vt joonis 1 punkt 11). Maksimaalse leviala suurus on 10 600 km².

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetoodika.

Hea Keskkonnaseisundi tase on määratud ekspertarvamuse kaudu baseerudes IUCN (International Union for Conservation of Nature) liikide ohustatuse määramise kriteerimitele. Populatsioon on ohustatud, kui tema leviala on vähenenud 30-50 %. Sileda mändvetika leviala lubatud kõrvalekalle taustatingimustest on 50 %. Sileda mändvetika leviala HKS on 5300 km².

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

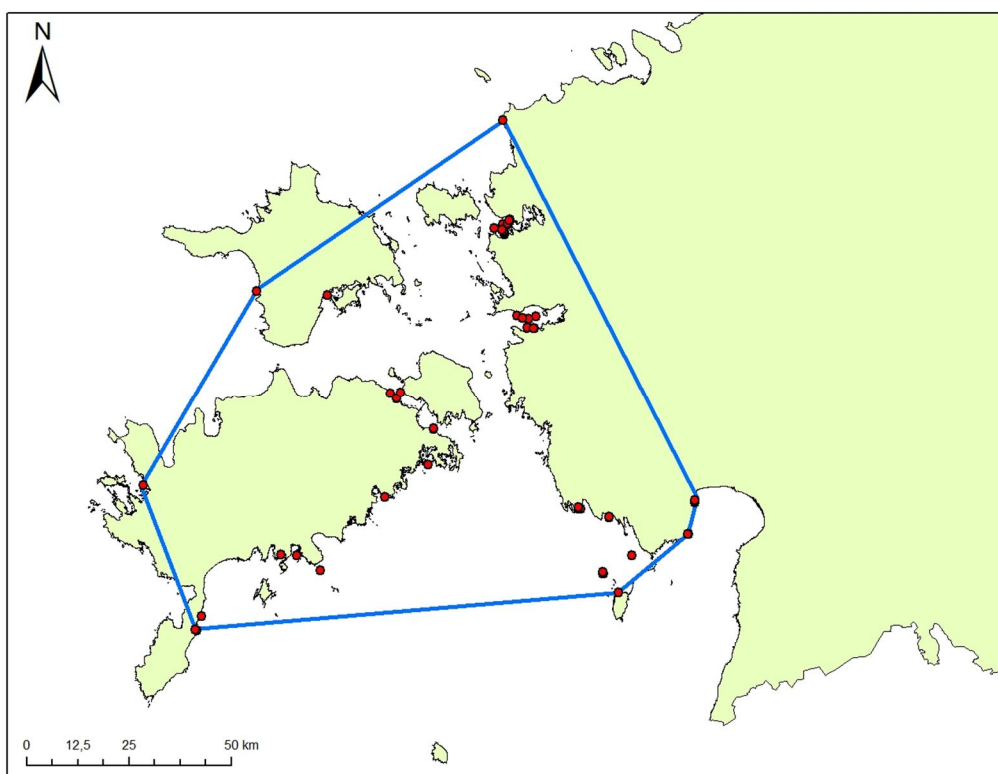
Sileda määndvetika leviala HKS väärtus on 5300 km².

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

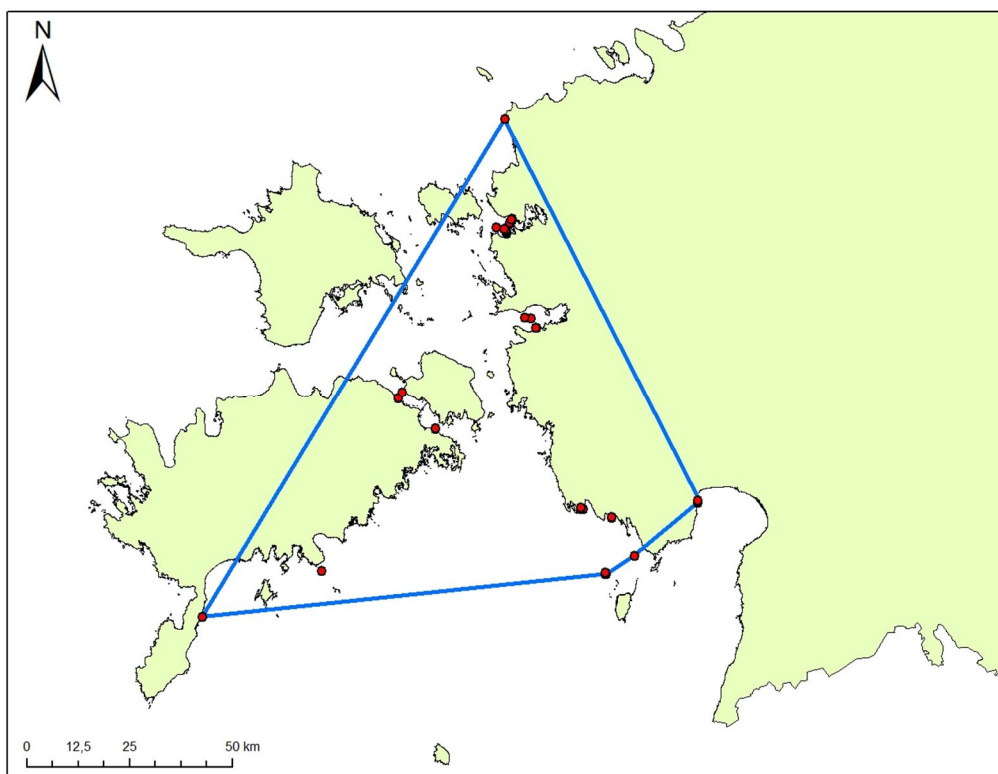
Sileda määndvetika leviala Eesti rannikumeres on 7050 km² (vt joonis 2 punkt 11). Leviala pindala arvutamiseks kasutati TÜ Eesti Mereinstituudi põhjataimestiku andmebaasi andmeid, mis koguti viimase 6 aastase perioodi jooksul (2006-2011). Perioodi pikkus valiti baseerudes kehtiva rannikumere seireprogrammi pikkusele.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Sileda mändvetika leikohad 1960-2011 (punased ringid) ning leviala piir (sinine joon).



Joonis 2. Sileda mändvetika leikohad 2006-2011 (punased ringid) ning leviala piir (sinine joon).



12. Kasutatud kirjandus.

Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.

Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). *Sustainable Development and Planning V* (443 - 452). Southampton: WIT Press.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI

Steinhardt, T., Karez, R., Selic, U., Schubert, H. 2009. The German procedure for the assessment of ecological status in relation to the biological quality element „Macroalgae & Angiosperms“ pursuant to the European Water Wramework Directive (WFD) for inner coastal waters of the Baltic Sea. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*, **22**, 7-42.

Blindow, I., Hargeby, A., Andersson, G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquat. Bot.*, **72**, 315-334.

Dugdale, T. M, Hicks, B. J., de Winton, M., Taumoepeau, A. 2006. Fish exclosures versus intensive fishing to restore charophytes in a shallow New Zealand lake. *Aquat. Conserv: Mar. Freshwater Ecosyst.*, **16**, 2, 193-202.

Rodrigo, M. A., Rojo, C., Álvarez-Cobelas, M., Cirujano, S. 2007. *Chara hispida* beds as a sink of nitrogen: Evidence from growth, nitrogen uptake and decomposition. *Aquati. Bot.*, **87**, 7-14.

Schmieder, K., Werner, S., Bauer, H.-G. 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquat. Bot.*, **84**, 245-250.

Torn, K., Martin, G. 2003. Changes in the distribution of charophyte species in enclosed seabays of western Estonia. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **52**, 134-140.

Trei, T. 1991. *Taimed Läänemere põhjal*. Tallinn, Valgus.

Torn, K., Martin, G. 2003. *Chara connivens* Salzm. ex A. Braun 1835. In Schubert, H., Blindow, I. (eds.), *Charophytes of the Baltic Sea*, BMB publication No. 19. Koeltz Scientific, Koeninsein/Taunus, 82-88.

Torn, K. 2008. *Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea*. Tartu University Press.

Henricson, C., E. Sandberg-Kipli, et al. (2006). "Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. *Cryptogamiam* **27**, 4, 419-434.

Yousef, M. A. M., Schubert, H. 2001. Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz* **72**, 9-16.

Krause, W. 1981. Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. *Limnologica*, **13**, 399-418.
Munsterhjelm, R. (2005). "Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. *W. & A. de Nottbeck Foundation Sci. Rep.*, **26**, 1-53.

Schubert, H., Blindow, I. (eds.) 2003. *Charophytes of the Baltic Sea*. BMB Publ. No. 19. Koeltz Scientific, Königstein.

Schubert, H., Yousef, M. A. M. 2001. Charophytes in the Baltic Sea – threats and conservation. *Schriftenr.*

1. Indikaatori nimetus.

Hallhüljeste (*Halichoerus grypus*) levikutüüp. Grey seal s' distributional pattern

2. Indikaatori kood.

1.1.2.1.

3. Autor(id)

Ivar Jüssi, Mart Jüssi

4. Indikaatori kirjeldus

Liigi levik võib olla pidev või fragmenteerunud. Leviku tüüp sõltub liigi bioloogias ja populatsiooni arvukusest. heas seisundis hallhülgepopulatsiooni iseloomustab Eesti merealal pidev levikutüüp.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator on määratud populatsiooni seirega ja telemeetriliste uuringute põhjal. Seire põhineb absoluutloendusel hallhüljeste koondumispaikades. Kogu merealal on registreeritud üksikvaatlusi millel põhineb hinnang.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaatorit mõjutab asurkonna arvukuse kahanemine ja ohustav häirimine.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimused ei ole määratud. Oluliselt madalama arvukuse juures 1980-ndatel aastatel ei ole teada leviku tüüp.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Populatsiooni keskkonnaseisund on hea siis kui levik on pidev. Kui tekib fragmenteerumine, on keskkonnaseisund halvenenud ja ilmneb survetegurite mõju.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Keskkonnaseisundi tasemeks on hallhüljeste pidev levik kogu Eesti merealala (36260 km²).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Keskkonnaseisundi tasemeks on hallhüljeste pidev levik kogu Eesti merealala (36260 km²).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D. & Laidre, K. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute, Denmark pp 44 – NERI technical Report No 429. http://faglige_rapporter.dmu.dk

Hiby.,L., Lundberg, T., Karlsson, O., Watkins, M., Jüssi, M., Jüssi, I., Helander, B. 2007. Estimates of the size of the Baltic grey seal population based on photo-identification data. In Grey seals in the North Atlantic and the Baltic. NAMMCO Sci. publ, 6: 163-176.

Harding, K.C. & Härkönen, T.J. 1999. Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and Ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *AMBIO* Vol. 28, No.7: lk 619-627.

Harding, K.C., Härkönen, T., Helander, B. and Karlsson, O. 2007. Status of Baltic grey seals: Population assessment and extinction risk. *NAMMCO Sci. Publ.* 6:33-56.

Jüssi, I., Jüssi, M. 2001. Tegevuskava hallhüljeste kaitseks Eestis aastatel 2001-. 2005. Action plan for Grey Seals in Estonia 2001-2005. Eesti Ulukid No.7. 88 lk.

1. Indikaatori nimetus.

Viigerhülge (*Phoca hispida botnica*) levikutüüp.

Distributional pattern of Ringed seal.

2. Indikaatori kood.

1.1.2.2.

3. Autor(id)

Ivar Jüssi, Mart Jüssi

4. Indikaatori kirjeldus

Liigi levikutüüp on pidev või fragmenteerunud. heas seisundis asurkonnal peaks levik olema pidev. See tähendab, et kogu mereala on liigi poolt kasutuses.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator on määratud populatsiooni seirega ja telemeetriliste uuringute põhjal. Seire uus meetodika põhineb transektloenduste ekstrapoleerimisel ja absoluutloendusel koondumispaikades.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaatorit mõjutab asurkonna arvukuse kahanemine ja ohustav häirimine.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Põhinedes ajaloolistel arvukuse ja küttimise andmatel, on levik olnud Soome lahes pidev, praeguseks fragmenteerunud.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Levila HKS määramise aluseks on kogu levila kasutamine liigi poolt. Samas on see sõltuv asurkonna arvukusest (vt 1.2.1.2)

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS väärtuseks on kogu Eesti mereala, (36260 km²) pidev asustatus asurkonna poolt.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Asurkond on fragmenteerunud, hea seisund ei ole saavutatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Verevkin M.V., Vysotsky V.G., Lisitsyn A.V. (2011) Catastrophic decreasing of population size of the Baltic ringed seal (*Pusa hispida botnica*) in the Gulf of Finland (East part of the Baltic Sea) 19th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Avaldamisel.

Verevkin M.V., Vysotsky V.G., Lisitsyn A.V. (2011) Catastrophic decreasing of population size of the Baltic ringed seal (*Pusa hispida botnica*) in the Gulf of Finland (East part of the Baltic Sea) 19th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Avaldamisel.

Harkonen T, Jüssi M, Jüssi I, Verevkin M, Dmitrieva L, et al. (2008) Seasonal Activity Budget of Adult Baltic Ringed Seals. PLoS ONE 3(4): e2006. doi:10.1371/journal.pone.0002006

1. Indikaatori nimetus.

Talvitava väikekoskla *Mergus albellus* keskjalvine levimus Eesti rannavetes (%). *Prevalence of the wintering Smew Mergus albellus in Estonian coastal waters (%)*.

2. Indikaatori kood.

1.1.2.3

3. Autor(id)

Andres Kuresoo, Leho Luigujõe

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab väikekoskla talvise leviku muutlikkust Eesti rannavetes. Viimasel 15-20 aasta vältel on täheldatud terve rea Läänemerele talvitavate linnuliikide leviku muutusi – eelkõige leviku N-suunalist nihet, millega on kaasnenud talvitajate arvukuse kiire kasv ja levimuse kasv (Durinck et al. 1994, Skov et al 2011). Eesti vetes tavalistest liikidest esineb levikunihe mustvaeral, sõtkal ja jääkosklal, varem haruldastest aga tänapäeval üha arvukamatest liikidest esineb see vartidel (3 liiki *Aythya sp.*), eriti tähelepanuväärselt aga väikekosklal *Mergus albellus*. Viimase talvine arvukus on 15 aasta jooksul kasvanud suurusjärgu võrra nii Eestis kui ka Rootsi rannikul. Samal perioodil on levimus Eestis kuni 5 korda suurenenud. Linnukaitsjate tähelepanu fookuses on liik mitmel põhjusel – 1) suhteliselt väike geograafiline asurkond (40 tuhat isendit; Delany & Scott 2006); 2) liik on arvatud Linnudirektiivi I lisasse, 3) võtmetähtsusega talvitusalade osaline või täielik hülgamine Euroopas - IJselmeer (Holland), Szczecini Laguun (Läänemeri) (Skov et al 2011). Väikekoskel on valdavalt kalatoiduline nagu teisedki kosklad, haudeperioodil on toitumisskaala laiem (loomtoiduline, dieedis ka selgrootud).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Algandmed on saadud riikliku seire projekti „Veelindude keskjalvine loendus“ vahendusel (alates 1994.a.). See seireprojekt on Eesti Ornitoloogiaühingus (EOÜ) käigus juba alates 1967.a. Seiret koordineerib Leho Luigujõe (EMÜ). Loendusmeetodina on kasutusel marsruut- ja punktloendused rannikult, mille käigus kasutatakse vaatlemiseks binokleid ja vaatlusteleskoope. Loendused toimuvad igal aastal jaanuarikuus ja vaatlusalala hõlmab kogu Eesti rannikut (v.a. enamuse meresaartest ja – laidudest)*. Indikaator - väikekoskla levimus on keskjalviste (jaanuar) liigi levikupunktide osakaal (%) RAEV** ranniku vaatlusaladel 5 aastaste perioodide kaupa (n. 1993-97, 1998-02 jne).

**RAEV (Ranniku-ja avamere vaatlusvõrgustik): joonisel näitena Saaremaa, kus on 66 rannikuvaatlusalala <http://www.eoy.ee/projektid/tvl/sectorid/saare.gif>



Allikad:

*Kuresoo 1992, Kuresoo et al 1994, Luigujõe, 2011a, Luigujõe 2011b, Pehlak et al 2001, Pehlak et al 2004

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väikekoskla kiiret levikunihet (levimuse muutust nii Eestis kui kogu rändetee asurkonna talvitusaalal) seostatakse eelkõige kliimamuutuste mõjuga. Surveteguritest on tehtud kindlaks DIP (*dissolved inorganic phosphorous*) kontsentratsiooni positiivne korrelatsioon väikekoskla arvukusega Rootsi rannikul (Skov et al. 2011). Täiendavalt vajavad selgitamist liigi „kolimise“ põhjused mageveelistest elupaikadest üha enam siirdeveekogudesse ja soolase veega merealadele. Oluline on silmas pidada, et väikekoskel kvalifitseerub nn jää-piiril talvitajaks, mistõttu võivad järjestikused ekstreemselt soojad või külmad talved indikaatori väärtust mõjutada.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatori HKS taseme arvulise väärtuse määramisel kasutati ajaloolisi andmeid väikekoskla talvise leviku ja arvukuse kohta ning trendide analüüse Eestis (1967-2011), Läänemeres ja Euroopas tervikuna.

Indikaator on rakendatav kogu Eesti mereala piirides, või siis eraldi 1) Lääne-Eesti rannikul -

Vt. joonised

Lõplik HKS väärtus määratleti ekspertarvamusega.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks loeti, kui väikekoskla kesktalvine levimus Eesti rannaveses $> \frac{1}{2}$ indikaatori maksimaalsest väärtusest perioodil 1993-2011 (vt joonised).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Indikaatori HKS alampiiriks on 1/2 indikaatori maksimaalsest väärtusest perioodil 1993-2011. Kõrgema väärtuse (%) kasutamine on ebapraktiline ja ei arvesta kesktalviste ilma- ja jääolude muutlikkust

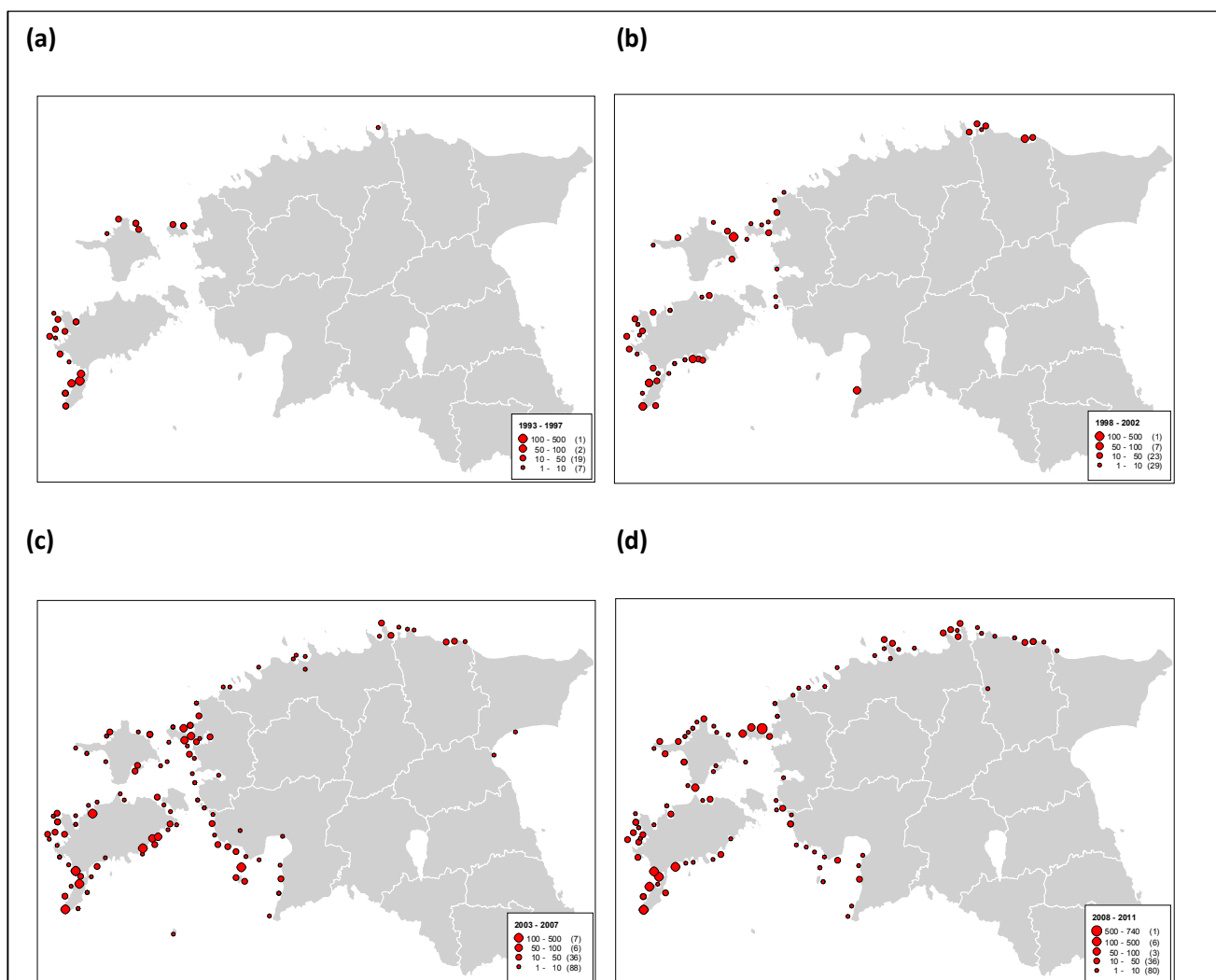
	Maks väärtus 1993-2011	HKS
Lääne-Eesti	57,0	28
Soome laht	47,1	24
Eesti	50,5	25

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

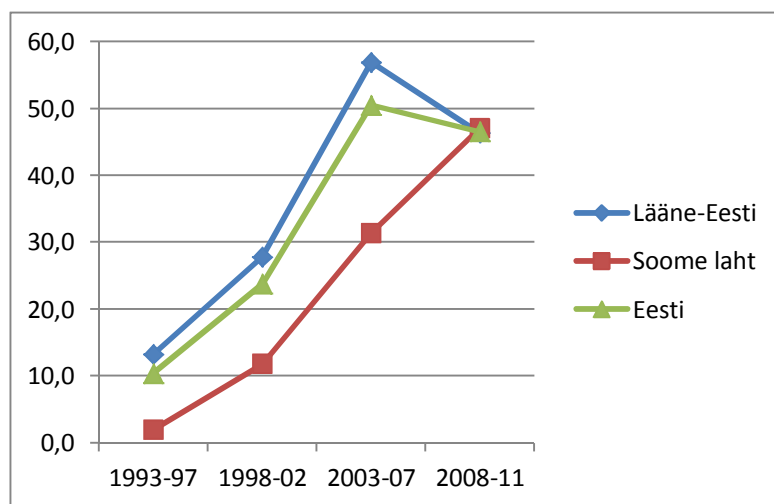
Indikaatori väärtused (%) on perioodidel 2003-2007 ja 2008-2011 järgmised:

	Väikekoskla talvine levimus %	
	2003-07	2008-11
Lääne-Eesti rannik	57,0	46,4
Soome laht	31,4	47,1
Eesti rannik	50,5	46,5

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Väikekoskla keskjalvine levikumuster Eesti rannikul 1993-2011 viieaastaste ajaperioodide kaupa (a-d)



Väikekoskla keskjalvise levimuse (%) muutused Eesti rannikul 1993-2011

12. Kasutatud kirjandus.

- Delaney, S. & Scott, D. (Eds.) 2006. Waterbird Population Estimates – Forth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands: 226 pp.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P. & S. Pihl. 1994. *Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea*. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01. Ornithology Consult report, 110.
- Kuresoo, A. 1992. Mid-winter counts of waterfowl in Estonia. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 1: 17-20.
- Kuresoo, A., Luigujõe, L., Lilleleht, V. & Leito, A. 1994. Midwinter waterfowl counts in Estonia, January 1993. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 4: 11-15.
- Luigujõe, L. 2011a. Kesktalvised veelinnud Eestis. Eesti Loodus, 4, 24 – 29.
- Luigujõe, L. 2011b. Kesktalvine veelindude loendus – 2011.
http://www.eoy.ee/sites/default/files/yhing/tvl/aruanne_2011.pdf
- Pehlak, H, Luigujõe, L. & Kuresoo, A. 2001. Midwinter waterfowl census in the coastal waters of Estonia, 1994-1999. Hirundo 14: 11-26 (in Estonian with English summary).
- Pehlak, H., Lõhmus, A., Kuresoo, A. & Luigujõe, L. 2006. Land-based Census of Wintering Waterfowl: Reliability and Conservation Implications. Waterbirds, 29(1): 76-80.
- Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujõe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A. & Stipniece, A. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 203 p. <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-550>

1. Indikaatori nimetus.

Hallhüljeste (Halichoerus grypus) arvukus.

Grey seal abundance.

2. Indikaatori kood.

1.2.1.1.

3. Autor(id)

Ivar Jüssi, Mart Jüssi.

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaatoriks on hallhüljeste arv Eesti merealal.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtus määratakse hallhüljeste lesilatest tehtud aerofotode järgi, mis on standardne seiremeetod. Indikaator esindab vähimat populatsiooni arvukust. Absoluutarvukus ei ole teada, Indikaatori kaudu kirjeldatakse populatsiooni arvukuse trendi.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Populatsiooni arvukust mõjutavad:

inimtekkeline suremus (küttimine ja kalanduse kaaspüük) kogu Läänemere populatsiooni ulatuses, asurkonna dünaamikat ja suurust mõjutab kliima soojenemine poegade suurema suremuse kaudu soojadel talvedel (Jüssi jt. 2008).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena käsitletakse ajaloolist arvukust, (aastal 1900). Hinnanguliselt esindas toleaeagne populatsiooni tase aja Läänemere keskkonna looduslikku kandevõimet. (Harding ja Härkönen, 1999). Tänane keskkonna kandevõime ei ole teada. Populatsiooni arvukuse soodsa seisundi kriteeriumid on välja töötatud HELCOMi soovitus 27-28/2 2006. Eesti mereala jaoks ei ole võimalik eraldi ajaloolise arvukuse arvulist väärtust välja tuua.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Indikaatori meetodika on esitatud HELCOMi soovitus 27-28/2 2006. Samuti käsitleb hallhülgeid EL Loodusdirektiiv.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Eesti mereala jaoks on HKS 2011. aasta seireandmete põhjal leitud hallhülgeasurkonna suurus, vähemalt 3600 isendit.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtuse hetkeseis on vähemalt 3600 hallhüljest.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Harding, K.C. & Härkönen, T.J. 1999. Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and Ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *AMBIO* Vol. 28, No.7: lk 619-627.

1. Indikaatori nimetus.

Viigerhüljeste (Phoca hispida) arvukus.

Ringed seal abundance.

2. Indikaatori kood.

1.2.1.2.

3. Autor(id)

Ivar Jüssi, Mart Jüssi

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaatoriks on viigerhüljeste arv Eesti merealal.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Populatsiooni arvukuse määramise meetodikaks on transektloenduse ekstrapolatsioon ja loendused viigerhüljeste puhkealadel. (Harkonen ja Heide-Jorgensen, 1990).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Viigerhüljeste arvukust mõjutavad inimtekkeline suremus (kalanduse kaaspüük,) keskkonnamürgid, ohustav häirimine ja kliima soojenemisega kaasnev jääkatte pindala ja kestvuse vähenemine. Jää on vajalik viigerhüljeste edukaks poegimiseks.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena käsitletakse ajaloolist arvukust, (aastal 1900). Hinnanguliselt esindas tolleaegne populatsiooni tase aja Läänemere keskkonna looduslikku kandevõimet. (Harding ja Härkönen, 1999). Tänapäevane keskkonna kandevõime ei ole teada. Populatsiooni arvukuse soodsa seisundi kriteeriumid on välja töötatud HELCOMi soovitusel 27-28/2 2006. Eesti mereala jaoks ei ole võimalik eraldi ajaloolise arvukuse arvulist väärtust välja tuua.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Indikaatori meetodika on esitatud HELCOMi soovitusel 27-28/2 2006. Samuti käsitleb hallhülgeid EL Loodusdirektiiv.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Viigerhüljeste populatsiooni hea seisundi väärtus Eesti mereala jaoks ei ole hetkel teada. Praegune asurkonna suurus on liiga madal, kuna asurkond on fragmenteerunud ja arvukus ei ole viimase 15 aasta jooksul kasvanud.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Viigerhüljeste populatsiooni suuruseks Eesti mereala jaoks hinnatakse ligikaudu 800 – 1000 isendit.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Härkönen, T. & Heide-Jørgensen, M.P. (1990). Density and distribution of the ringed seal in the Bothnian Bay. *Holarctic Ecology* 13, 122–129.

Harkonen T, Jüssi M, Jüssi I, Verevkin M, Dmitrieva L, et al. (2008) Seasonal Activity Budget of Adult Baltic Ringed Seals. *PLoS ONE* 3(4): e2006. doi:10.1371/journal.pone.0002006

1. Indikaatori nimetus.

Kühmnokk-luige *Cygnus olor* populatsiooniindeks kesktalvel (jaanuar). Population index of Mute Swan *Cygnus olor* in midwinter (january)

2. Indikaatori kood.

1.3.2.1.

3. Autor(id)

Andres Kuresoo ja Leho Luigujõe

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab paikse linnuliigi kühnokk-luige arvukuse pikaajalisi muutusi Eesti rannavetes perioodil 1993-2011 kesktalvel (jaanuaris) püsiseirealadel. Kühmnoka arvukus on sel perioodil kõikunud seirealadel kuni 5 korda (min. 2090 isendit, maks. 10049 isendit), samas on arvukuse keskmine kasv kogu perioodi vältel 2% aastas (joonised). Kühmnokk-luige kesktalvise arvukuse pikaajalistel trendidel Läänemere eri piirkondades on 1992-93 võrreldes 2007-09 olnud erinev suund – Kattegatis kahanev -3%/aasta, Läänemere keskosas (Poola, Saksamaa) kasvav +2-4%/aasta ja Läänemere põhjaosas märkimisväärselt kasvav +6% (Skov et al 2011). Tervikuna on Läänemere talvitav kühnoka asurkond kasvanud sel perioodil 132 000 isendini (22,2 % võrra), millest Eesti vetes talvitav asurkond moodustab 1/10. Võrdluseks on kühnoka tervikasurkond (rändetee asurkond) kasvanud märksa kiiremas tempos kui Läänemere asurkond – 66% võrra samal ajavahemikul (Delany & Scott 2006). Kühmnokk-luik on taimtoiduline, toitub madala rannikuvööndi (sügavus <1,5 m) makrofütidest.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Algandmed saadakse riikliku seire projekti „Veelindude kesktalvine loendus“ vahendusel (alates 1994.a.). See seireprojekt on Eesti Ornitoloogiaühingu (EOÜ) pikaajalise seireprojektina käigus juba alates 1967.a. Seiret koordineerib Leho Luigujõe (EMÜ). Loendusmeetodina on kasutusel marsruut- ja punktloendused rannikult, mille käigus kasutatakse vaatlemiseks binokleid ja vaatlusteleskoope. Loendused toimuvad igal aastal jaanuarikuus ja vaatlusala hõlmab kogu Eesti rannikut (v.a. meresaad ja –laiud).

Indikaator – kühnokk-luige populatsiooniindeks (PI5) on kesktalvise (jaanuar) liigi arvukuse suhteline näitaja 5 aastaste perioodide kaupa keskmistatult (n. 1993-97, 1998-02 jne).

PI väärtus =1,0 aastal 2000 (tegelik arvukus 2000.a. seirealadel 5774 isendit). PI5 väärtused on vastavalt 1993-97 jne aastate keskmised.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Kühmnokk-luige arvukuse kasvu Läänemerele seostatakse eelkõige kliimamuutuste mõjuga (on tuvastatud positiivne korrelatsioon talvise veetemperatuuri kasvuga. Surveteguritest on tehtud kindlaks ka DIN (*dissolved inorganic nitrogen*) kontsentratsiooni negatiivne korrelatsioon kühnokk-luige arvukusega Taani ja Saksamaa rannikul (Skov et al. 2011).

Oluline on siiski silmas pidada, et kühnokk-luige talvist arvukust mõjutavad täiendavalt ekstreemsed kliimaolud – pikaajaline pakane ja sellega kaasnev rannikumere ulatuslik jäätumine.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatori HKS taseme arvulise väärtuse määramisel kasutati ajaloolisi andmeid kühnokk-luige talvise arvukuse kohta ning trendide analüüse Eestis (1967-2011), Läänemeres ja Euroopas tervikuna.

Indikaator on rakendatav kogu Eesti mereala piirides (rannik)

Vt. joonised

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

HKS väärtus määratleti ekspertarvamusega.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS on saavutatud kui PI5 >1,0

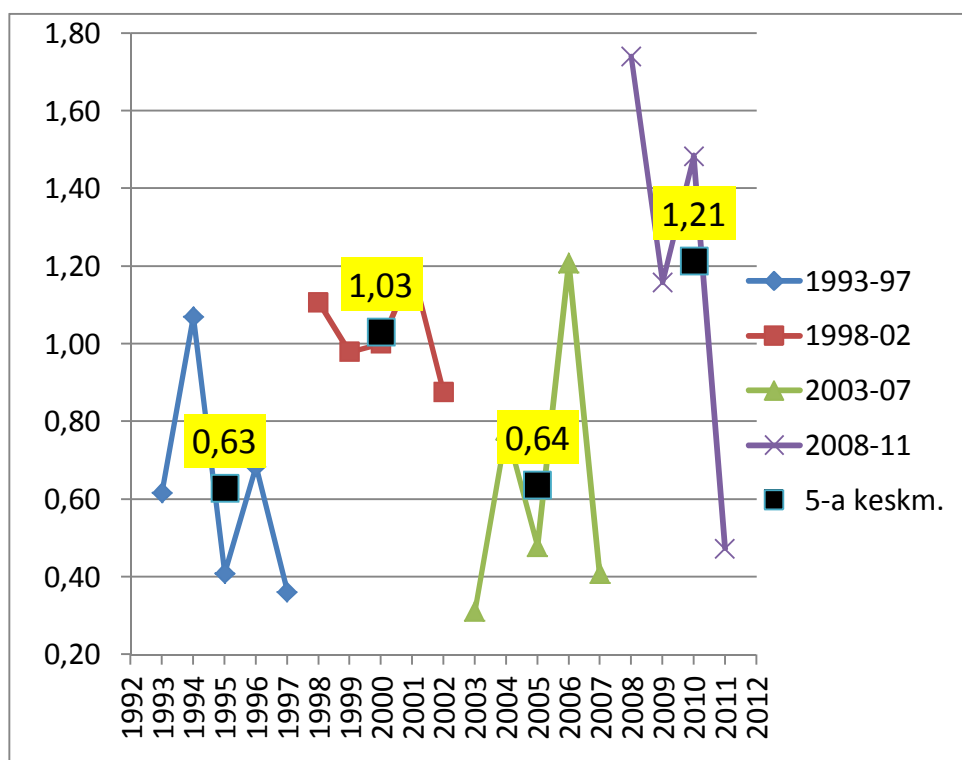
ehk kümnnokk-luige kesktalvise arvukuse indeks 5-aasta perioodi keskmisena suurem kui arvukuse baastase (2000.a.)

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

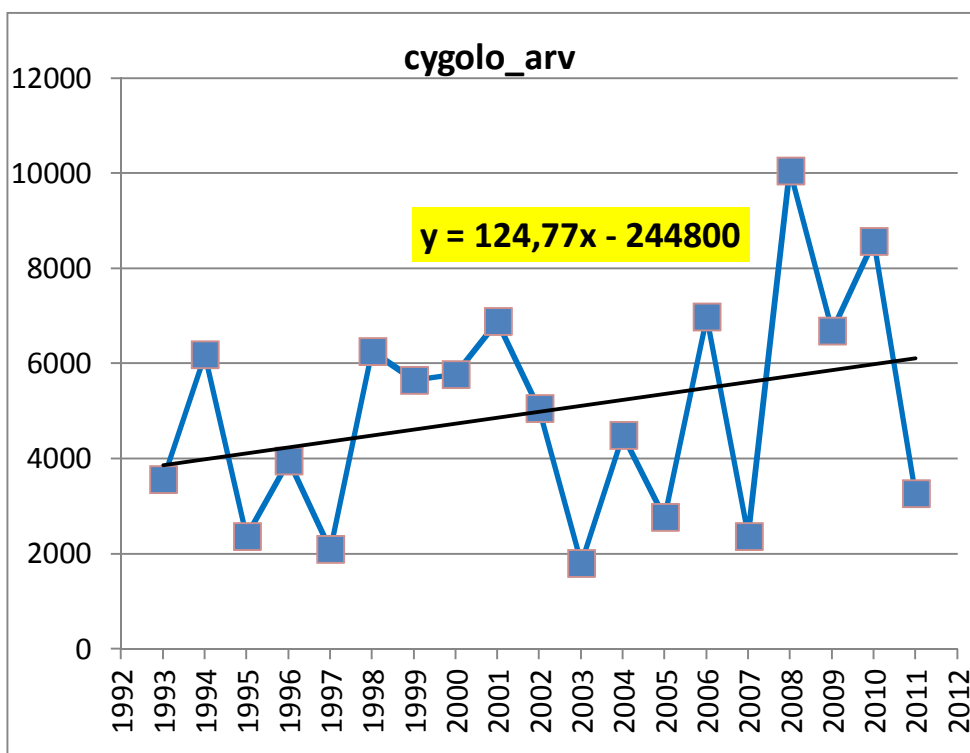
Indikaatori väärtused (PI; PI5) on perioodil 2008-2011 järgmised:

PI 2008	1,74
PI 2009	1,16
PI 2010	1,48
PI 2011	0,47
PI5 (2008-2011)	1,21

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Kühmökk-luige *Cygnus olor* kesktalvised populatsioonindeksid (PI5) Eesti rannavetes 1993-2011.



Kühmökk-luige *Cygnus olor* arvukus (isendid) ja arvukustrend 1993-2011

12. Kasutatud kirjandus.

- Delany, S. & Scott, D. (Eds.) 2006. Waterbird Population Estimates – Forth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands: 226 pp.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P. & S. Pihl. 1994. *Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea*. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01. Ornis Consult report, 110.
- Kuresoo, A. 1992. Mid-winter counts of waterfowl in Estonia. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 1: 17-20.
- Kuresoo, A., Luigujõe, L., Lilleleht, V. & Leito, A. 1994. Midwinter waterfowl counts in Estonia, January 1993. IWRB Seaduck Research Group Bulletin 4: 11-15.
- Luigujõe, L. 2011a. Kesktalvised veelinnud Eestis. Eesti Loodus, 4, 24 – 29.
- Luigujõe, L. 2011b. Kesktalvine veelindude loendus – 2011.
http://www.eoy.ee/sites/default/files/yhing/tvl/aruanne_2011.pdf
- Pehlak, H, Luigujõe, L. & Kuresoo, A. 2001. Midwinter waterfowl census in the coastal waters of Estonia, 1994-1999. Hirundo 14: 11-26 (in Estonian with English summary).
- Pehlak, H., Lõhmus, A., Kuresoo, A. & Luigujõe, L. 2006. Land-based Census of Wintering Waterfowl: Reliability and Conservation Implications. Waterbirds, 29(1): 76-80.
- Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujõe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A. & Stipniece, A. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 203 p. <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-550>

1. Indikaatori nimetus.

Pika meriheina (*Zostera marina*) elupaiga leviala
 Distributional range of eelgrass (*Zostera marina*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.4.1.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on pika meriheina (*Zostera marina*) aasad. Indikaator näitab pika meriheina elupaiga leviala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Leviala pindala leiti geoinfosüsteemis 10×10 km ruudustiku põhiselt vastavalt Loodusdirektiivist lähtuva elupaikade hindamise ja seire soovitustele (Euroopa Komisjon, 2006), kus levialana on defineeritud liigi või elupaiga leiukohtade äärmiste piiride vahele jääv ala. Leviala indikaatori väärtuseks on välitöödel kaardistatud leviala tegeliku suuruse ja modelleerimise teel saadud potentsiaalse leviala suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviala suhte hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Peamised antropogeensed survetegurid meriheina levikule on eutrofeerumine, mehaanilised häiringud ja suurenenud sedimentatsioon (Duarte, 2002; Krause-Jensen et al., 2003). Eesti tingimustes ei ole seoseid meriheina leviku ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud (Möller & Martin, 2007).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne leviala statistilise modelleerimise teel. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegelik leviala hõlmab vähemalt 50% elupaiga potentsiaalsest modelleeritud levialast.

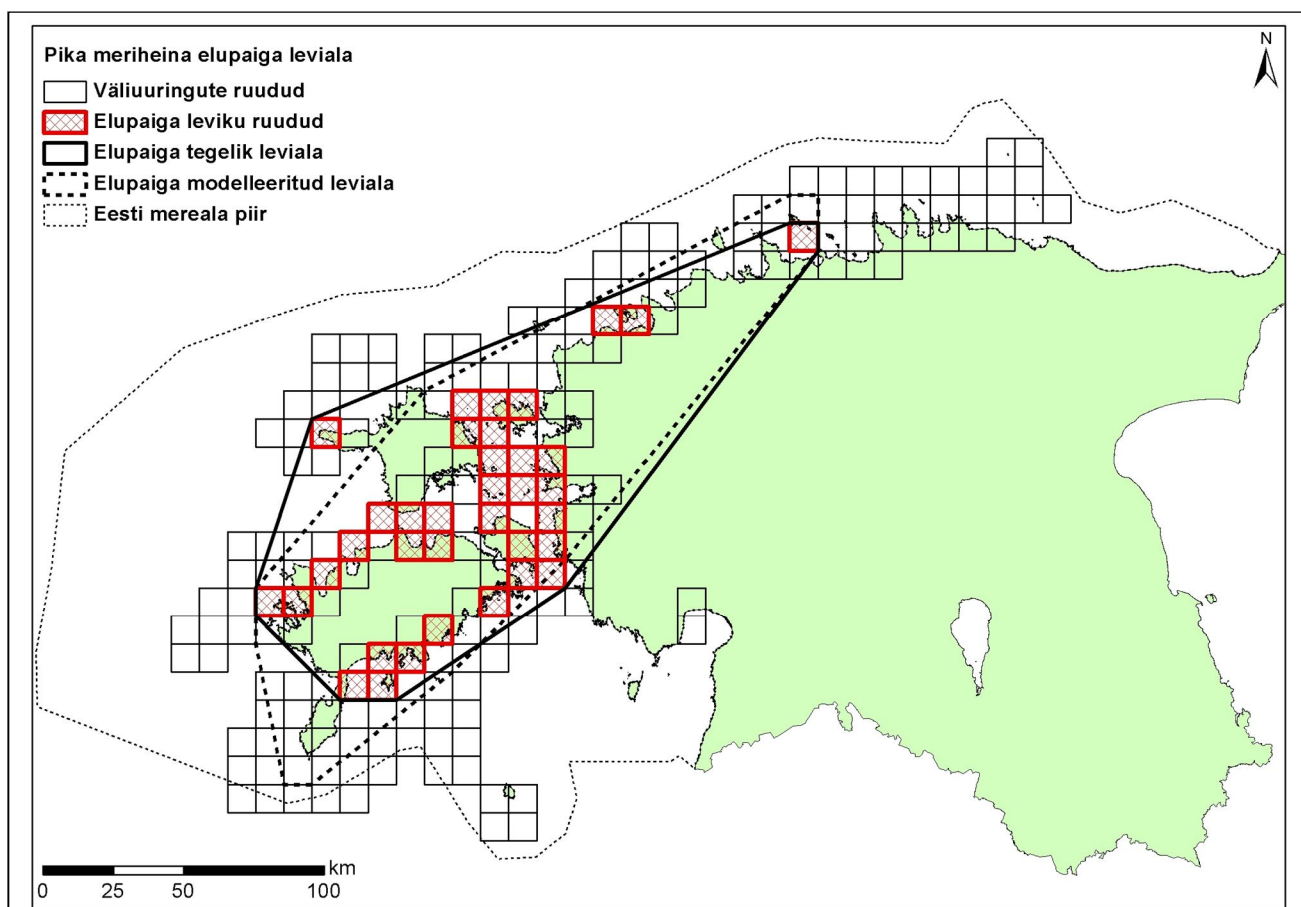
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

1 (hea keskkonnaseisund), vt. joonis 1 punktis 11.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Pika meriheina (*Zostera marina*) elupaiga leviala.

12. Kasutatud kirjandus.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206

Euroopa Komisjon, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. European Commission, Brussels. 64pp + 3 Appendices. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

Krause-Jensen, D., Pedersen M. F., Jensen, C. 2003. Regulation of Eelgrass (*Zostera marina*) Cover along Depth Gradients in Danish Coastal Waters. *Estuaries*, **26**, 866-877.

Möller, T., Martin, G. 2007. Distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. in the coastal waters of Estonia, NE Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **56**, 270-277.

Rask, N., Pedersen, S. E., Jensen, M. H. 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia*, **393**, 69-81.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaiga leviala

Distributional range of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.4.1.2

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaik. Indikaator näitab põisadru elupaiga leviala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Leviala pindala leiti geoinfosüsteemis 10×10 km ruudustiku põhiselt vastavalt Loodusdirektiivist lähtuva elupaikade hindamise ja seire soovitustele (Euroopa Komisjon, 2006), kus levialana on defineeritud liigi või elupaiga leiukohtade äärmiste piiride vahele jääv ala. Leviala indikaatori väärtuseks on välitöödel kaardistatud leviala tegeliku suuruse ja modelleerimise teel saadud potentsiaalse leviala suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviala suhte hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Peamine põisadru levikut mõjutav antropogeenne survetegur on eutrofeerumine, mille tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate hulk, mis omakorda toob kaasa põisadru leviku vähenemise (Kraufvelin & Salovius, 2004; Torn et al., 2006).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne leviala statistilise modelleerimise teel. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt. (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegelik leviala hõlmab vähemalt 50% elupaiga potentsiaalsest modelleeritud levialast.

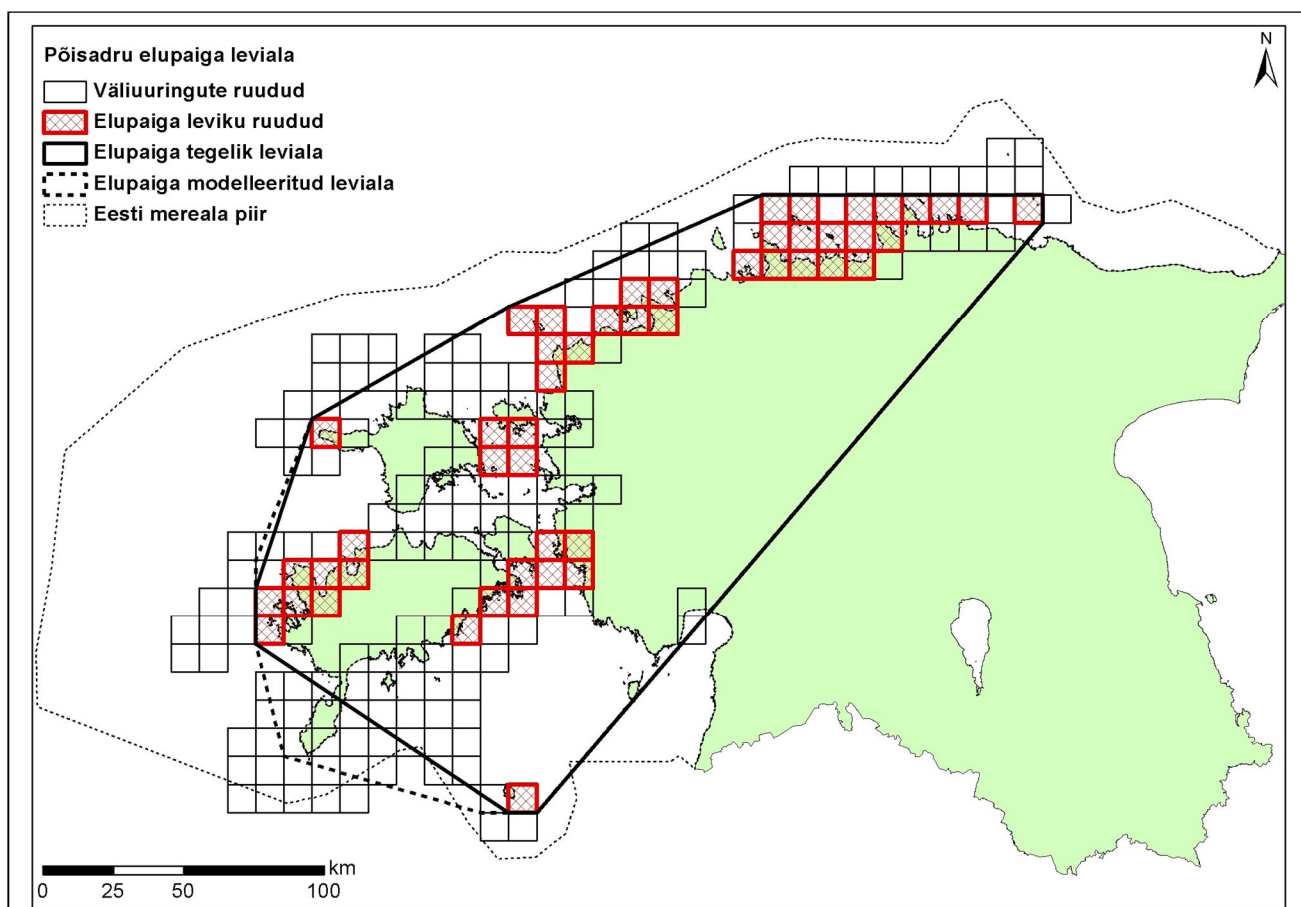
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,95 (hea keskkonnaseisund), vt. joonis 1 punktis 11.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaiga leviala.

12. Kasutatud kirjandus.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206

Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J. Phycol.*, **33**, 241-249.

Euroopa Komisjon, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. European Commission, Brussels. 64pp + 3 Appendices. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

Kraufvelin, P., Salovius, S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuar. Coast. Shelf S.*, **61**, 369-378.

Kraufvelin, P., Moy, F. E., Christie, H., Bokn, T. L. 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: Delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems*, **9**, 1076-1093.

Krause-Jensen, D., Pedersen M. F., Jensen, C. 2003. Regulation of Eelgrass (*Zostera marina*) Cover along Depth Gradients in Danish Coastal Waters. *Estuaries*, **26**, 866-877.

Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Bot.*, **84**, 53-62

1. Indikaatori nimetus.

Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaiga leviala

Distributional range of *Furcellaria lumbricalis* habitat

2. Indikaatori kood.

1.4.1.3

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaik. Indikaator näitab agariku elupaiga leviala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Leviala pindala leiti geoinfosüsteemis 10×10 km ruudustiku põhiselt vastavalt Loodusdirektiivist lähtuva elupaikade hindamise ja seire soovitustele (Euroopa Komisjon, 2006), kus levialana on defineeritud liigi või elupaiga leiukohtade äärmiste piiride vahele jääv ala. Leviala indikaatori väärtuseks on välitöödel kaardistatud leviala tegeliku suuruse ja modelleerimise teel saadud potentsiaalse leviala suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviala suhte hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Agarik on Läänemeres ohustatud peamiselt eutrofeerumise tõttu (HELCOM, 2009). Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate ohtrus, mis omakorda toob kaasa agariku leviala vähenemise (HELCOM 2009).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne leviala statistilise modelleerimise teel. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegelik leviala hõlmab vähemalt 50% elupaiga potentsiaalsest modelleeritud levialast.

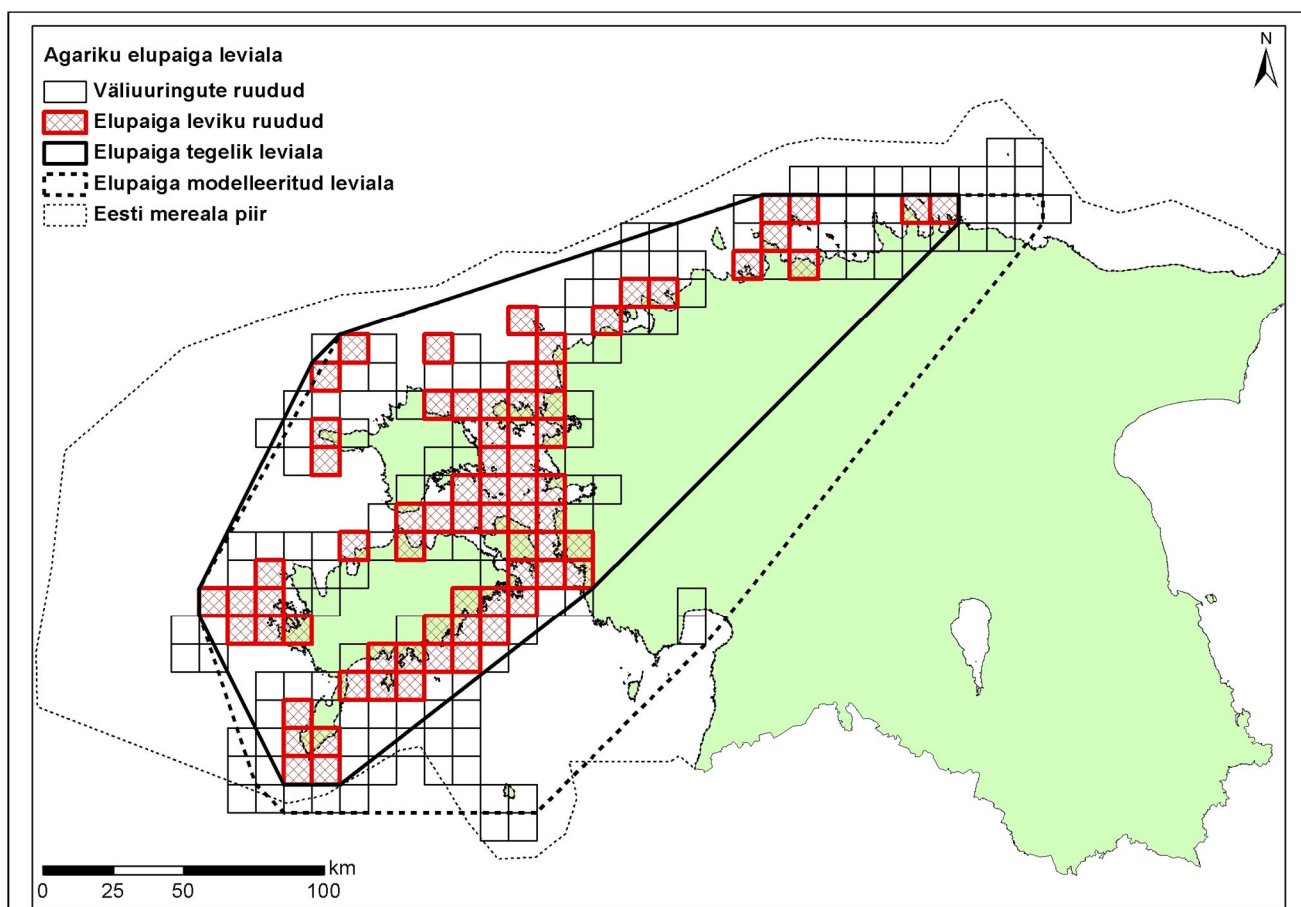
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,69 (hea keskkonnaseisund), vt. joonis 1 punktis 11.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaiga leviala.

12. Kasutatud kirjandus.

Euroopa Komisjon, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. European Commission, Brussels. 64pp + 3 Appendices. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

HELCOM, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Mändvetikate elupaiga leviala.

Distributional range of charophyte habitat

2. Indikaatori kood.

1.4.1.4

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on mändvetikate elupaik. Indikaator näitab mändvetikate elupaiga leviala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Leviala pindala leiti geoinfosüsteemis 10×10 km ruudustiku põhiselt vastavalt Loodusdirektiivist lähtuva elupaikade hindamise ja seire soovitustele (Euroopa Komisjon, 2006), kus levialana on defineeritud liigi või elupaiga leiukohtade äärmiste piiride vahele jääv ala. Leviala indikaatori väärtuseks on välitöödel kaardistatud leviala tegeliku suuruse ja modelleerimise teel saadud potentsiaalse leviala suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviala suhte hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Mändvetikad on ohustatud peamiselt eutrofeerumise ja mehaaniliste häiringute tõttu (Torn, 2008).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne leviala statistilise modelleerimise teel. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegelik leviala hõlmab vähemalt 50% elupaiga potentsiaalsest modelleeritud levialast.

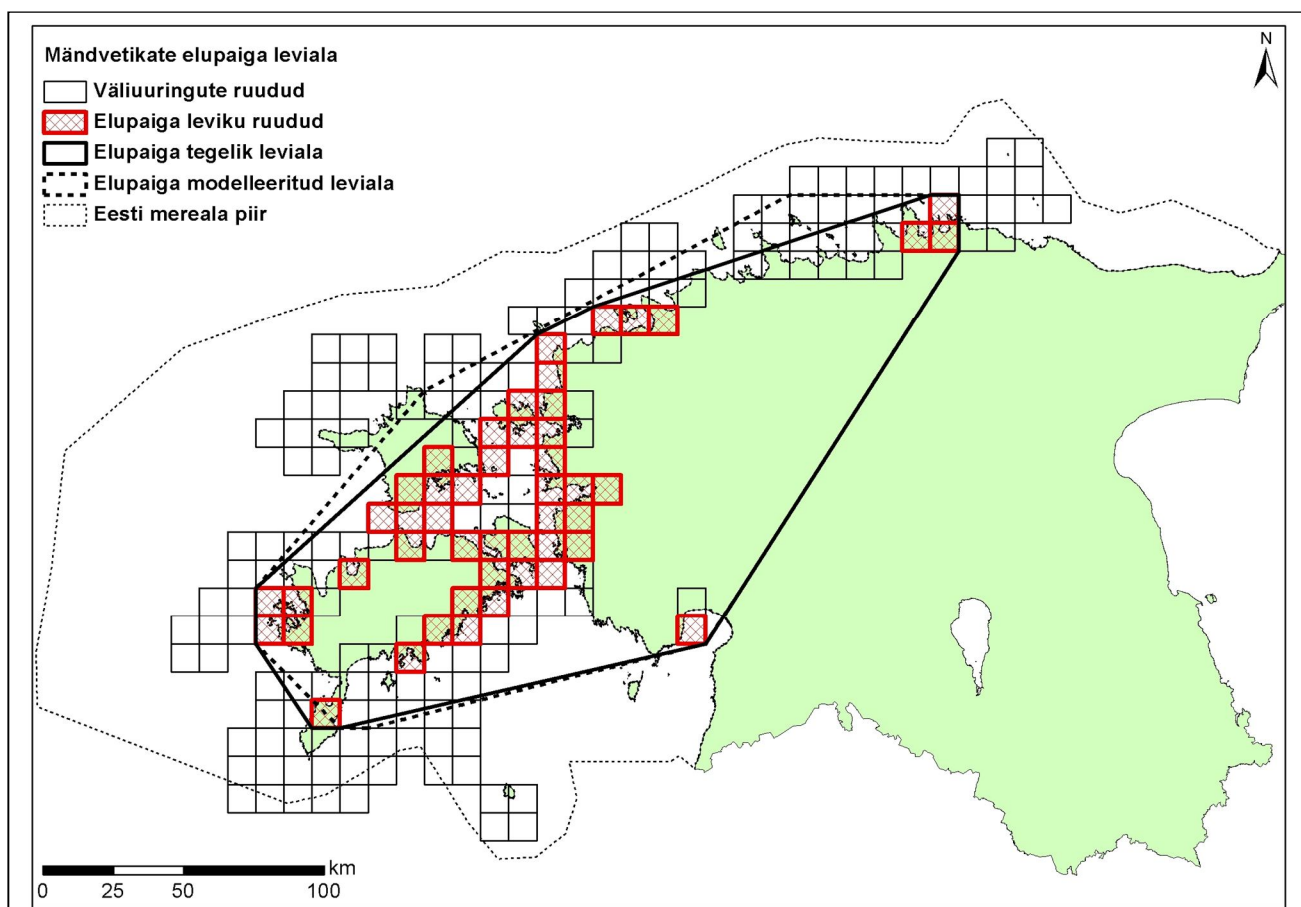
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,92 (hea keskkonnaseisund), vt. joonis 1 punktis 11.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 1. Mändvetikate elupaiga leviala.

12. Kasutatud kirjandus.

Euroopa Komisjon, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. European Commission, Brussels. 64pp + 3 Appendices. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

Torn, K. 2008. *Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea*. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, 143

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Pika meriheina (*Zostera marina*) sügavuslevik.

Depth distribution of eelgrass (*Zostera marina*)

2. Indikaatori kood.

1.4.2.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on pika meriheina (*Zostera marina*) elupaik. Indikaator hindab pika meriheina maksimaalset sügavuslevikut. Peamiselt eutrofeerumise tagajärjel on täheldatud meriheina leviku sügavuse vähenemist (Baden et al., 2003) ja seetõttu võib meriheina maksimaalne sügavuslevik osutada sobivaks elupaiga leviku mustrit kirjeldavaks indikaatoriks. Lisaks maksimaalsele sügavuslevikule võib indikatiivne olla ka meriheina maksimaalse ohtruse sügavus. Indikaatori rakendatavus nõuab spetsiaalseid uuringuid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramiseks on soovitatav põhjataimestiku seires kasutatav transektipõhine uuring, kus vaatlused oleksid piisava tihedusega tagamaks meriheina esinemise maksimaalse sügavuse ja maksimaalse ohtruse sügavuse registreerimine. Seirealadeks tuleks valida ulatuslikumad meriheina elupaigad erinevates mere piirkondades. Meetodika detailse väljatöötamise eelduseks on indikaatori rakendatavuse kindlaks tegemine.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja survegurite vahel.

Pikka meriheina mõjutavateks peamisteks antropogeenseteks surveguriteks on eutrofeerumine, mehaanilised häiringud ja sedimentatsioon (Duarte, 2002). Taanis on dokumenteeritud meriheina maksimaalse sügavusleviku vähenemine ligikaudu 50% 20nda sajandi jooksul (Baden et al., 2003). Eesti merealal ei ole dokumenteeritud antropogeensete survegurite mõju meriheina sügavuslevikule, sest puuduvad vajalikud andmerekad (Möller & Martin, 2007)

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Taustatingimuste määramine vajab lisauuringuid, sest Eesti tingimustes ei ole kvantitatiivseid seoseid meriheina ohtruse ja antropogeensete survegurite vahel dokumenteeritud.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning vajadusel täiendavaid väliuuringuid.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning vajadusel täiendavaid väliuuringuid.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning vajadusel täiendavaid väliuuringuid.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Baden, S., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., Rosenberg, R. 2003. Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish Coastal Waters. *Ambio*, **32**, 374-377.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206.

Möller, T., Martin, G. 2007. Distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. in the coastal waters of Estonia, NE Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **56**, 270-277.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) sügavuslevik.

Depth distribution of *Fucus vesiculosus*.

2. Indikaatori kood.

1.4.2.2. (5.2.4.2.)

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Põisadru sügavuslevikut määravad põhiliselt substraadi iseloom ja vee läbipaistvus (fotosünteesiks küllaldase valguse hulga olemasolu merepõhjas). Sobiva kõva kinnitumisubstraadi olemasolu puhul on põisadru sügavusleviku määrajaks vee läbipaistvus, mis sõltub piirkonna looduslikest iseärasustest kui ka eutrofeerumise ulatusest. Põisadru sügavuslevikut peetakse heaks keskkonnaseisundi indikaatoriks kuna muutused sügavuslevikus toimuvad vaid pikemajalise kestva keskkonnaseisundi muutuse puhul, samas kui kooslus tavaliselt ei reageeri lühiajalistele, pulseerivatele keskkonnatingimuste muutustele. Põisadru sügavuslevik on iseseisva veekvaliteedi indikaatorina või indikaatori ühe komponendina kasutusel Läänemereäärsetest riikidest Soomes, Rootsis ja Saksamaal. Indikaatorit kasutatakse ka Eesti rannikumere veekvaliteedi hindamisel vastavalt VPRD nõuetele.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põisadru sügavuslevikut määratakse visuaalsete vaatluste kaudu (sukeldumine või allveevideo). Sukelduja või allveevideo abil kogutakse liikide (sh. põisadru) esinemis- ja katvusandmed rannajoonega risti asetsevalt transektilt. Vaatlused viiakse läbi iga 1 m sügavusintervalli tagant. Igas proovipunktis viiakse katvushinnangud läbi 3-4 m laiusel alal merepõhjas. Vaatlused viiakse läbi kuni põhjataimestikku enam ei esine. Videoandmed analüüsitakse laboris. Sarnaselt sukelduja andmetele registreeritakse iga liigi (sh põisadru) esinemine ja katvus proovipunktis. Meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Meetodika rahvusvahelised standardid on kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Põhjataimestiku, sh põisadru, sügavuslevik on mõjutatud vee läbipaistvusest ning toitainete koormusest (Duarte, 1991; Schramm, 1996). Erinevalt Läänemre lõunaosast on põisadru sügavuslevik Läänemere kesk- ja põhjaosas limiteeritud vee läbipaistvuse poolt. Eutrofikatsiooni tagajärjel toimunud vee läbipaistvuse vähenemise tõttu on põisadru sügavuspiir arvestuslikult ca 3,6 m madalamal võrreldes 20. sajandi algusega (Torn et al. 2006). Eutrofikatsiooni tagajärjel suurenenud niitjate vetikate ja herbivooride hulk on samuti põhjustanud põisadru tsooni levikusügavuse vähenemist (Kautsky et al., 1996; Eriksson et al., 1999; Ruuskanen, 2000; Nilsson et al., 2004). Eesti rannikumere põhjataimestiku seire käigus kogutud andmete põhjal testiti seost põisadru maksimaalse sügavusleviku ja survetegurite indikaatorite (vee läbipaistvus, jõgedest ja punktreostusallikatest pärinev toitainete hulk, klorofüll a kontsentratsioon) vahel. Jõest pärinevate toitainete hulga suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine põhjustab põisadru sügavusleviku vähenemist (vt. tabel 1 punkt 11, Torn & Martin 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustaväärtused on määratud VPRD seireprogrammi jaoks. Kasutatud ekspertarvamust, ajaloolisi andmeid ja ekstrapoleerimist teiste keskkonnaparameetrite kaudu (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006). Taustaväärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Määratud ÖKS väärtus rannikuvee jaoks. Avameres ei ole kohaldatav. Alus „Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr. 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“ lisa 6 „Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide järgi“. Hea Keskkonnaseisundi taseme korral on maksimaalne lubatud kõrvalekalle taustatingimustest 50 %.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea Keskkonnaseisundi ÖKS väärtus kogu Eesti rannikumeres on 0,5. ÖKS-i arutamiseks kasutatavad indikaatori ja taustatingimuste väärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt. tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori ÖKS-i väärtus Eesti mereala kohta on 0,53. VPRD hindamise jaoks on Eesti mereala jagatud 16ks veekogumiks. Hetkeseis on saadud iga veekogumi kõige viimase hindamisaasta tulemuste keskmistamisel. Hindamisperiood 2007-2011 aasta.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Põisadru sügavusleviku seos valitud surveteguritega. Statistiliselt olulised seosed rasvases kirjas (Torn & Martin 2012).

Tüüpala	Chl a	Läbi- paistvus	Punkt N _{tot}	Punkt P _{tot}	Jõgede N _{tot}	Jõgede P _{tot}
Kogu Eesti	0,02	0,43	-0,12	-0,07	-0,33	-0,37
Soome lahe kaguosa	-0,39	0,66	-0,46	-0,68	-0,76	-0,77
Soome lahe lääneosa	0,20	-0,37	-0,46	-0,36	-0,36	-0,37
Läänesaarte lääneosa	0,19	0,16	-0,41	-0,29	-0,44	-0,53
Väinameri	-0,20	-0,04	0,00	-0,33	-0,07	-0,09
Liivi laht	-0,01	-0,05	0,06	0,00	-0,32	-0,23

Tabel 2. Põisadru sügavusleviku taustaväärtused, Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtused ning ÖKSid (Torn & Martin 2011).

Tüüpala	Tausta väärtus, m	HKS väärtus, m	HKS ÖKS
Soome lahe kaguosa	5	2,5	0,5
Soome lahe lääneosa	7	3,5	0,5
Läänesaarte lääneosa	7	3,5	0,5
Väinameri	7	3,5	0,5
Liivi laht	5	2,5	0,5

12. Kasutatud kirjandus.

Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.

[Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. \(Toim.\). *Sustainable Development and Planning V* \(443 - 452\). Southampton: WIT Press](#)

[Torn, K., Martin, G. 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 2, x - x.](#)

TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Veekvaliteedi klasside hindamise tüübispetsiifilise klassifikatsioonisüsteemi väljatöötamine Eesti rannikuvee kohta*. Tallinn, TÜ EMI.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI.

Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany*, **84**, 53-62.

Duarte, C. M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, **40**, 363-377.

Ruuskanen, A. 2000. Ecological responses of *Fucus vesiculosus* L. along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Walter and Andree De Nottbeck Foundation Scientific Reports*, **21** 6-20.

Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar fjord, Swedish Skagerrak coast. *Eur. J. Phycol.*, **38**, 284-296.

Nilsson, J., Engvist, R., Persson, L.-E. 2004. Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquat. Ecol.*, **38**, 587-598.

Schramm, W. 1996. The Baltic Sea and its transition zones. In Schramm, W., Nienhuis, P. H. (toim.), *Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effect of Eutrophication*, vol. 123. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 131-164.

Kuuppo, P., Blauw, A., Møhlenberg, F., Kaas, H., Henriksen, P., Krause-Jensen, D., Ærtebjerg, G., Bäck, S., Erftemeijer, P., Caspar, M., Carvalho, S. & Heiskanen, A.-S. 2006. Nutrients and eutrophication in coastal and transitional waters. In *Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive* (Solimini, A. G., Cardoso, A. C. & Heiskanen, A.-S., toim.), pp. 33-80, European Communities.

1. Indikaatori nimetus.

Mändvetikate sügavuslevik.

Depth distribution of charophytes

2. Indikaatori kood.

1.4.2.4

3. Autor(id)

K. Herkül, K. Torn

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on mändvetikate elupaik. Indikaator hindab mändvetikate sügavuslevikut. Peamiselt eutrofeerumise tagajärjel on täheldatud mändvetikate leviku sügavuse vähenemist (Blindow, 1992) ja seetõttu võib mändvetikate maksimaalne sügavuslevik osutada sobivaks elupaiga leviku mustrit kirjeldavaks indikaatoriks. Mändvetikate sügavuslevikut kasutatakse põhjataimestiku seire osana Saksamaal (Steinhardt et al., 2009) ja Rootsis.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramiseks on soovitatav põhjataimestiku seires kasutatav transektipõhine uuring, kus vaatlused oleksid piisava tihedusega tagamaks mändvetikate esinemise maksimaalse sügavuse registreerimine. Seirealadeks on soovitatavad Haapsalu laht, Matsalu laht ja Väike Väin.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Mändvetikaid mõjutavateks peamisteks antropogeenseteks surveteguriteks on eutrofeerumine ja mehaanilised häiringud (Torn, 2008). Eesti merealal ei ole dokumenteeritud antropogeensete survetegurite mõju mändvetikate sügavuslevikule, kuid vastavaid uuringuid on mõningate teiste Läänemere piirkondade kohta (nt. Blindow, 1992; Yousef & Schubert, 2001)

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati mändvetikate maksimaalse sügavusega leiud (= 4 m) kasutades TÜ Eesti Mereinstituudi põhjaelustiku andmebaasis olevate proovide materjali.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus maksimaalse sügavuse vähenemine ei ületa 50% taustaväärtusest ehk mändvetikad levivad vähemalt 2 m sügavuseni.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

2 m.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori hetkeseis on 3 m, mis vastab heale keskkonnaseisundile. Hetkeseisu väärtus on saadud Haapsalu lahe, Matsalu lahe ja Väikese Väina kõige uuemate põhjataimestiku seire andmete põhjal.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Blindow, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, **28**, 9-14

Steinhardt, T., Karez, R., Selic, U., Schubert, H. 2009. The German procedure for the assessment of ecological status in relation to the biological quality element „Macroalgae & Angiosperms“ pursuant to the European Water Wramework Directive (WFD) for inner coastal waters of the Baltic Sea. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*, **22**, 7-42.

Torn, K. 2008. *Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea*. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, 143

Yousef, M. A. M., Schubert, H. 2001. Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz*, **72**, 9-16.

1. Indikaatori nimetus.

Pika meriheina (*Zostera marina*) elupaiga pindala

Area of eelgrass (*Zostera marina*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.5.1.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on pika meriheina (*Zostera marina*) elupaik. Indikaator näitab pika meriheina elupaiga pindala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Elupaiga pindala leiti geoinfosüsteemi abil 10×10 km ruudustiku põhiselt. Elupaiga pindala indikaatori väärtuseks on elupaiga tegelike leidudega ruutude arvu ja modelleeritud potentsiaalse leviku ruutude arvu suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviku hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Peamised antropogeensed survetegurid meriheina levikule on eutrofeerumine, mehaanilised häiringud ja suurenenud sedimentatsioon (Duarte, 2002; Krause-Jensen et al., 2003). Eesti tingimustes ei ole seoseid meriheina leviku ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud (Möller & Martin, 2007).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne levik statistilise modelleerimise teel 10×10 km ruudustikus. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegeliku leviku ruutude arv moodustab vähemalt 50% elupaiga modelleeritud potentsiaalse leviku ruutudest.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

1 (hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206

Euroopa Komisjon, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. European Commission, Brussels. 64pp + 3 Appendices. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

Krause-Jensen, D., Pedersen M. F., Jensen, C. 2003. Regulation of Eelgrass (*Zostera marina*) Cover along Depth Gradients in Danish Coastal Waters. *Estuaries*, **26**, 866-877.

Möller, T., Martin, G. 2007. Distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. in the coastal waters of Estonia, NE Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **56**, 270-277.

Rask, N., Pedersen, S. E., Jensen, M. H. 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia*, **393**, 69-81.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaiga pindala
 Area of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.5.1.2

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaik. Indikaator näitab põisadru elupaiga pindala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Elupaiga pindala leiti geoinfosüsteemi abil 10×10 km ruudustiku põhiselt. Elupaiga pindala indikaatori väärtuseks on elupaiga tegelike leidudega ruutude arvu ja modelleeritud potentsiaalse leviku ruutude arvu suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviku hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Peamine põisadru levikut mõjutav antropogeenne survetegur on eutrofeerumine, mille tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate hulk, mis omakorda toob kaasa põisadru leviku vähenemise (Kraufvelin & Salovius, 2004; Torn et al., 2006).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne levik statistilise modelleerimise teel 10×10 km ruudustikus. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegeliku leviku ruutude arv moodustab vähemalt 50% elupaiga modelleeritud potentsiaalse leviku ruutudest.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,63 (hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Kraufvelin, P., Salovius, S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuar. Coast. Shelf S.*, **61**, 369-378.

Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Bot.*, **84**, 53-62

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaiga pindala

Area of *Furcellaria lumbricalis* habitat

2. Indikaatori kood.

1.5.1.3

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaik. Indikaator näitab agariku elupaiga pindala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Elupaiga pindala leiti geoinfosüsteemi abil 10×10 km ruudustiku põhiselt. Elupaiga pindala indikaatori väärtuseks on elupaiga tegelike leidudega ruutude arvu ja modelleeritud potentsiaalse leviku ruutude arvu suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviku hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Agarik on ohustatud peamiselt eutrofeerumise tõttu. Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate ohtrus, mis omakorda toob kaasa agariku leviala vähenemise.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne levik statistilise modelleerimise teel 10×10 km ruudustikus. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegeliku leviku ruutude arv moodustab vähemalt 50% elupaiga modelleeritud potentsiaalse leviku ruutudest.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,86 (hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Mändvetikate elupaiga pindala

Area of charophyte habitat

2. Indikaatori kood.

1.5.1.4

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on mändvetikate elupaik. Indikaator näitab mändvetikate elupaiga pindala suurust.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Elupaiga pindala leiti geinfosüsteemi abil 10×10 km ruudustiku põhiselt. Elupaiga pindala indikaatori väärtuseks on elupaiga tegelike leidudega ruutude arvu ja modelleeritud potentsiaalse leviku ruutude arvu suhe. Tegeliku ja modelleeritud potentsiaalse leviku hindamine toimus ainult väliuuringutega kaetud ruutude piires. Elupaikade potentsiaalse leviku modelleerimine toimus vastavalt TÜ Eesti Mereinstituudi (2011) uuringus kasutatud meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Mändvetikad on ohustatud peamiselt eutrofeerumise ja mehaaniliste häiringute tõttu (Torn, 2008).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimustena määrati elupaiga potentsiaalne levik statistilise modelleerimise teel 10×10 km ruudustikus. Modelleerimisel kasutati ennustatavate sisendandmetena tänapäevaseid liikide ja elupaikade levikuandmeid. Ennustavate muutujatena kasutati erinevaid abiootilise keskkonna muutujaid nagu sügavus, merepõhja nõlva kalle, avatus lainetusele, soolsus, temperatuur jmt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2011).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati olukord, kus elupaiga tegeliku leviku ruutude arv moodustab vähemalt 50% elupaiga modelleeritud potentsiaalse leviku ruutudest.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

0,5

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

0,63 (hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Torn, K. 2008. *Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea*. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, 143

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Merepõhja elupaikade inventuur Eesti majandusvööndis. I etapi aruanne: GIS andmebaasi koostamine ja Loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide modelleerimine.

1. Indikaatori nimetus.

Pika meriheina (*Zostera marina*) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund.

Benthic community condition of eelgrass (*Zostera marina*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.6.1.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on pika meriheina (*Zostera marina*) elupaik. Potentsiaalne arendatav kvalitatiiivne või kvantitatiivne indikaator hindab põhjakoosluse taksonoomilise koosseisu, liigirikkuse, erinevate taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade osakaalude põhjal pika meriheina elupaiga seisundit. Elupaiga head seisundit iseloomustab kõikide tüüpiliste looma- ja taimerühmade olemasolu ja lahtiste vetikate vähene hulk. Elupaiga seisundi halvenemist näitab mitmekesisuse vähenemine ja lahtise vetikamati hulga suurenemine. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika puudub. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid. Ekspertteadmiste põhjal võiks pika meriheina elupaiga head seisundit kirjeldada olukord, kus: 1) põhjaloomastiku rühmadest on esindatud kirpvähilised (*Amphipoda*), kakandilised (*Isopoda*), karbid (*Bivalvia*) ja teod (*Gastropoda*); 2) lahtiste vetikate hulk koosluses on selline, mis ei ohusta pikka meriheina.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Pika meriheina elupaiga seisundit mõjutavateks peamiseks surveteguriteks on eutrofeerumine, mehaanilised häiringud ja sedimentatsioon (Duarte, 2002). Nende survetegurite toimetel on täheldatud põhjaloomastiku koosluste muutuseid (Thrush et al., 1998) ja lühiealiste vetikate hulga suurenemist (Duarte, 2002) meriheina elupaikades. Eesti mereala kohta puuduvad uuringud antropogeensete survetegurite ja meriheina vaheliste seoste selgitamiseks.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja taustatingimuste välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206

Thrush, S. F., Lawrie, S. A., Hewitt, J. E., Cummings, V. J. 1998. The problem of scale: uncertainties and implications for softbottom marine communities and the assessment of human impacts. In: Gray, J. S., Ambrose, W. Jr., Szaniawska, A. (eds) *Biogeochemical cycling and sediment ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p 195–210

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund.

Benthic community condition of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) habitat

2. Indikaatori kood.

1.6.1.2

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on põisadru (*Fucus vesiculosus*) elupaik. Potentsiaalne arendatav kvalitatiivne või kvantitatiivne indikaator hindab põhjakoosluste taksonoomilise koosseisu, liigirikkuse, erinevate taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade osakaalude põhjal põisadru elupaiga koosluse seisundit. Elupaiga head seisundit iseloomustab kõikide tüüpiliste looma- ja taimerühmade olemasolu ja lahtiste ning epifüütsete niitjate vetikate vähenemine hulk. Elupaiga seisundi halvenemist näitab mitmekesisuse vähenemine ja lahtise vetikamati ja epifüütide hulga suurenemine. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika puudub. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot. Ekspertteadmiste põhjal võiks põisadru elupaiga head seisundit kirjeldada olukord, kus: 1) põhjaloomastiku rühmadest on esindatud kirpvähilised (*Amphipoda*), kakandilised (*Isopoda*), karbid (*Bivalvia*) ja teod (*Gastropoda*); 2) lahtiste ja epifüütsete niitjate vetikate hulk elupaigas on selline, mis ei ohusta põisadru.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Põisadru elupaiga seisundit mõjutavaks peamiseks surveeguriks on eutrofeerumine (Kraufvelin & Salovius, 2004; Torn et al., 2006). Eutrofeerumise toimetel on täheldatud põhjaloomastiku koosluste muutuseid (Korpinen et al., 2010) ja lühiealiste vetikate hulga suurenemist (Torn et al., 2006) põisadru elupaikades.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja taustatingimuste välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

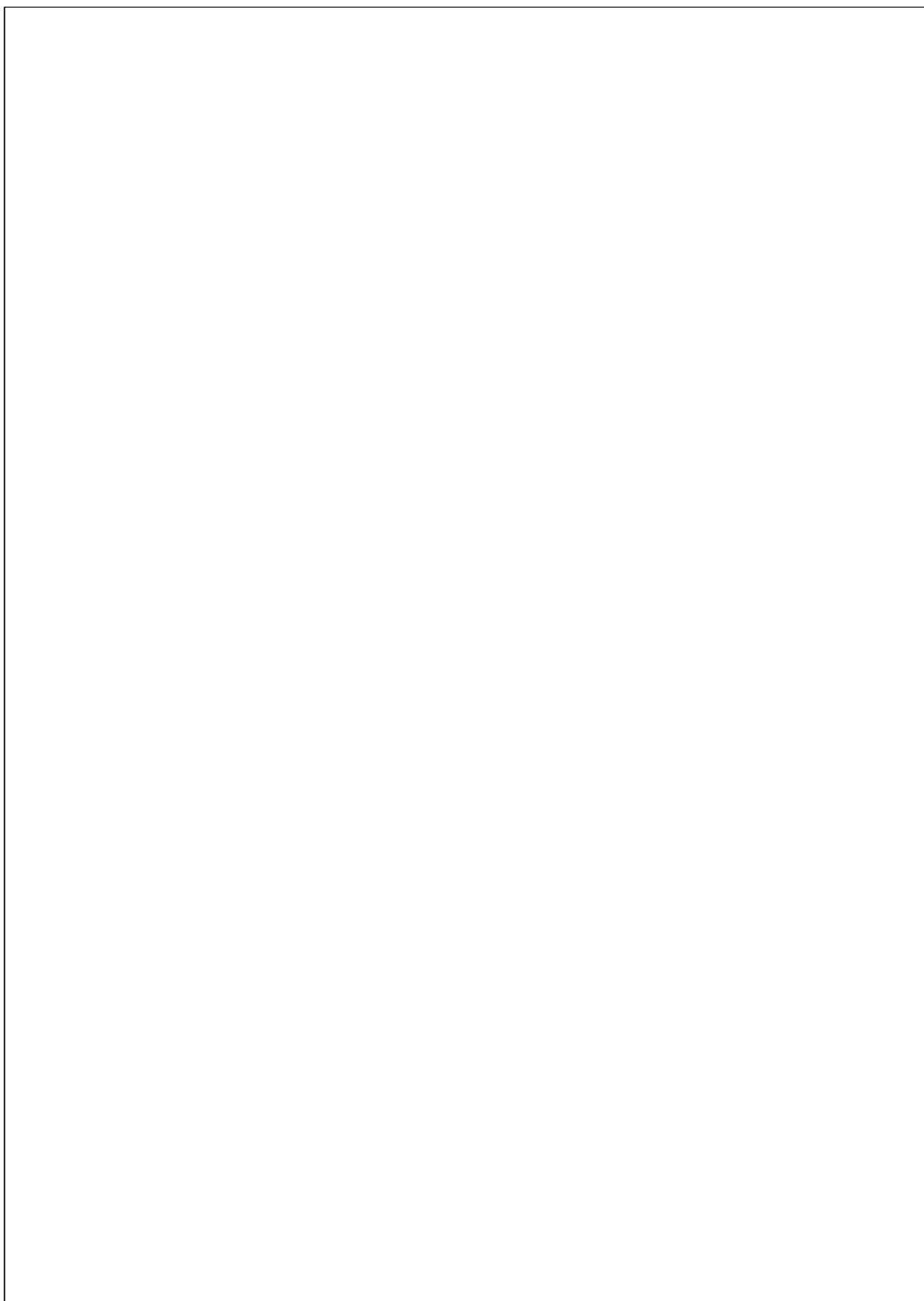
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Korpinen, S., Jormalainen, V., Pettay, E. 2010. Nutrient availability modifies species abundance and community structure of *Fucus*-associated littoral benthic fauna. *Mar. Env. Res.*, **70**, 283-292

Kraufvelin, P., Salovius, S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuar. Coast. Shelf S.*, **61**, 369-378.

Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Bot.*, **84**, 53-62

1. Indikaatori nimetus.

Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund.

Benthic community condition of *Furcellaria lumbricalis* habitat

2. Indikaatori kood.

1.6.1.3

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on agariku (*Furcellaria lumbricalis*) elupaik. Potentsiaalne arendatav kvalitatiivne või kvantitatiivne indikaator hindab põhjakoosluse taksonoomilise koosseisu, liigirikkuse, erinevate taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade osakaalude põhjal agariku elupaiga seisundit. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning vajadusel täiendavaid väliuuringuid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika puudub. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning vajadusel täiendavaid väliuuringuid.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Agarik on ohustatud peamiselt eutrofeerumise tõttu. Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate ohtrus, mis omakorda toob kaasa agariku ohtruse vähenemise. Eesti tingimustes ei ole dokumenteeritud agariku koosluste ja survetegurite vahelisi seoseid.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja taustatingimuste välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudb.

12. Kasutatud kirjandus.

Puudub.

1. Indikaatori nimetus.

Mändvetikate elupaiga põhjaelustiku koosluse seisund.

Benthic community condition of charophyte habitat

2. Indikaatori kood.

1.6.1.4

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „mereveega üleujutatud liivamadalad“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on mändvetikate elupaik. Potentsiaalne arendatav kvalitatiivne või kvantitatiivne indikaator hindab põhjakoosluse taksonoomilise koosseisu, liigirikkuse, erinevate taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade osakaalude põhjal mändvetikate elupaiga seisundit. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika puudub. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Mändvetikate elupaiga seisundit mõjutavad peamiselt eutrofeerumine ja mehaanilised häiringud (Torn, 2008). Eesti tingimustes ei ole dokumenteeritud mändvetikate koosluste seisundi ja antropogeensete survetegurite vahelisi seoseid.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja taustatingimuste välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

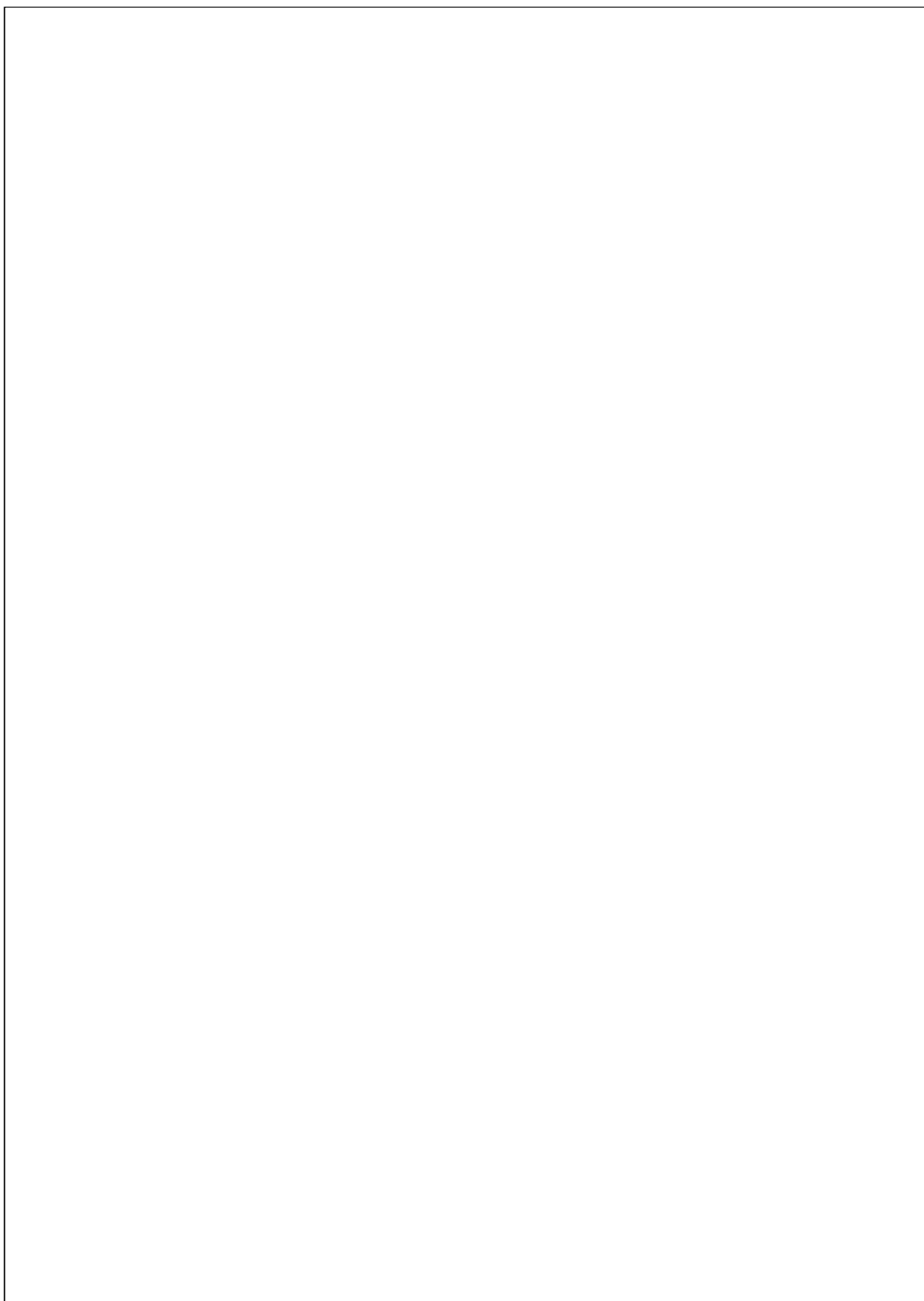
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Torn, K. 2008. *Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea*. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, 143

1. Indikaatori nimetus.

Pika meriheina (*Zostera marina*) ohtrus

Abundance of eelgrass (*Zostera marina*)

2. Indikaatori kood.

1.6.2.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi mereveega üleujutatud liivamadalad üheks väärtuslikumaks ja enim ohustatud elupaigaks on meriheina (*Zostera marina*) aasad. Meriheinad on ohustatud üle maailma peamiselt eutrofeerumise tõttu (Duarte, 2002). Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus, mis omakorda toob kaasa meriheina ohtruse (katvus, biomass või võrsete arv) vähenemise (Rask et al., 1999; Krause-Jensen et al., 2003). Meriheina ohtrus määrab elupaiga kvaliteedi – mida vähemaks jääb meriheina, seda vähemväärtuslikuks muutub elupaik teiste organismide jaoks (Boström & Bonsdorff, 2000). Seetõttu võib meriheina ohtrust pidada heaks elupaiga seisundi indikaatoriks. Indikaatori välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot ning täiendavaid väliuuringuid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika vajab väljatöötamist. Võimalikud on katvuse, biomassi või võrsete arvu hinnangud. Indikaatori väärtuse määramise meetodika väljatöötamise eelduseks on seose dokumenteerimine meriheina ohtruse ja antropogeensete suvetegurite vahel. Hetkel dokumenteeritud seosed puuduvad Eesti mereala kohta (Möller & Martin, 2007).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus, mis omakorda toob kaasa meriheina katvuse vähenemise (Krause-Jensen et al., 2003) ja seeläbi halveneb elupaiga seisund. Meriheina ohtrust vähendavad ka mehaanilised häiringud ja suurenenud sedimentatsioon (Duarte, 2002). Eesti tingimustes ei ole seoseid meriheina ohtruse ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud ning seetõttu vajab indikaatori rakendatavus lisauuringuid (Möller & Martin, 2007).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuste määramine vajab lisauuringuid, sest Eesti tingimustes ei ole kvantitatiivseid seoseid meriheina ohtruse ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika puudub, sest Eesti tingimustes ei ole kvantitatiivseid seoseid meriheina ohtruse ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud.

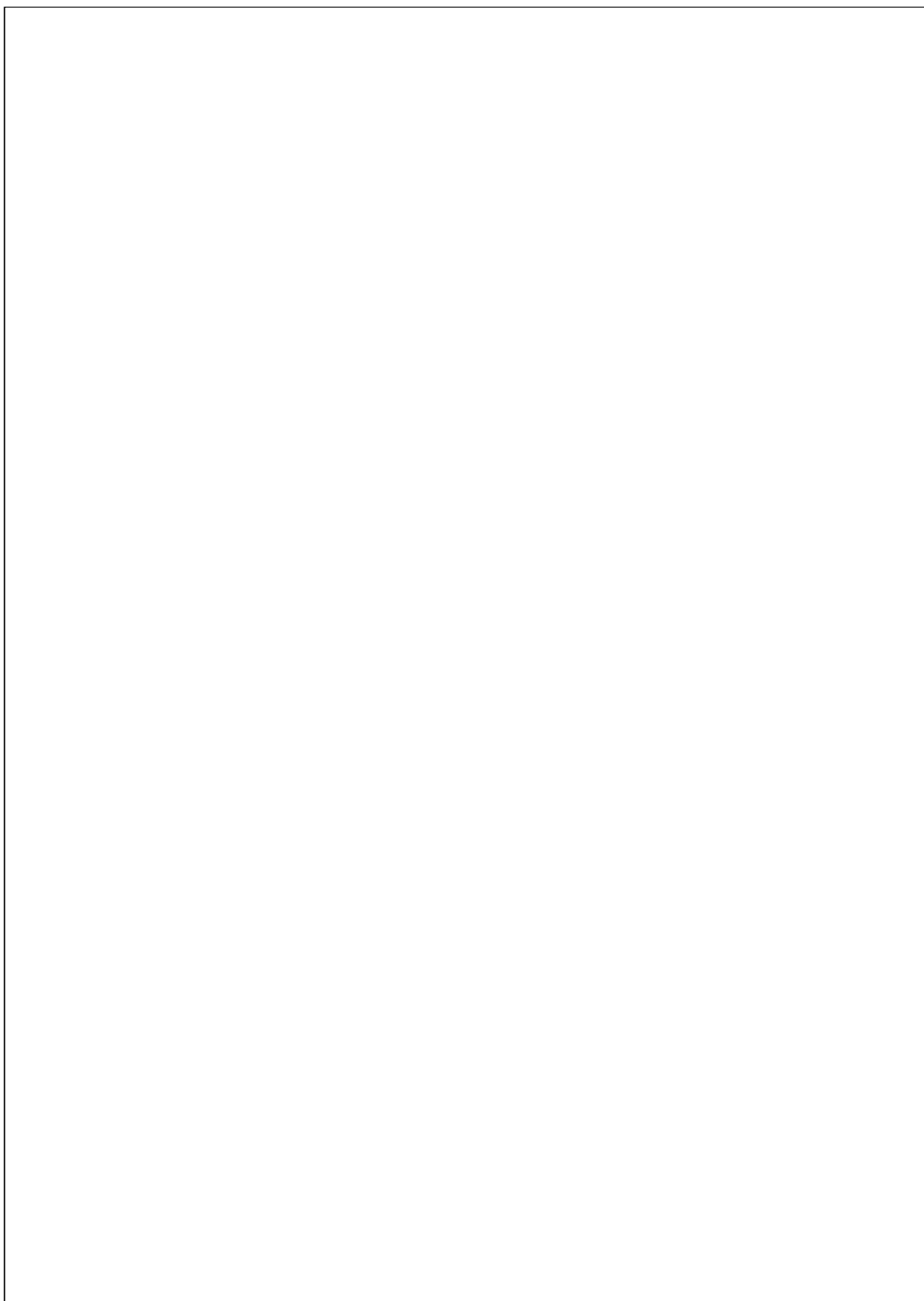
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme väärtus määramata, sest Eesti tingimustes ei ole kvantitatiivseid seoseid meriheina ohtruse ja antropogeensete survetegurite vahel dokumenteeritud.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks määramata, sest puudub metoodika (vt. punkt 6 ja 7).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Boström, C., Bonsdorff, E. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity – the importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **205**, 123-138

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, **29**, 192-206

Krause-Jensen, D., Pedersen M. F., Jensen, C. 2003. Regulation of Eelgrass (*Zostera marina*) Cover along Depth Gradients in Danish Coastal Waters. *Estuaries*, **26**, 866-877.

Möller, T., Martin, G. 2007. Distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. in the coastal waters of Estonia, NE Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **56**, 270-277.

Rask, N., Pedersen, S. E., Jensen, M. H. 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia*, **393**, 69-81.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) katvus

Cover of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*)

2. Indikaatori kood.

1.6.2.2

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

EL Loodusdirektiivi lisa 1 elupaigatüübi „karid“ üheks väärtuslikumaks elupaigaks on põisadru (*Fucus vesiculosus*) vöönd. Põisadru on ohustatud peamiselt eutrofeerumise tõttu (Torn et al., 2006). Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate ohtrus, mis omakorda toob kaasa põisadru ohtruse (katvus, biomass) vähenemise (Kraufvelin et al., 2006). Põisadru ohtrus määrab elupaiga kvaliteedi – mida vähemaks jääb põisadru, seda vähemväärtuslikuks muutub elupaik teiste organismide jaoks (Hällfors et al., 1984). Seetõttu võib põisadru ohtrust pidada heaks karide elupaigatüübi seisundi indikaatoriks. Antud töö raames teostati esialgne analüüs ja välja on pakutud esialgne hea keskkonnaseisundi piir. Indikaatori rakendamiseks on vaja teha täiendavad põhjalikud uuringud, sealhulgas põisadru ohtruse ja survetegurite vaheliste seoste analüüsid.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramiseks on soovitatav põhjataimestiku seires kasutatav transektipõhine uuring, kus oleks piisava hulga hinnangutega kaetud põisadru peamine sügavusleviku vahemik (0,5 kuni 3 m)

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Eutrofeerumise tagajärjel halveneb vee läbipaistvus ja suureneb lühiealiste niitjate vetikate hulk, mis omakorda toob kaasa põisadru ohtruse vähenemise (Kraufvelin & Salovius, 2004; Torn et al., 2006). Tuleb märkida, et põisadru katvuse absoluutväärtused ei pruugi alati eutrofeerumise suurenedes väheneda, küll aga nihkuvad maksimaalse katvuse väärtused madalama vee poole (Eriksson et al., 1998; Torn et al., 2006).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub. Indikaatori ja taustatingimuste välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat infot.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi taseme määramiseks kasutati rannikumere seire põhjataimestiku andmeid, mis olid kogutud alates üleminekust veeraamdirektiivi nõuetele vastavale meetodikale. Nendest andmetest valiti välja veekogumid ja aastad, millele oli omistatud põhjataimestiku ja –loomastiku meetrikute põhjal ökoloogilise seisundi klass „hea“ või „väga hea“. Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati põisadru katvus 25%, mis on 1. kvartiiil põisadru keskmisest katvusest transektidel sügavusvahemikus 0,5 kuni 3 m. Tegemist on antud töö raames tehtud esialgsete tulemustega ja indikaatori rakendamiseks on vaja teha põhjalikud analüüsid, sealhulgas põisadru ohtruse ja survetegurite vaheliste seoste selgitamiseks.

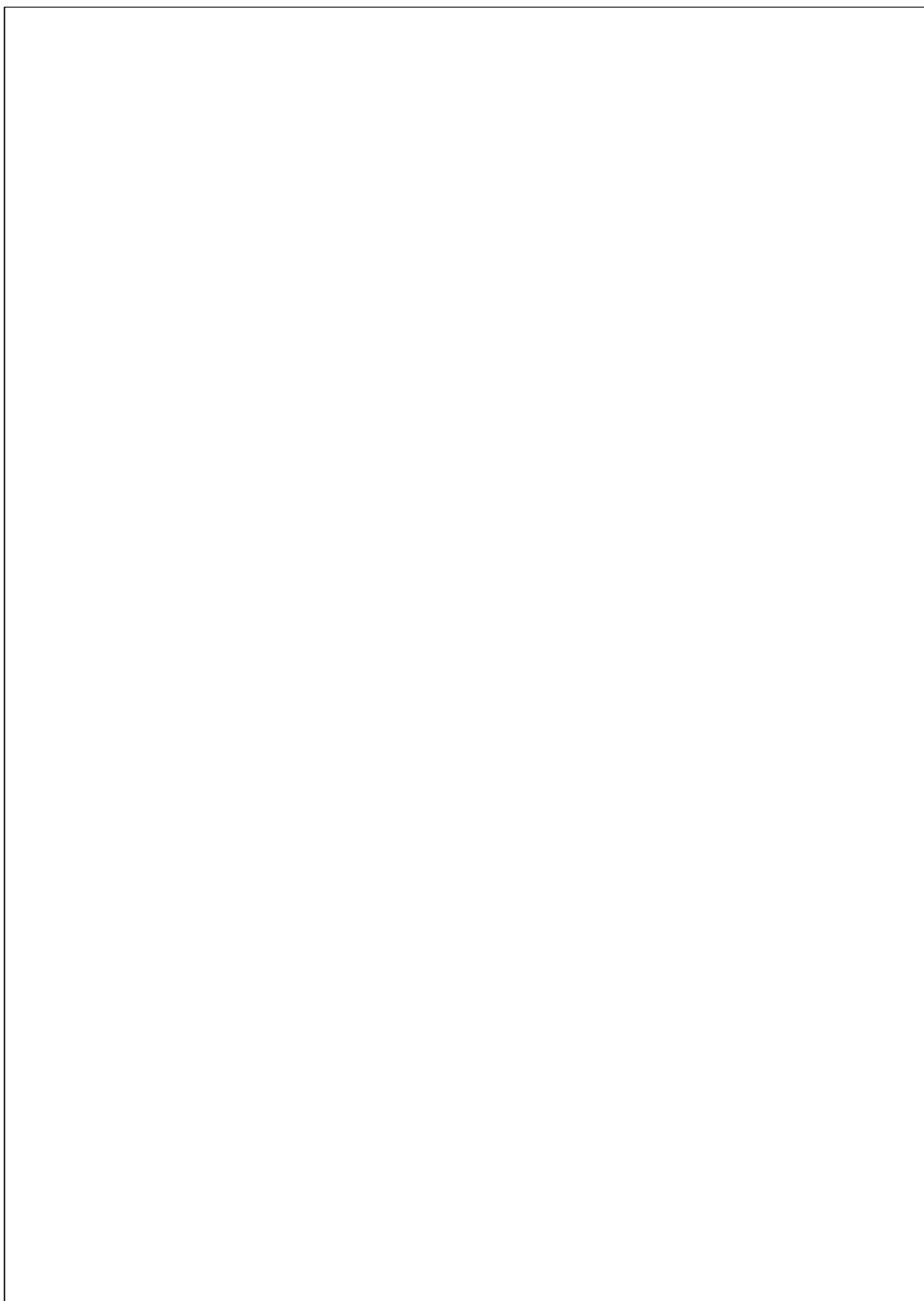
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

25%. Selgitust vt. punkt 8

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Puudub. Indikaatori ja hea keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika välja töötamine nõuab põhjalikke analüüse kasutades põhjaelustiku andmestikke ja teaduskirjanduses leiduvat.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

- Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J. Phycol.*, **33**, 241-249.
- Hällfors, G., Kangas, P., Niemi, Å. 1984. Recent changes in the phytal at the south coast of Finland. *Ophelia*, **Suppl. 3**, 51-59.
- Kraufvelin, P., Salovius, S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuar. Coast. Shelf S.*, **61**, 369-378.
- Kraufvelin, P., Moy, F. E., Christie, H., Bokn, T. L. 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: Delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems*, **9**, 1076-1093.
- Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Bot.*, **84**, 53-62

1. Indikaatori nimetus.

Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI).

Mean maximum length across all fish species found in monitoring catches (MMLI)

2. Indikaatori kood.

1.7.1.1.

3. Autor(id)

Roland Svirgsden, Lauri Saks

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab töõnduspüügi mõju kogu kalastikule ning töötati algselt välja kasutamiseks Kalalanduse andmekogumise programmis (ICES, 2012). MMLI kirjeldab kõigi seirepüükidesse sattunud kalaliikide maksimaalsete pikkuste ning arvukuste vahelise seosena seda, kui suured kalad seirepüükides on. Kuna töõnduspüük on enamasti selektiivne suuremate kalade suhtes siis eeldatakse, et töõnduspüügi surve tagajärjel langeb MMLI väärtus (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012). Ehk teisisõnu kirjeldab MMLI seda, kui suur osa kalakooslusest moodustavad suurekasvulised liigid ja kui suure osa väikesekasvulised liigid. Samas eirab MMLI püütud isendite empiirilisel mõõdetud suurusi ja ei ole seega tundlik arvukate noorkalapõlvkondade suhtes (ICES, 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

MMLI arvutamiseks saadi andmestik Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM metoodikale

(Thoresson, 1993). MMLI arvutati vastavalt (ICES, 2012)
$$MMLI = \frac{\sum_j (L_{\max j} N_j)}{N}$$
, kus $L_{\max j}$ tähistab vastava kalaliigi j maksimaalset pikkust (vastavalt FishBase, 2012), N_j tähistab vastava kalaliigi j isendite arvu ja N tähistab kõikide isendite arvu seirepüügis. Kalade maksimaalsed pikkused saadi andmebaasist FishBase (Fishbase, 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

MMLI kirjeldab kõigi seirepüükidesse sattunud kalaliikide maksimaalsete pikkuste ning arvukuste vahelise seosena seda, kui suured kalad seirepüükides on. Kuna töõnduspüük on enamasti selektiivne suuremakasvuliste kalaliikide suhtes siis eeldatakse, et töõnduspüügi surve tagajärjel langeb MMLI väärtus (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012)

7. Taustatingimuste määramise metoodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise metoodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui viimastel aastatel langeva trendiga aegreale lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

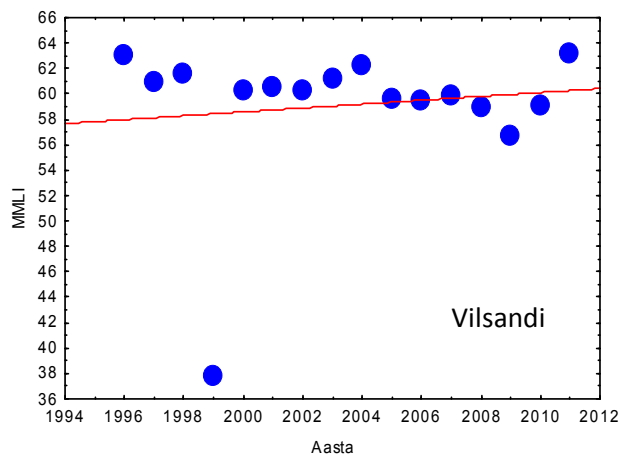
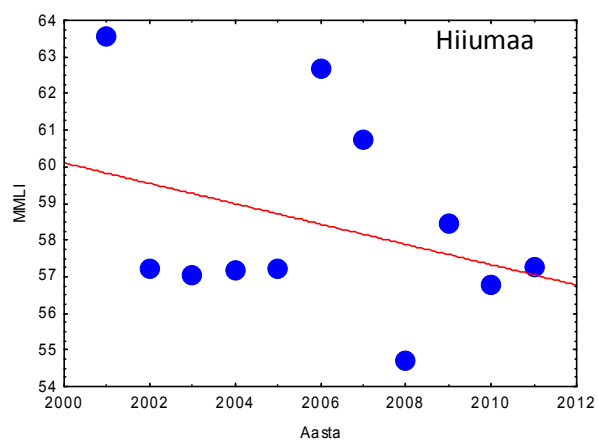
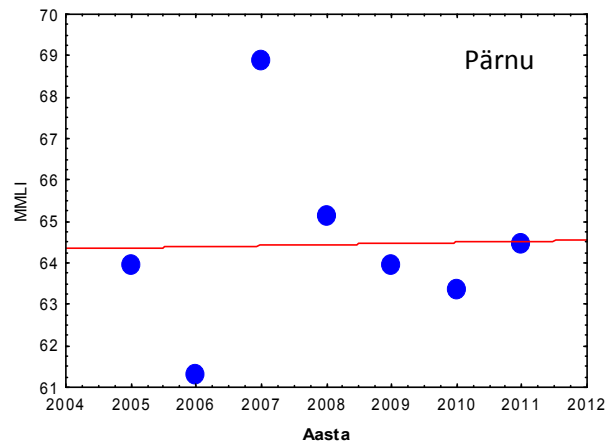
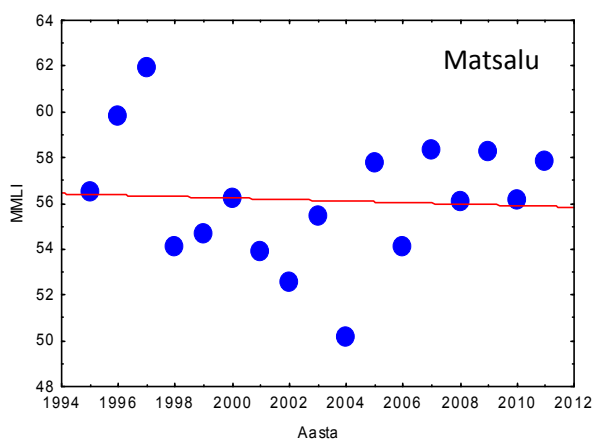
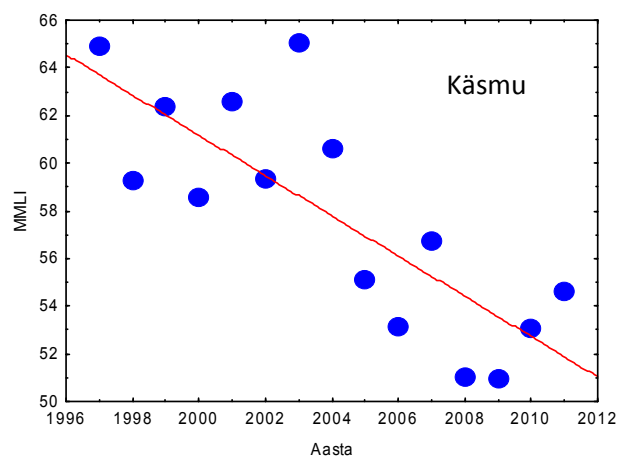
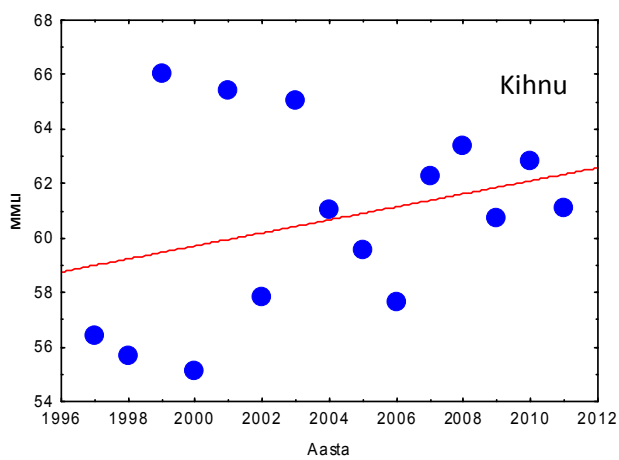
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui viimastel aastatel langeva trendiga aegreale lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI) ei ole vaadeldud perioodide jooksul süstematiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Kihnu, Pärnu, Hiiumaa, Matsalu ja Vilsandi püsiseirealadel. Tähelepanuväärne langev trend ilmnes Käsmu püsiseirealal. Seega enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat (vt. sektsioonis 11 allpool) ja järelkult võib lugeda MMLI hetkel vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus (MMLI) seirepükides.

12. Kasutatud kirjandus.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*.
ovember 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

FishBase. 2012. (Froese, R. & Pauly, D., eds) <http://www.fishbase.org>, version (04/2012).

HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J. & Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 62, 384-396.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

1. Indikaatori nimetus.

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides.

Abundance index of piscivores in monitoring catches.

2. Indikaatori kood.

1.7.1.2, (4.3.3)

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab röövkalade hulka vaadeldavas koosluses (HELCOM, 2012a). See indeks koondab endasse arvukushinnangud kõigi sellesse funktsionaalsesse rühma kuuluvate kalade kohta (Eesti merealadel ahven, haug ja koha). Kuna vaadeldakse kõiki seirepüükidesse sattuvaid vanuserühmi, siis on selle indeksi varieeruvus seotud korruga mitmete erinevate vanuserühmade arvukust (kisklus, keskkonna temperatuur, eutrofeerumine, toidukonkurents jne.), suuremate kalade puhul lisandub eelkõige töönduspüük) mõjutavate teguritega (HELCOM, 2012a; vt ka joonis sektsioonis 6). Seejuures on aga selle indeksi väärtus tugevalt seotud noorkalade arvuga – väga tugevad noorkalade põlvkonnad võivad selle indeksi väärtust kiiresti tõsta, seejuures võib aga suguküpsete röövkalade arvukus olla väga madal. Ometigi on aga senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju röövkalade kooslusele (HELCOM, 2012b). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte kalade hulk tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb.

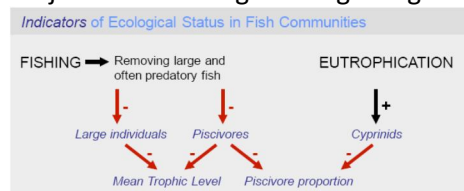
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide andmestiku põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993). Röövkalade arvukusindeks seirepüükides arvutatakse kui summaarne röövkalade (ahven, haug, koha) CPUE (Catch Per Unit Effort – CPUE) - arv ühe püügiühiku (seirejaam) kohta (Eschbaum et al., 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Kuna vaadeldakse kõiki seirepüükidesse sattuvaid vanuserühmi, siis on selle indeksi varieeruvus seotud korruga mitmete erinevate vanuserühmade arvukust (noorkaladel kisklus, keskkonna temperatuur, eutrofeerumine, toidukonkurents jne., suuremate kalade puhul lisandub eelkõige töönduspüük) mõjutavate teguritega (HELCOM, 2012a). Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju röövkalade kooslusele (HELCOM, 2012b). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte kalade hulk tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb.

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks röövkalade arvukus olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetoodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetoodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale lisanduvad andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

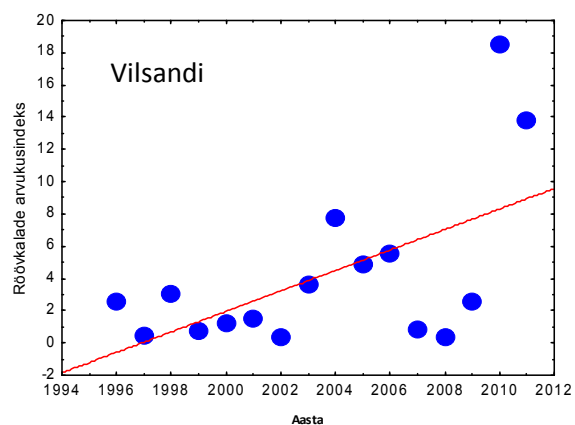
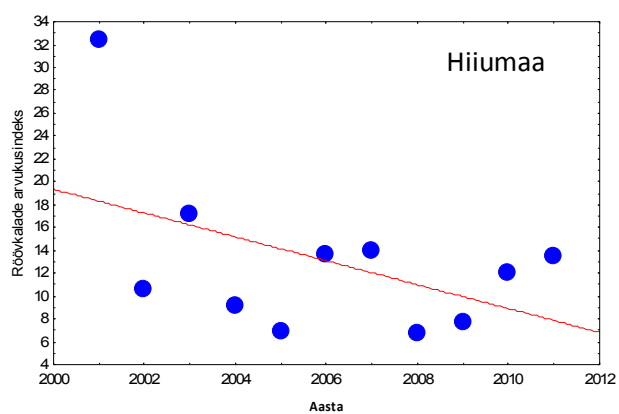
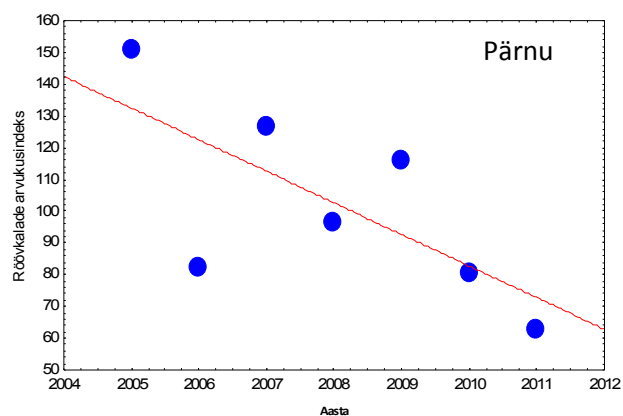
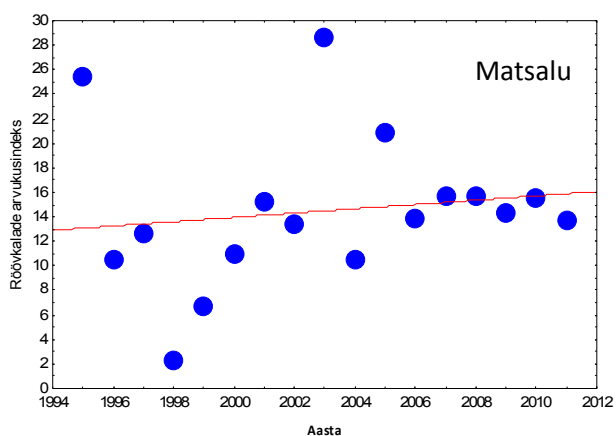
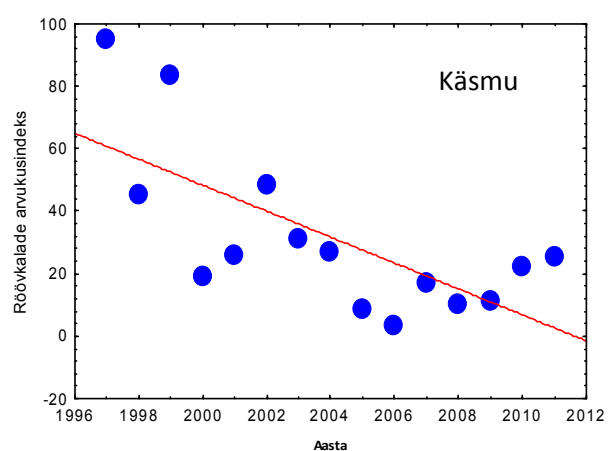
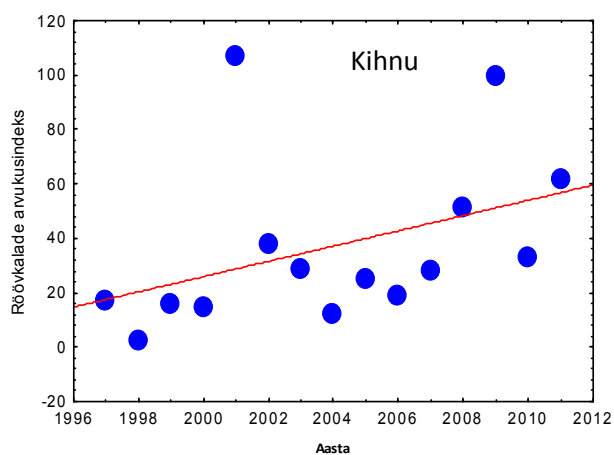
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstemaatiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Matsalu ja Hiiumaa püsiseirealadel, langev trend ilmnes Käsmu ja Pärnu püsiseirealadel ning tõusev trend ilmnes Kihnu ja Vilsandi püsiseirealadel (vt. sektsioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et kõigi nelja stabiilse ja negatiivse trendiga seirealadel puhul torkab silma, et indikaatori väärtus on teinud läbi väga sügava languse kohe esimestel seireaastatel. See langeb kokku ajaga, mil Eesti rannikumere kalastik oli väga tugeva ülepüügi surve all (Ådjers et al, 2006; HELCOM, 2012 b). Nõnda on väga tõenäoline, et vaadeldud stabiilsed trendid iseloomustavad tegelikult röövkalade populatsiooni madalseisu Matsalu ja Hiiumaa püsiseirealadel. Seega, enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üheselt mõistetavat trendi puudumist või tõusu (vt. sektsioonis 11 allpool) ja järelikult ei saa lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrategia Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Röövkalade arvukusindeks seirepüükides erinevatel seirealadel.

12. Kasutatud kirjandus.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*.
November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. Balt. Sea Environ. Proc. No. 131.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

1. Indikaatori nimetus.

Kalakoosluse troofsusindeks.

Community trophic index.

2. Indikaatori kood.

1.7.1.3, (4.3.4)

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab erinevate troofiliste tasemetega kalaliikide osakaalu koosluses (HELCOM, 2012a). Seega kirjeldab kalakoosluse troofsusindeks kalakoosluse üldist troofilist taset. Eeldatakse, et indikaatori dünaamika peegeldab muutusi erinevate funktsionaalsete rühmade proportsionaalses arvukuses (HELCOM, 2012a). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b, Pauly et al., 1998), et suurte röövkalade hulk populatsioonis tugeva püügisurve tingimuses langeb ning lepiskalade osakaal tõuseb, mis toob endaga kaasa kalakoosluse troofsustaseme languse (vt ka joonis sektsioonis 6). Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju kalakooslusele (HELCOM, 2012b). Väga madalaid kalakoosluse troofsusindeksi väärtusi seostatakse väga kõrge lepiskalade osakaaluga koosluses (HELCOM, 2012a).

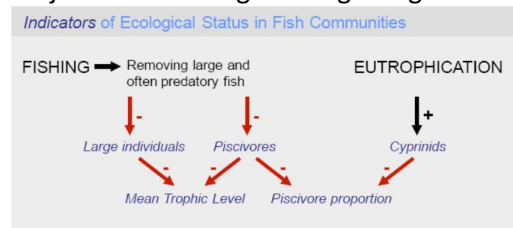
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Kalakoosluse troofsusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide põhjal (Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoreson, 1993). Kalaliikidele iseloomulikud troofsushinnangud saadi andmebaasist FishBase (Fishbase, 2012). Kalakoosluse troofsusindeks iga seirealal iga aasta kohta eraldi arvutati kui kõigi kalaliikide troofsuste keskmine, kusjuures iga kalaliigi keskmine troofsustase oli eelnevalt kaalutud selle kalaliigi arvukuse suhtes seirepüükides (vastavalt HELCOM, 2012b).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b, Pauly et al., 1998), et suurte röövkalade hulk populatsioonis tugeva püügisurve tingimuses langeb ning lepiskalade osakaal tõuseb, mis toob endaga kaasa kalakoosluse troofsustaseme languse. Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju kalakooslusele (HELCOM, 2012b). Väga madalaid kalakoosluse troofsusindeksi väärtusi seostatakse väga kõrge lepiskalade osakaaluga koosluses (HELCOM, 2012a).

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks kalakoosluse troofsusindeks olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale oli viimastel aastatel lisandunud andmeid, mis viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

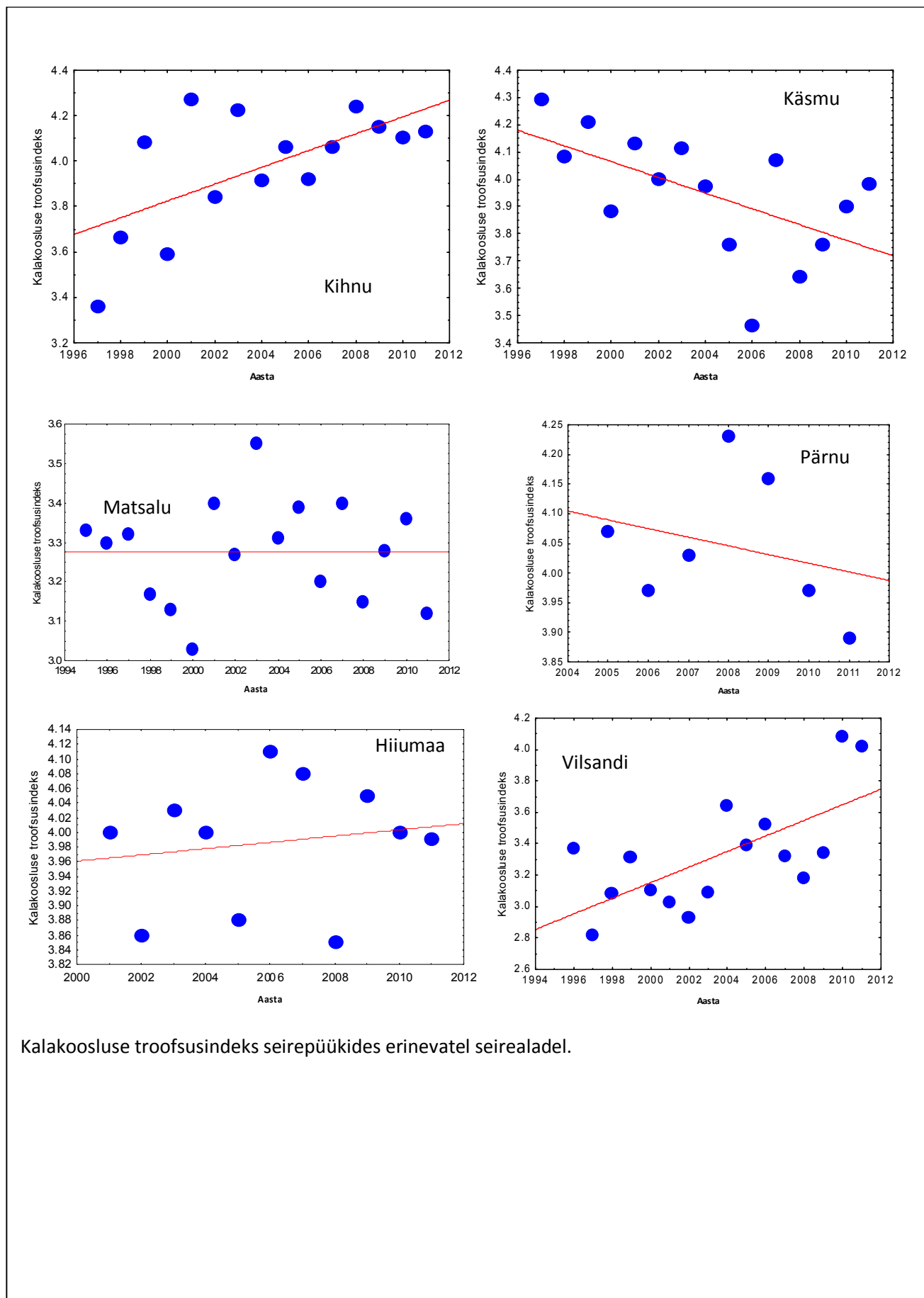
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale oli viimastel aastatel lisandunud andmid, mis viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kalakoosluse troofsusindeks ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstematiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Matsalu, Hiiumaa ja Pärnu püsiseirealadel, langev trend ilmnes Käsmu püsiseirealal ning tõusev trend ilmnes Kihnu ja Vilsandi püsiseirealadel (vt. seksioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et kõigi stabiilse trendiga seireala puhul on indikaatori väärtus väga varieeruv. See võib tuleneda mõne kalaliigi arvukuse (tõenäoliselt ahvena väga tugevad põlvkonnad, kus noorkalade hulk väga suur) väga suurtest kõikumistest vaadeldava perioodi vältel. Enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegridades üheselt mõistetavat trendi langust (vt. seksioonis 11 allpool) ja järelikult võib lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrategie Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Kalakoosluse troofsusindeks seirepükides erinevatel seirealadel.

12. Kasutatud kirjandus.

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

FishBase. 2012. (Froese, R. & Pauly, D., eds) <http://www.fishbase.org>, version (04/2012).

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. XXX A

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 131.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, Jr.F. 1998. Fishing down the marine food webs. *Science*, 279, 860-863.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. *Kustrapport*, 1993: 35 pp

Tunnus 2. Inimtegevuse tulemusel sissetoodud võõrliigid jäävad tasemele, millel ei ole negatiivset mõju ökosüsteemile.

1. Indikaatori nimetus.

Pelaagiliste võõrselgrootute arvukus,
Abundance of alien pelagic invertebrate species

2. Indikaatori kood.

2.1.1.1

3. Autor(id)

Henn Ojaveer, Arno Põllumäe

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab pelaagiliste võõrselgrootute liikide arvukust, selle pika-ajalist dünaamikat ja arvukuse tasemeid analüüsituna STARS rezhiimihke tuvastamise meetodil (Rodionov 2004, Rodionov and Overland 2005). Indikaator hõlmab endas kolme liiki – vesikirp *Cercopagis pengoi* ning tõruvähi *Balanus improvisus* ja Virgiinia keeritsussi *Marenzelleria neglecta* vastseid (TÜ Eesti Mereinstituut 2012). Sõltuvalt andmete olemasolust on väga tõenäoline, et lähiajal lisandub siia neljas liik – vesikirbuline *Evadne anonyx* (Põllupüü et al. 2009). Zooplanktoni arvukuse/biomassi mõõdikut kasutatakse laialdaselt zooplanktoni ajalis-ruumilise dünaamika uurimisel (nt. Möllmann et al. 2000, HELCOM 2009) ja seetõttu on antud indikaator üldjoontes universaalne ning tulemused võrreldavad mujal Läänemeres tehtuga.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Mesozooplanktoni uurimisel lähtutakse HELCOM COMBINE programmi meetodikast. Proovid on kogutud kvantitatiivse Juday tüüpi planktonivõrgu vertikaalsete tõmmetega Liivi- ja Soome lahes maist septembrini. Liivi lahes koguti proove iganädalaselt (alates aastast 1957) ning Soome lahes paar korda aastas (alates aastast 1963). Võrgu suudmeava pindala on 0,1 m², filtreeriva osa tihedus 0,1 mm. Zooplanktoni arvukus on toodud isendite hulgana kuupmeetri merevee kohta. Suuremõõtmeliste vesikirbuliste (*Cercopagis pengoi*) isendite loendamiseks vaadati läbi kogu proov (TÜ Eesti Mereinstituut 2012).

Pika-ajaliste andmeridade analüüsil kasutatakse STARS rezhiimihke tuvastamise meetodit, mis põhineb järjestikustel t-testidel (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). See meetod on kasutusel ökosüsteemide rezhiimihete analüüsil (Diekmann and Möllmann 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Uute võõrliikide sissetuleku olulisemaks kriteeriumiks on hüdrokliima sarnasus liigi päritolupiirkonna ja koloniseeritava piirkonna vahel. Läänemeres võõrliikide puhul on konkreetseteks olulisimateks parameetriteks soolsus ja temperatuur (Ojaveer et al. 2011a). Hiljutised uuringud näitavad, et kuigi Eesti rannikut ümbritsevate Läänemere erinevates alabasseinides võib olla võõrliikide arvukuse dünaamika ning seda mõjutavad konkreetset keskkonnaparameetrid erinevad, mõjutab termiline režiim kõiki meie arvukamaid merevõõrliike (Kotta et al. 2006, Ojaveer et al 2011b). Otseste ja kaudsete inimõjude kohta (nagu nt. kalapüük, eutrofeerumine, reostus) merevõõrliikidele Eesti vetes info puudub. Kuna selgrootud võõrliigid võivad moodustada olulise osa kalade toidust (Kotta et al. 2006, Lankov et al. 2010), võib kisklus toiduahela kõrgemate lülide poolt potentsiaalselt mõjutada võõrliikide arvukust.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kord juba sisse tulnud võõrliigi arvukust ei ole reeglina võimalik kontrolli all hoida ega liiki ka uuest keskkonnast elimineerida. Seetõttu on taustatingimuseks võetud olukord, kus võõrliigi arvukuse tase on vaatlusperioodi madalaim (ning seega mitte võõrliikide invasiooni-eelset olukorda).

Erinevate liikide puhul on aegridade pikkus erinev (see sõltub nii vaatlusandmete olemasolust kui ka võõrliigi invasiooni ajast) ja kuna liigi invasiooni järgselt on liigi arvukus reeglina kõrge/suurenev, millele järgneb stabilisatsiooni faas, ei pruugi kõik andmerealad (ja nende alusel arvutatud arvukuse režiimid) olla 100% võrreldavad.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Aastatevahelisi muutusi indikaatori aegridades analüüsitakse eraldi igas aegreas. Seda tehakse STARS režiimihke tuvastamise meetodit kasutades (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). Tulemusena saadakse arvukuse tase(med) eraldi iga aegrea kohta.

Analüüsitavate aegridade pikkus on erinevate võõrliikide puhul erinev (Ojaveer et al. 2011, TÜ Eesti Mereinstituut 2012) ning sõltuvalt andmete olemasolust võib analüüsitavate liikide aegridu lisanduda.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Baseerudes tõsiasjal, et kord juba sisse tulnud võõrliiki on merekeskkonnast ebareaalne elimineerida nagu ka ta arvukust kontrolli all hoida (Ojaveer et al. 2011a), tuleb hinnangutes põhineda olukorral, et võõrliigi olemasolu uues keskkonnas on vältimatu (ICES 2012). Lähtudes ka tunnus 2 suunitlusest (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsalt) defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridades ei ole võõrliikide arvukuse tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim arvukuse tase.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Olemasolevate andmete baasil tuleb järeldada, et kõigi kolme arvukaima pelaagilise võõrliigi arvukus on viimasel ajal hüppeliselt suurenenud (Ojaveer et al. 2011b, TÜ Eesti Mereinstituut 2012; vt. ka punkt #11 allpool). Seetõttu ei saa käesoleval ajal lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks HKS tasemele.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Kolme võõrzooplankteriliigi arvukuse pika-ajaline dünaamika Liivi- ja Soome lahes. Mustad rombid – Liivi laht, valged rombid – Soome laht (Ojaveer et al. 2011b)

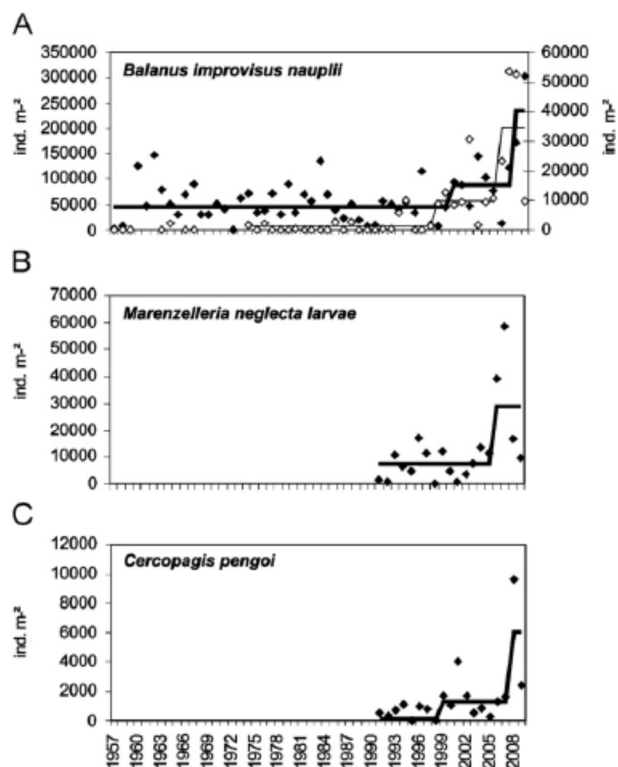


Fig. 3. Long-term abundance dynamics of three alien zooplankton species in the Gulf of Riga (filled diamonds) and the Gulf of Finland (open diamonds). The lines indicate abundance regimes.

12. Kasutatud kirjandus.

- Diekmann, R., and Möllmann, C. (Eds). 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 pp.
- HELCOM 2009. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 116B.
- ICES. 2012. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 14 - 16 March 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:31. 301 pp.
- Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Lankov, A., Lauringson, V., Põllumäe, A., Ojaveer, H. 2006. Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. Helgol Mar Res 60: 106–112
- Lankov A, Ojaveer H, Simm M, Põllupüü M and others (2010). Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea) - the importance of changes in the zooplankton community. J Fish Biol 77: 2268–2284.
- Möllmann, C, Kornilovs, G. and Sidrevics, L. 2000. Long-term dynamics of main zooplankton species in the central Baltic Sea. Journal of Plankton Research 22: 2015-2038.
- Ojaveer, H., Kotta, J. and Eek, L. 2011a. Vee võõrliikide käsiraamat. Tallinn, 66 pp.
- Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011b. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. Environmental Research, 111, 933–942.
- Põllupüü, M., Simm, M., Põllumäe, A. and Ojaveer, H. 2008. Successful establishment of the Ponto-Caspian alien cladoceran *Evadne anonyx* G.O. Sars 1897 in low-salinity environment in the Baltic Sea. Journal of Plankton Research 30: 777-782
- Rodionov, S., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. Geophys. Res. Lett. 31, L09204.
- Rodionov, S.N., Overland, J.E., 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. ICES J. Mar. Sci. 62, 328–332.
- TÜ Eesti Mereinstituut 2012. Rannikumere operatiivseire aruanne 2011. Tallinn, 2012. 165 lk.

1. Indikaatori nimetus.

Põhjasuurselgrootud võõrliikide biomass
 Biomass of alien benthic invertebrate species

2. Indikaatori kood.

2.1.1.2

3. Autor(id)

Henn Ojaveer, Arno Põllumäe

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab põhjasuurselgrootud võõrliikide biomassi, selle pika-ajalist dünaamikat ja biomassi tasemeid analüüsituna STARS rezhiimihke tuvastamise meetodil (Rodionov 2004, Rodionov and Overland 2005). Indikaator hõlmab endas järgnevaid liike: liiva uurikkarp *Mya arenaria*, virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta*, tõruvähk *Balanus improvisus*, võõt-kirpvähk *Gammarus tigrinus*, rändtigu *Potamopyrgus antipodarum* ja rändkarp *Dreissena polymorpha* (Ojaveer et al. 2011a). Sõltuvalt andmete olemasolust ja võimalike uute võõrliikide invasioonist võimaldab pakutav raamistik lisada ka uusi liike (nt. 2011.a. Eestis esmakordselt leitud mudakrabi *Rhithropanopeus harrisi*; TÜ Eesti Mereinstituut 2012, ICES 2012).

Põhjasuurselgrootute biomassi mõõdikut kasutatakse laialdaselt põhajalustiku dünaamika uurimisel (nt. TÜ Eesti Mereinstituut 2012) ja seetõttu on antud indikaator üldjoontes universaalne ning tulemused võrreldavad mujal Läänemeres tehtuga.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põhjasuurselgrootuid on kogutud van Veen tüüpi põhjaammutajaga kuues piirkonnas Liivi lahes ja kahes piirkonnas Soome lahes (iga piirkond hõlmab endas 1-3 uurimisjaama) mais-juunis alates aastast 1993. Proovid pesti nailonsõeltel (siidi ava diameeter on 0,25 mm) ning säilitati -20°C juures kuni laboratoorse analüüsini. Põhjaloostiku liikide kuivkaal määrati 1 m² kohta. Proovide kogumisel ja analüüsimisel kasutati HELCOM-i poolt väljatöötatud metoodilisi standardeid (http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/Contents/). See tagab põhjaloostiku ülevaate võrreldavuse teiste Läänemere põhjaloostiku uuringutega (Ojaveer et al. 2011a; TÜ Eesti Mereinstituut 2012).

Pika-ajaliste andmeridade analüüsil kasutatakse STARS rezhiimihke tuvastamise meetodit, mis põhineb järjestikustel t-testidel (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). See meetod on kasutuses ökosüsteemide rezhiimihete analüüsil (Diekmann and Möllmann 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Uute võõrliikide sissetuleku olulisemaks kriteeriumiks on hüdrokliima sarnasus liigi päritolupiirkonna ja koloniseeritava piirkonna vahel. Läänemeres võõrliikide puhul on konkreetseteks olulisimateks parameetriteks soolsus ja temperatuur (Ojaveer et al. 2011b). Hiljutised uuringud näitavad, et kuigi Eesti rannikut ümbritsevate Läänemere erinevates alabasseinides võib olla võõrliikide arvukuse dünaamika ning seda mõjutavad konkreetset keskkonnaparameetrid erinevad, mõjutab termiline režiim meie arvukamaid merevõõrliike (Kotta et al. 2006; Ojaveer et al 2011a). Otseste ja kaudsete inim mõjude kohta (nagu nt. kalapüük, eutrofeerumine, reostus) merevõõrliikidele Eesti vetes info puudub. Põhja suurselgrootud võõrliikide arvukust ja nende levikut võib mõjutada ka kisklus toiduahela kõrgemate lülide poolt ning kiskluse ja toidukonkurentsi koosmõju (Kotta et al. 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kord juba sisse tulnud võõrliigi populatsiooni suurust ei ole reeglina võimalik kontrolli all hoida ega liiki ka uuest keskkonnast elimineerida. Seetõttu on taustatingimuseks võetud olukord, kus võõrliigi biomassi tase on vaatlusperioodi madalaim (ning seega mitte võõrliikide invasiooni-eelset olukorda; ICES 2012). Erinevate liikide puhul võib aegridade pikkus olla erinev (see sõltub nii vaatlusandmete olemasolust kui ka võõrliigi invasiooni ajast) ja kuna liigi invasiooni järgselt on liigi arvukus/biomass reeglina kõrge/suurenev, millele järgneb stabilisatsiooni faas, ei pruugi kõik andmerekad (ja nende alusel arvutatud biomassi tasemed) olla 100% võrreldavad.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Aastatevahelisi muutusi indikaatori aegridades analüüsitakse eraldi igas aegreas. Seda tehakse STARS režiimihke tuvastamise meetodit kasutades (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). Tulemusena saadakse biomassi tase(med) eraldi iga aegrea kohta.

Analüüsitavate aegridade pikkus võib olla erinevate võõrliikide puhul erinev (Ojaveer et al. 2011a, TÜ Eesti Mereinstituut 2012) ning sõltuvalt andmete olemasolust võib analüüsitavate liikide aegridu lisanduda.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Baseerudes tõsiasjal, et kord juba sisse tulnud võõrliiki on merekeskkonnast ebareaalne elimineerida nagu ka ta biomassi kontrolli all hoida (Ojaveer et al. 2011a), tuleb hinnangutes põhineda olukorral, et võõrliigi olemasolu uues keskkonnas on vältimatu (ICES 2012). Lähtudes ka tunnus 2 suunitlusest (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsalt) defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridadest ei ole võõrliikide biomassi tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim biomassi tase.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Olemasolevate andmete baasil tuleb järeldada, et üheksast kahe aegrea puhul on põhjasaurselgrootud võõrliikide biomass viimasel ajal hüppeliselt suurenenud (Ojaveer et al. 2011a; vt. ka punkt #11 allpool – joonised A-D). Seetõttu ei saa käesoleval ajal lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks HKS tasemele.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Põhjasuurselgrootute võõrliikide biomassi pika-ajaline dünaamika Liivi- ja Soome lahes perioodil 1991-2009. Mustad rombid – Liivi laht, valged rombid – Soome laht (Ojaveer et al. 2011a)

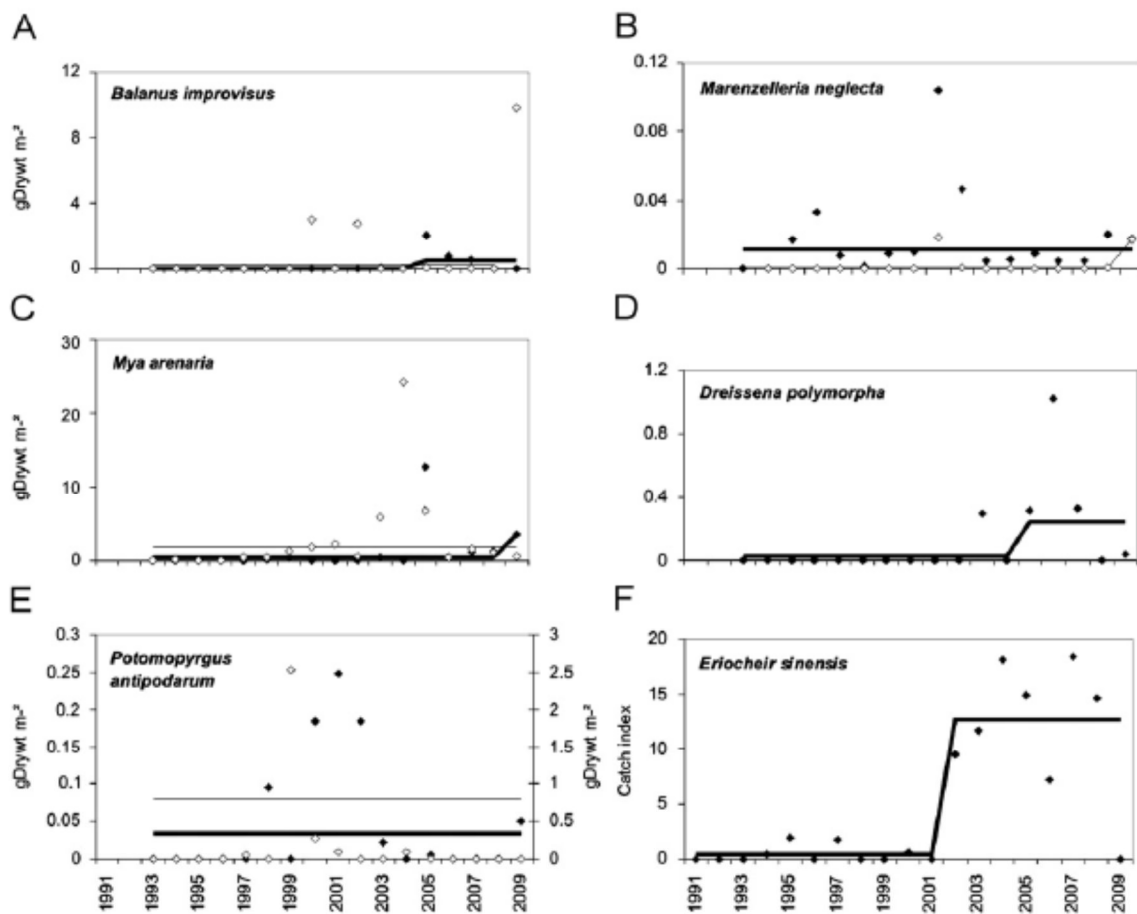


Fig. 4. Long-term biomass dynamics of six alien zoobenthos species in the Gulf of Riga and the Gulf of Finland. For legend, see Fig. 3.

12. Kasutatud kirjandus.

Diekmann, R., and Möllmann, C. (Eds). 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 pp.

ICES. 2012. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 14 - 16 March 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:31. 301 pp.

Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Lankov, A., Lauringson, V., Põllumäe, A., Ojaveer, H. 2006. Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 60: 106–112

Kotta, J., Orav-Kotta, H., Herkül, K. 2010. Separate and combined effects of habitat-specific fish predation on the survival of invasive and native gammarids. *Journal of Sea Research*, 64, 369–372.

Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011a. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. *Environmental Research*, 111, 933–942.

Ojaveer, H., Kotta, J. and Eek, L. 2011b. Vee võõrliikide käsiraamat. Tallinn, 66 pp.

Rodionov, S., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophys. Res. Lett.* 31, L09204.

Rodionov, S.N., Overland, J.E., 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 328–332.

TÜ Eesti Mereinstituut 2012. Rannikumere operatiivseire aruanne 2011. Tallinn, 2012. 165 lk.

1. Indikaatori nimetus.

Võõrliikide osakaal zooplanktonikoosluse biomassis,

Percent contribution of alien species in zooplankton community biomass

2. Indikaatori kood.

2.2.1.1

3. Autor(id)

Henn Ojaveer, Arno Põllumäe

4. Indikaatori kirjeldus

Kuna liikide esinemine/mitte-esinemine analüüsitavates proovides sõltub mitmest, muuhulgas kas juhuslikust tegurist (ICES 2012), on võõrliikide keskkonnamõju indikaatorina palju kindlam kasutada populatsioonilisi parameetreid nagu näiteks arvukus või biomass.

Käesolev indikaator kirjeldab võõrliikide biomassi osakaalu kogu zooplanktonikoosluse biomassis suhtes (väljendatuna protsentides). Indikaator hõlmab endas kõiki pelagiaalis esinevaid selgrootuid võõrliike (momendil *Cercopagis pengoi*, *Evadne anonyx* ning *Balanus improvisus* ja *Marenzelleria neglecta* vastsed; Ojaveer et al. 2011a) ning ei ole tundlik uute võõrliikide invasiooni suhtes kuna võimaldab lisada uusi liike.

Liikide/funktsionaalsete rühmade biomassi suhe on laiemalt kasutusel ökosüsteemide ja koosluste troofiliste ja funktsionaalsete suhete uurimisel, kuid võõrliikide suhet koosluse biomassis ei ole seni teadaolevalt veel laialdaselt kasutatud.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Mesozooplanktoni uurimisel lähtutakse HELCOM COMBINE programmi meetodikast. Proovid on kogutud kvantitatiivse Juday tüüpi planktonivõrgu vertikaalsete tõmmetega Liivi- ja Soome lahes maist septembrini. Liivi lahes koguti proove iganädalaselt (alates aastast 1957) ning Soome lahes paar korda aastas (alates aastast 1963). Võrgu suudmeava pindala on 0,1 m², filtreeriva osa tihedus 0,1 mm. Zooplanktoni arvukus on toodud isendite hulgana kuupmeetri merevee kohta. Suuremõõtmeliste vesikirbuliste (*Cercopagis pengoi*) isendite loendamiseks vaadati läbi kogu proov (TÜ Eesti Mereinstituut 2012).

Indikaatori väärtus arvutatakse kui pelaagiliste selgrootute võõrliikide biomassi suhe zooplanktonikoosluse biomassis ning väljendatakse protsentides (Ojaveer et al. 2001a). Rohkem kui ühe aegrea olemasolu korral arvutatakse indikaatori väärtus kui aegridade aritmeetiline keskmine.

Pika-ajaliste andmeridade analüüsil kasutatakse STARS režiimihke tuvastamise meetoditi, mis põhineb järjestikustel t-testidel (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). See meetod on kasutusel ökosüsteemide režiimihete analüüsil (Diekmann and Möllmann 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Uute võõrliikide sissetuleku olulisemaks kriteeriumiks on hüdrokliima sarnasus liigi päritolupiirkonna ja koloniseeritava piirkonna vahel. Läänemeres võõrliikide puhul on konkreetseteks olulisimateks parameetriteks soolsus ja temperatuur (Ojaveer et al. 2011b). Hiljutised uuringud näitavad, et kuigi Eesti rannikut ümbritsevate Läänemere erinevates alabasseinides võib olla võõrliikide arvukuse dünaamika ning seda mõjutavad konkreetset keskkonnaparameetrid erinevad, mõjutab termiline režiim kõiki meie arvukamaid merevõõrliike (Kotta et al. 2006; Ojaveer et al 2011a). Samas, oluline on märkida, et seni ei ole veel uuritud erinevate keskkonnaparameetrite ega ka erineva inimõju (nagu nt. kalapüük, eutrofeerumine, reostus) ning toiduahela suhete võimalikku mõju antud indikaatorile.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kord juba sisse tulnud veevõõrliigi arvukust/biomassi ei ole reeglina võimalik kontrolli all hoida ega liiki ka uuest keskkonnast elimineerida (Ojaveer et al. 2011b). Seetõttu on taustatingimuseks võetud vahetult hindamisperioodi eelne olukord (ICES 2012).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Aastatevahelisi muutusi indikaatori aegridades analüüsitakse eraldi igas aegreas. Seda tehakse STARS režiimihke tuvastamise meetodit kasutades (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). Tulemusena saadakse biomassi suhte (väljendatuna protsentides) tase(med) eraldi iga aegrea kohta.

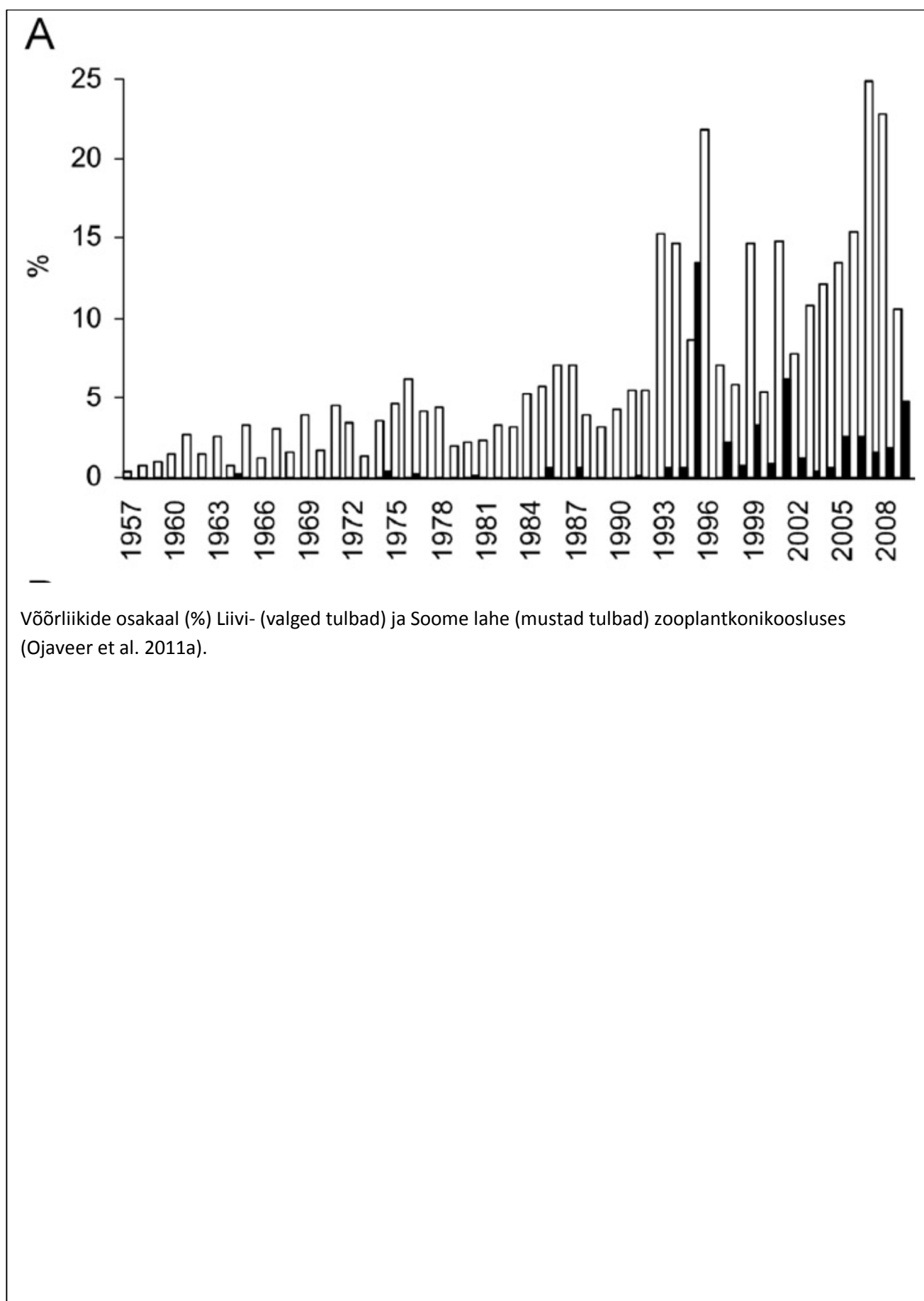
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Baseerudes tõsiasjal, et kord juba sisse tulnud võõrliiki on merekeskkonnast ebareaalne elimineerida nagu ka ta arvukust kontrolli all hoida (Ojaveer et al. 2011a), tuleb hinnangutes põhineda olukorral, et võõrliigi olemasolu uues keskkonnas on vältimatu (ICES 2012). Lähtudes ka tunnus 2 suunitlusest (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsalt) defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui indikaator ei näita hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgemat taseme väärtust kui vahetult hindamisperioodile eelnenud ajal.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Olemasolevate andmete baasil tuleb järeldada, et pelaagiliste selgrootute võõrliikide biomassi protsent on nii Soome kui aga eriti Liivi lahes viimasel aastakümnel suurem kui varem (Ojaveer et al. 2011a, vt. ka punkt #11 allpool). Seetõttu ei saa käesoleval ajal ilmselt lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks HKS tasemele. Samas, antud hinnangut tuleb käsitleda kui esialgset kuna indikaatori väärtust ei ole seni arvatatud ja rezhiimihke analüüsi ei ole teostatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Diekmann, R., and Möllmann, C. (Eds). 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 pp.

ICES. 2012. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 14 - 16 March 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:31. 301 pp.

Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Lankov, A., Lauringson, V., Põllumäe, A., Ojaveer, H. 2006. Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 60: 106–112

Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011a. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. *Environmental Research*, 111, 933–942.

Ojaveer, H., Kotta, J. and Eek, L. 2011b. Vee võõrliikide käsiraamat. Tallinn, 66 pp.

Rodionov, S., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophys. Res. Lett.* 31, L09204.

Rodionov, S.N., Overland, J.E., 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 328–332.

1. Indikaatori nimetus.

Võõrliikide osakaal põhjalähedases suurselgrootute koosluses;

Percent contribution of alien species in macrozoobenthic community biomass

2. Indikaatori kood.

2.2.1.2

3. Autor(id)

Henn Ojaveer, Arno Põllumäe

4. Indikaatori kirjeldus

Kuna liikide esinemine/mitte-esinemine analüüsitavates proovides sõltub mitmest, muuhulgas kas juhuslikust tegurist (ICES 2012), on võõrliikide keskkonnamõju indikaatorina palju kindlam kasutada populatsioonilisi parameetreid nagu näiteks arvukus või biomass.

Käesolev indikaator kirjeldab võõrliikide osakaalu põhjalähedases suurselgrootute koosluses (väljendatuna protsentides). Indikaator hõlmab endas kõiki olulisemaid põhjasuurselgrootuid võõrliike (momendil: liiva uurikarp *Mya arenaria*, virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta*, tõruvähk *Balanus improvisus*, vööt-kirpvähk *Gammarus tigrinus*, rändtigu *Potamopyrgus antipodarum* ja rändkarp *Dreissena polymorpha* (Ojaveer et al. 2011a) ning ei ole tundlik uute võõrliikide invasiooni suhtes kuna võimaldab lisada uusi liike.

Liikide/funktsionaalsete rühmade biomassi suhe on laiemalt kasutusel ökosüsteemide ja koosluste troofiliste ja funktsionaalsete suhete uurimisel, kuid võõrliikide suhet koosluse biomassi ei ole seni teadaolevalt veel laialdaselt kasutatud

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põhjasuurselgrootuid on kogutud van Veen tüüpi põhjaammutajaga kuues piirkonnas Liivi lahes ja kahes piirkonnas Soome lahes (iga piirkond hõlmab endas 1-3 uurimisjaama) mais-juunis alates aastast 1993. Proovid pesti nailonsõeltel (siidi ava diameeter on 0,25 mm) ning säilitati -20°C juures kuni laboratoorse analüüsini. Põhjaloostiku liikide kuivkaal määrati 1 m² kohta. Proovide kogumisel ja analüüsimisel kasutati HELCOM-i poolt väljatöötatud meetodilisi standardeid (http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/Contents/). See tagab põhjaloostiku ülevaate võrreldavuse teiste Läänemere põhjaloostiku uuringutega (Ojaveer et al. 2011a; TÜ Eesti Mereinstituut 2012).

Indikaatori väärtus arvutatakse kui pelaagiliste selgrootute võõrliikide biomassi suhe zooplanktonikoosluse biomassi ning väljendatakse protsentides (Ojaveer et al. 2001a). Rohkem kui ühe aegrea olemasolu korral arvutatakse indikaatori väärtus kui aegride aritmeetiline keskmine.

Pika-ajaliste andmeridade analüüsil kasutatakse STARS režiimihke tuvastamise meetoditi, mis põhineb järjestikustel t-testidel (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). See meetod on kasutusel ökosüsteemide režiimihete analüüsil (Diekmann and Möllmann 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Uute võõrliikide sissetuleku olulisemaks kriteeriumiks on hüdrokliima sarnasus liigi päritolupiirkonna ja koloniseeritava piirkonna vahel. Läänemeres võõrliikide puhul on konkreetseteks olulisimateks parameetriteks soolsus ja temperatuur (Ojaveer et al. 2011b). Hiljutised uuringud näitavad, et kuigi Eesti rannikut ümbritsevate Läänemere erinevates alabasseinides võib olla võõrliikide arvukuse dünaamika ning seda mõjutavad konkreetset keskkonnaparameetrid erinevad, mõjutab termiline režiim kõiki meie arvukamaid merevõõrliike (Kotta et al. 2006; Ojaveer et al 2011a). Samas, oluline on märkida, et seni ei ole veel uuritud erinevate keskkonnaparameetrite ega ka erineva inimõju (nagu nt. kalapüük, eutrofeerumine, reostus) ning toiduahela suhete võimalikku mõju antud indikaatorile.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kord juba sisse tulnud veevõõrliigi arvukust/biomassi ei ole reeglina võimalik kontrolli all hoida ega liiki ka uuest keskkonnast elimineerida (Ojaveer et al. 2011b). Seetõttu on taustatingimuseks võetud vahetult hindamisperioodi eelne olukord (ICES 2012).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

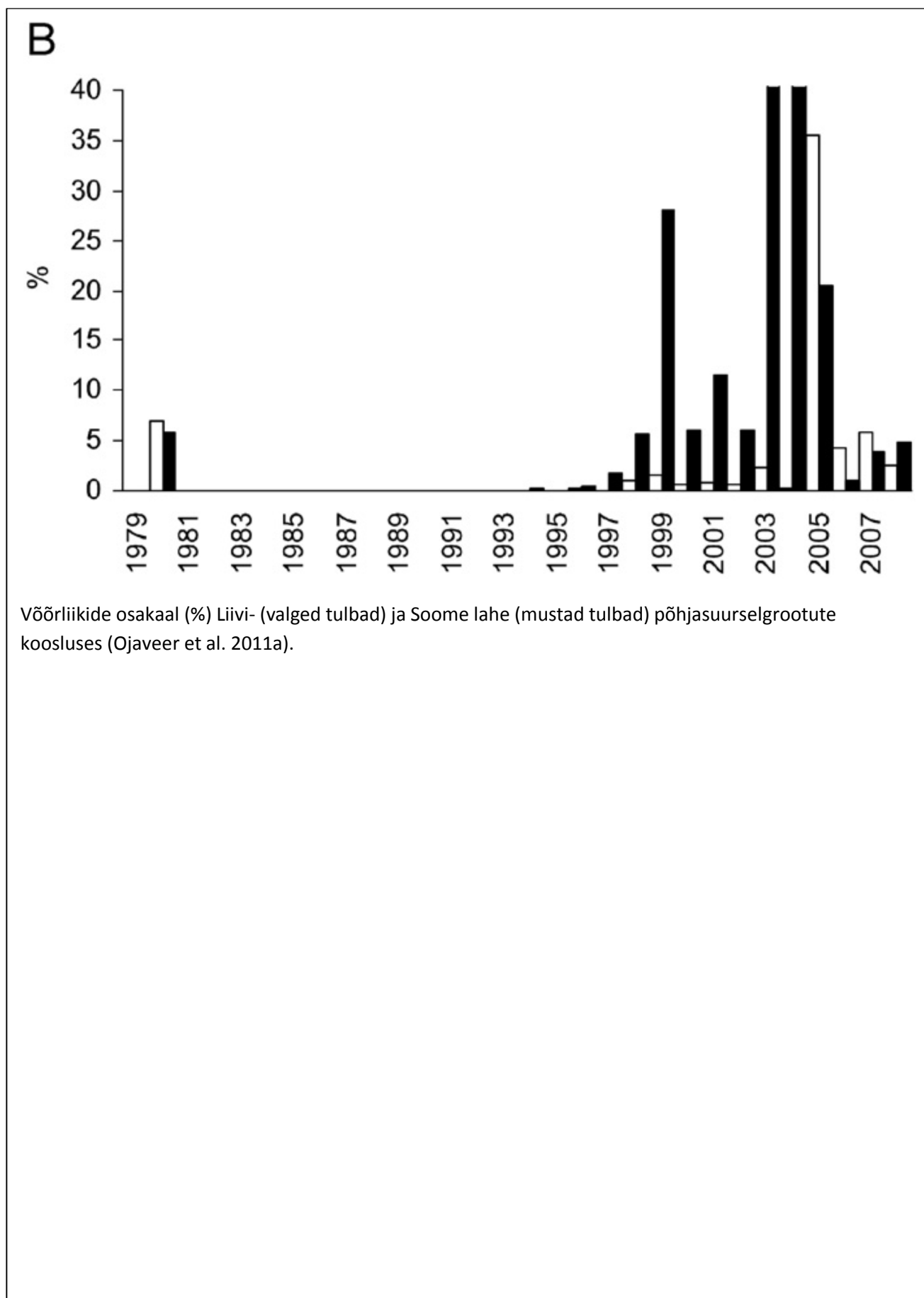
Aastatevahelisi muutusi indikaatori aegridades analüüsitakse eraldi igas aegreas. Seda tehakse STARS režiimihke tuvastamise meetodit kasutades (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). Tulemusena saadakse biomassi suhte (väljendatuna protsentides) tase(med) eraldi iga aegrea kohta.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Baseerudes tõsiasjal, et kord juba sisse tulnud võõrliiki on merekeskkonnast ebareaalne elimineerida nagu ka ta arvukust kontrolli all hoida (Ojaveer et al. 2011a), tuleb hinnangutes põhineda olukorral, et võõrliigi olemasolu uues keskkonnas on vältimatu (ICES 2012). Lähtudes ka tunnus 2 suunitlusest (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsalt) defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui indikaator ei näita hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgemat taseme väärtust kui vahetult hindamisperioodile eelnenud ajal.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Olemasolevate andmete baasil tuleb järeldada, et suurselgrootute võõrliikide biomassi protsent on nii Soome kui ka Liivi lahes viimasel paaril aastal väiksem kui 2000-ndate aastate keskel (Ojaveer et al. 2011a, vt. ka punkt #11 allpool). Seetõttu võib käesoleval ajal lugeda selle indikaatori hetkeseisu ilmselt vastavaks HKS tasemele. Samas, antud hinnangut tuleb käsitleda kui esialgset kuna indikaatori väärtust ei ole seni arvutatud ja rezhiimihike analüüsi ei ole teostatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

12. Kasutatud kirjandus.

Diekmann, R., and Möllmann, C. (Eds). 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 pp.

ICES. 2012. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 14 - 16 March 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:31. 301 pp.

Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Lankov, A., Lauringson, V., Põllumäe, A., Ojaveer, H. 2006. Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 60: 106–112

Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011a. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. *Environmental Research*, 111, 933–942.

Ojaveer, H., Kotta, J. and Eek, L. 2011b. Vee võõrliikide käsiraamat. Tallinn, 66 pp.

Rodionov, S., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophys. Res. Lett.* 31, L09204.

Rodionov, S.N., Overland, J.E., 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 328–332.

1. Indikaatori nimetus.

Bioreostuse tase

Biopollution level (BPL)

2. Indikaatori kood.

2.2.2.1

3. Autor(id)

Henn Ojaveer

4. Indikaatori kirjeldus

Bioreostuse taseme indeks on oma olemuselt kompleksindikaator, mis võtab arvesse võõrliikide levikut ja arvukust ning nende mõju kohalikele liikidele ja kooslustele, elupaikadele ning ökosüsteemi funktsioneerimisele (Olenin et al. 2007). Kõigi nelja sisendparameetri (st. võõrliikide levik ja arvukus; mõju kohalikele liikidele ja kooslustele; mõju elupaikadele; mõju ökosüsteemi funktsioneerimisele) väärtust hinnatakse 5-astmelisel skaalal ning indeksi väärtus saadakse vastavalt väljatöötatud eeskirjale (vt. punkt #11 allpool). Meetod võimaldab hinnata nii merealade seisundit (Zaiko et al. 2011) kui ka võõrliikide mõju erinevatele taksonoomilistele rühmadele ja/või toiduahela tasemetele (Olenina et al. 2010). Olulise positiivse küljena tuleb märkida, et merealade seisundi hindamisel võimaldab meetod kaasata informatsiooni kõigi võõrliikide kohta.

Käesolev indikaator on spetsiaalselt välja töötatud hindamaks võõrliikide mõju. Esialgu on seda rakendatud vaid Läänemeres, kuid teadaolevalt on alustatud tööd rakendamaks seda meetodit ka Läänemereest väljaspool (Põhjameri ja Vahemeri).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramisel kasutatakse kogu olemasolevat informatsiooni ja teadmispagasit võõrliikide kohta. Kui eesmärgiks on merealade seisundi hindamine, siis on vajalik informatsioon vastaval merealal esinevate (tegelikult kõikide) võõrliikide kohta. Eesti merevetes on olulisimateks võõrliikideks, mille kohta on info kindlasti vajalik, järgmised: liiva uurikkarp *Mya arenaria*, virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta*, vesikirp *Cercopagis pengoi*, vesikirp *Evadne anonyx*, müsiid *Palaemon elegans*, tõruvähk *Balanus improvisus*, vööt-kirpvähk *Gammarus tigrinus*, rändtigu *Potamopyrgus antipodarum*, rändkarp *Dreissena polymorpha*, Hiina villkäppkrabi *Eriocheir sinensis*, ümarmudil *Neogobius melanostomus* ja hõbekoger *Carassius gibelio*.

Indikaatori hinnang (bioreostuse tase e. võõrliikide mõju) saadakse viie-pallisel skaalal järgnevalt: 0 – mõju puudub, 1- nõrk, 2- keskmine, 3- tugev, 4-ulatuslik (Olenin et al. 2007).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaatori ja survetegurite vahelisi otseseid seoseid uuritud ei ole. Seni on peamiselt tegeldud meetodi väljatöötamise- ja esialgse rakendamisega.

Survetegurite all tuleks peamiselt arvestada merekeskkonna hüdro-kliimaatilisi (soolus, temperatuur, hapnikusisaldus) ja elustiku (eelkõige toidubaasi ja kiskjate arvukus, aga ka toidu- ja elupaiga konkurents) parameetreid. Teadaolevalt mõjutab mitmeid võõrliike kliima muutlikkus (nt. Ojaveer et al. 2011) ning see võiks omakorda avaldada mõju ka bioreostuse indeksile.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

HKS taseme määramisel taustatingimusi kasutatud ei ole.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

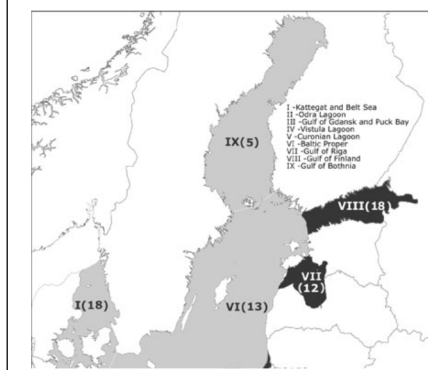
Hea keskkonnaseisundi taseme arvulised väärtused on määratud silmas pidades Tunnus 2 suunitlust (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsas suunas) ning arvestades Bioreostuse indeksi skaalalt (Olenin et al. 2007; vt. ka punktid #5 ja #11)).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Silmas pidades Tunnus 2 suunitlust (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsas suunas) ning arvestades Bioreostuse indeksi skaalat (Olenin et al. 2007) tuleb HKS lugeda saavutatuks tingimusel, kui $BPL \leq 1$. Vastavalt meetodi hindamise skeemile vastab $BPL=0$ seisundile, kus võõrliikide mõju puudub ning $BPL=1$ olekule, kus võõrliikide mõju on nõrk (Olenin et al. 2007, 2010). Kuigi ka võõrliikide nõrk mõju (st. $BPL=1$) võib avaldada kogu ökosüsteemile ebasoodsat mõju, ei saa seda pidada oluliseks ning seega tuleb lugeda $BPL \leq 1$ vastavaks HKS'le.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Bioreostuse taseme (BPL) väärtused Eestit ümbritseval merealal on järgmised: Soome- ja Liivi laht $BPL=3$ ning ülejäänud alal $BPL=2$ (Zaiko et al 2011; vt. ka kaart allpool). Antud tulemusi tuleb pidada esialgseteks.



11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Bioreostuse taseme (Biopollution level, BPL) määramisjuhend (Olenin et al. 2007)

Assessment of biopollution level (0–4) based on abundance and distribution range (ADR) and impacts of alien species on native species and communities, habitats and ecosystem functioning: “–” highly unlikely situations, explanation in text (for codes, see Text Boxes 1–4)

ADR	Impact on														
	Species and communities					Habitats					Ecosystem functioning				
	C0	C1	C2	C3	C4	H0	H1	H2	H3	H4	E0	E1	E2	E3	E4
A	0	1	–	–	–	0	1	–	–	–	0	1	–	–	–
B	1	1	2	–	–	1	1	2	3	–	1	1	2	–	–
C	1	1	2	–	–	1	2	2	3	4	1	2	2	–	–
D	–	2	2	3	4	–	2	3	3	4	–	2	2	3	4
E	–	–	3	3	4	–	2	3	3	4	–	2	3	3	4

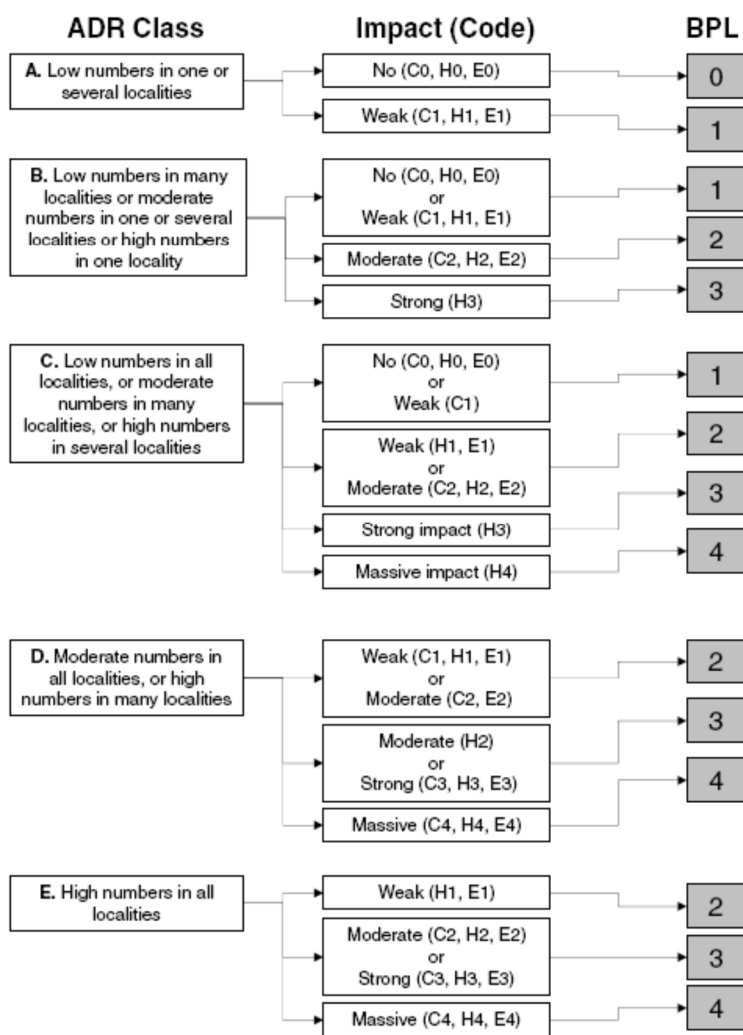


Fig. 2. The decision support scheme for assessment of biopollution level (BPL). Explanation in text.

12. Kasutatud kirjandus.

Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011b. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. *Environmental Research*, 111, 933–942.

Olenin, S., Minchin, D., and Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 55: 379-394

Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Gouletquer, Ph., Lehtiniemi, M., McCollin, T., Minchin, D., Miossec, L., Occhipinti Ambrogi, A., Ojaveer, H., Jensen, K.R., Stankiewicz, M., Wallentinus, I., Aleksandrov, B. 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 2 Report. Non-indigenous species. European Communities. 52 pp.

Olenina I. , N. Wasmund, S. Hajdu I. Jurgensone, S. Gromisz, J. Kownacka, K. Toming, D. Vaiciute, S. Olenin 2010. Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1691–1700.

Zaiko et al. 2011. Assessment of bioinvasion impacts on regional scale: a comparative approach. *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-010-9928-z

Tunnus 3. Kaubanduslikel eesmärkidel kasutatavate kala ja karploomade populatsioonid on ohututes bioloogilistes piirides, kusjuures populatsiooni vanuseline ja suuruseline koosseis annab tunnistust ressursside heast seisukorrast.

1. Indikaatori nimetus.

Räime (*Clupea harengus membras*) kalastus suremus (F)

Fishing mortality (F) of Baltic herring (Clupea harengus membras)

2. Indikaatori kood.

3.1.1.1.

3. Autor(id)

Lauri Saks, Tiit Raid

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator on kasutusel 1990 algusest (ICES 2012). Võrreldakse jooksvat kalastussuremuse (F) taset antud varuühiku kohta määratud kalastussuremuse tasemega, mis tagab pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi (Fmsy). Indeks võimaldab hinnata, kas töödussuremus hetkel ületab Fmsy.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse vastavalt ICES Läänemere Kalandustöörühma andmetele (vt. Raid *et. al.* 2012). Proovide kogumisel kasutatakse nn. juhuslike proovide meetodit, st. proovideks võetakse saagist valimatult vähemalt 100 kala. Kogutud ja analüüsitud bioloogilise materjali põhjal, ning arvestades saagiandmeid, arvutatakse hiljem saak isendites kvartalite ja ICES alampiirkondade kaupa, mis ongi põhialuseks varu suuruse määramisel analüütiliste meetoditega. 1990. a. teisest poolest on selleks meetodiks olnud kombineeritud VPA/XSA, milles kasutatakse virtuaalpopulatsioonide meetodil (VPA) saadud varu hinnangu korrigeerimiseks Läänemere pelaagiliste kalavarude rahvusvaheliste akustiliste uuringute (Baltic International Acoustic Survey – BIAS) tulemusi, Liivi lahe räime puhul lisaks nendele ka seisevnoodasaakide koosseisu ning nootade arvu.

Lisaks tööduslike saakide koosseisu monitooringule toimusid 2011.a. ka ekspeditsioonid Liivi lahele (BIAS, juulis), ja Läänemere kirdeossa ning Soome lahele (oktoobris BIAS) räime varude suuruse ja paiknemise akustiliseks hindamiseks, mille käigus koguti samuti täiendavat bioloogilist materjali katsetraalimistest. Läänemere kirdeosas ja Soome lahes toimunud pelaagiliste kalavarude akustilise hindamise (BIAS) tulemused esitatakse eraldi aruandena pärast kogutud andmete lõplikku analüüsi

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indeks hindab otseselt, kas töödussuremus ületab hetkel ICES (2011) määratud kalandussuremuse tasemest, mis tagab pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi (Fmsy). Vt. ka ICES 2012.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse vastavalt ICES Läänemere Kalandustöörühma andmetele (vt. nt. Raid *et. al.* 2012). Fmsy reepertase määratakse eraldi räimepopulatsioonidele Läänemere ICES alampiirkondade a) 25-29 ja 32 (ilma Liivi laheta) ning b) Liivi lahe kohta.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi väärtuse määramise kriteeriumid vastavalt ICES 2012

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

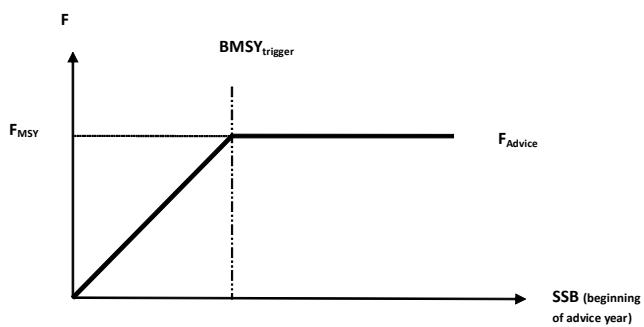
- a) Läänemere ICES alampiirkondades a) 25-29 ja 32 (ilma Liivi laheta) $F_{msy}=0,16$. Hea keskkonnaseisund (HKS) on saavutatud kui $F < F_{msy}$
- b) Läänemere ICES alampiirkonnas 28.1 (Liivi laht) $F_{msy}=0,35$. HKS on saavutatud kui $F < F_{msy}$

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Läänemere ICES alampiirkondades a) 25-29 ja 32 (ilma Liivi laheta) 2010 $F=0,27 > F=0,16$. HKS ei ole saavutatud.

Läänemere ICES alampiirkonnas b) Liivi laht 2010-2011 $F=0,43 > F_{msy}=0,35$. HKS ei ole saavutatud

HKS Eesti merealal ei ole saavutatud kuna kuna mõlemas räime kudekarjas, mille varusid hinnatakse, ületas viimastel aastatel tööduslik suremus (F) kalandussuremuse taset, mis tagaks pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi (F_{msy}).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

ICES MSY kontseptsiooni skeem, mille järgi kalastussoovitus antakse tasemel F_{MSY} (ICES 2010a)

12. Kasutatud kirjandus.

ICES. 2011. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12-19 April 2011, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2011/ACOM:10. 824pp.

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Raid, T., Kaljuste, O., Špilev, H. & Lankov, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Räum ja kilu*. Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn

1. Indikaatori nimetus.

Kilu (*Sprattus sprattus balticus*) kalastussuremus (F)

Fishing mortality (F) of Baltic sprat (Sprattus sprattus balticus)

2. Indikaatori kood.

3.1.1.2.

3. Autor(id)

Tiit Raid, Lauri Saks,

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator on kasutusel 1990 algusest (Jennings et al., 2001; Piet et al., 2010; ICES, 2012) kirjeldamiseks nende liikide ja/või populatsioonide eksploateerimise taset, mille puhul varu seisundit hinnatakse biomassipõhiste analüütiliste mudelite kaudu. Võrreldakse jooksvat kalastussuremuse (F) taset antud varuühiku kohta määratud kalastussuremuse tasemega, mis tagab pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi (Fmsy). Indeks võimaldab hinnata, kas töödussuremus hetkel ületab Fmsy.

Fmsy määramiseks on mitmeid mooduseid, kuid tavaliselt kasutatakse selleks stohhastilisi simulatsioone, mis arvestavad S/R (kudekarja ja täiendi suhet), kasvuparameetreid jms.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse ICES Läänemere Kalandustöörühma poolt kogutud andmete põhjal vastavalt ICES WKFRAME poolt pakutud meetodikale (ICES, 2010). Määrangu kirjeldus on esitatud ICES (2011, vt ka sektsiooni 11 allpool). Proovide kogumisel kasutatakse nn. juhuslike proovide meetodit. Kilu puhul toimub varu vanuselise koosseisu ja vanuserühmade keskmise kehamassi hindamine pikkuse-vanuse "võtme" järgi saakide pikkuselise koosseisu alusel. Kogutud ja analüüsitud bioloogilise materjali põhjal, ning arvestades saagiandmeid, arvutatakse hiljem saak isendites kvartalite ja ICES alampiirkondade kaupa, mis ongi põhialuseks varu suuruse määramisel analüütiliste meetoditega. 1990.aa. teisest poolest on selleks meetodiks olnud kombineeritud VPA/XSA, milles kasutatakse virtuaalpopulatsioonide meetodil (VPA) saadud varu hinnangu korrigeerimiseks Läänemere pelaagiliste kalavarude rahvusvaheliste akustiliste uuringute (Baltic International Acoustic Survey – BIAS) tulemusi, Liivi lahe räime puhul lisaks nendele ka seisevnoodasaakide koosseisu ning nootade arvu. Lisaks tööduslike saakide koosseisu monitooringule toimusid 2011.a. ka ekspeditsioonid Liivi lahele (BIAS, juulis), ja Läänemere kirdeossa ning Soome lahele (oktoobris BIAS) kilu varude suuruse ja paiknemise akustiliseks hindamiseks, mille käigus koguti samuti täiendavat bioloogilist materjali katsetraalimistest. Läänemere kirdeosas ja Soome lahes toimunud pelaagiliste kalavarude akustilise hindamise (BIAS) tulemused esitatakse eraldi aruandena pärast kogutud andmete lõplikku analüüs

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indeks hindab, kas inimtegevusest põhjustatud kalastussuremus ületab antud varuühiku jaoks määratud kalandussuremuse tasemes, mis tagab pikaajaliselt antud varuühiku jaoks maksimaalse saagi (Fmsy). Vt. ka ICES (2011).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse vastavalt ICES Läänemere Kalandustöörühma andmetele (vt. nt. ICES, 2011). Fmsy reepertase määratakse kogu Läänemere kilu kohta (ICES alampiirkonnad 22-32) .

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi väärtuse määramise kriteeriumid vastavalt ICES 2012

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

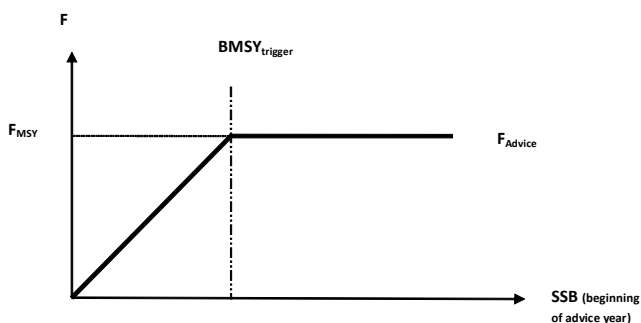
$F_{msy}=0,35$. Hea keskkonnaseisund (HKS) on saavutatud kui $F < F_{msy}$

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kuna Läänemere kilu puhul määratakse ühine F_{msy} , siis kehtib see hinnang ka Eesti mereala kohta.

Kuna $F_{2010} = 0.4 > F_{msy}(=0,35)$, siis antud indeksi põhjal HKS ei olnud 2011.aastaks saavutatud (ICES, 2011).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



ICES MSY kontseptsiooni skeem, mille järgi kalastussoovitus antakse tasemel F_{MSY} (ICES 2010a)

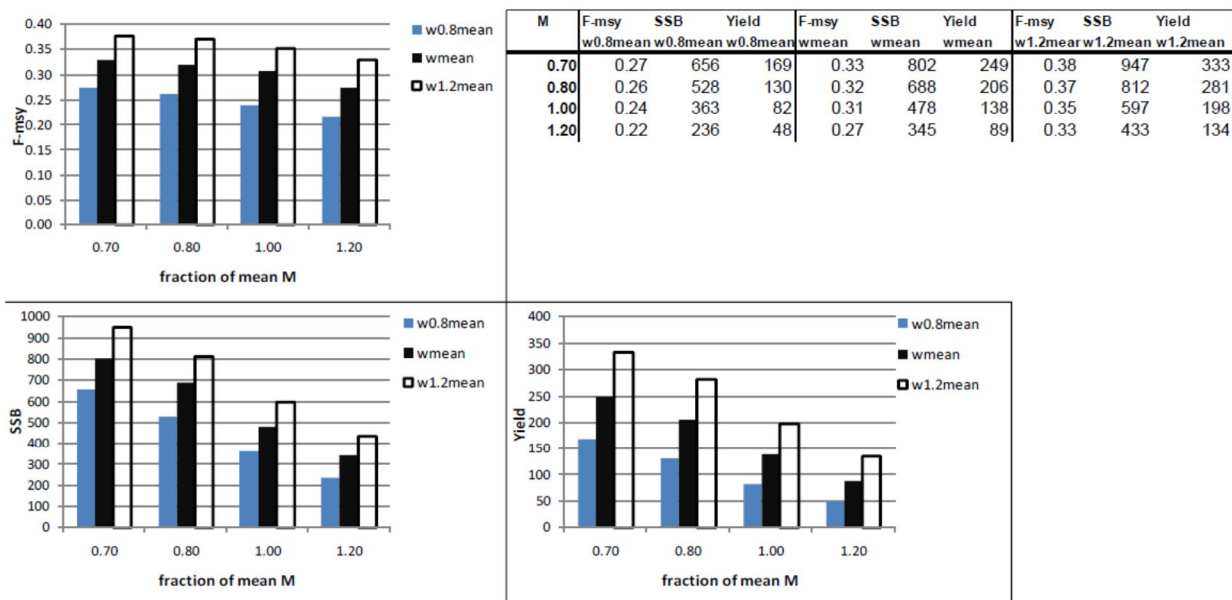


Figure 7.17. SPRAT in SD 22-32. MSY estimates using deterministic model: Beverton & Holt S-R, three options for mean weight, four options for M. Present situation is marked with 1 for M and wmean for weight at age.

Läänemere kilu F_{msy} hinnangud, mis on saadud kasutades pikaajalist kudekarja ja täiendi suhe pikaajalist deterministlikku mudeli erinevate keskmiste kehamasside ka loodusliku suremuse asemete juures. Käesolev olukord on tabelis esitatud rea 1.0 all: F_{msy}= 0.35 (ICES, 2011).

12. Kasutatud kirjandus.

ICES. 2010. Report of the Workshop on Implementing the ICES FMSY framework. ICES CM 2010 ACOM:54. 79 p.

ICES. 2010a. An MSY Framework. Concept paper. 15.03.2010. Version 1.5

ICES. 2011. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12-19 April 2011, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2011/ACOM:10. 824pp.

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Jennings, S., Kaiser, M.J. & Reynolds, J.D. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science, Oxford.

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Leonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

Raid, T., Kaljuste, O., Špilev, H. & Lankov, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Räum ja kilu*. Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn

1. Indikaatori nimetus.

Võõrliikide saagikusindeks seirevõrgupüükides

Catch per unit effort of alien species in gillnet monitoring catches

2. Indikaatori kood.

3.1.1.3

3. Autor(id)

Henn Ojaveer

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab võõrliikide saagikust (*catch per unit effort*, CPUE), selle pika-ajalist dünaamikat ja saagikuse tasemeid analüüsituna STARS rezhiimihke tuvastamise meetodil (Rodionov 2004, Rodionov and Overland 2005). Indikaator hõlmab endas järgnevaid liike: hõbekoger *Carassius gibelio*, ümarmudil *Neogobius melanostomus* ja Hiina villkäppkrabi *Eriocheir sinensis* (Ojaveer et al. 2011a). Sõltuvalt andmete olemasolust ja võimalike uute võõrkalaliikide invasioonist võimaldab pakutav raamistik lisada ka uusi liike.

Kuigi CPUE mõõdikul on mitmed selged piirangud, on kalade saagikus nakkevõrgu seirepüükides laialdaselt kasutatav Läänemere rannikukalastiku uurimisel (HELCOM 2006, 2012) ning meetod sobib ka Hiina villkäppkrabi arvukuse hindamiseks (Ojaveer et al. 2007).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Ümarmudilat püütakse ühes jaamas Soome lahes (Muuuga laht) nakkevõrkudega, mille kõrgus on 3,0 m, pikkus 60 m, võrgusilma suurusega 18-22 mm ja 40-60mm. Aastane saagikus CPUE (kg) arvutatakse valemist: $CPUE = W * Fi^{-1}$; kus W – kala kogus püügis (kg) ja Fi – nõudmiste arv (Ojaveer et al. 2011a).

Hõbekokre püütakse Liivi lahes (Saaremaa lõunarannik, alates 2005) ja Väinameres (Matsalu laht, alates 1993) vastavalt HELCOM'i meetodikale (Thoresson 1996) juulis-augustis. Matsalu lahes püüti võrkudega kõrgusega 1,8m ja pikkusega 30m (silmasuurused : 17, 21,5, 25, 30, 33 ja 38mm). Saaremaa lõunarannikul kasutati lisaks võrke silmasuurusega 42, 45, 50, 55 ja 60 mm (Ojaveer et al. 2011a).

Hiina villkäppkrabi arvukus registreeritakse kalapüükides ühes jaamas Soome lahes (Muuga laht) nakkevõrkudega kõrgusega 1,5-1,8 m ja võrgusilma suurusega 40-55mm. Saagikus CPUE arvutatakse valemist: $CPUE = N * L^{-1} * D^{-1}$; kus N – krabide arv püügis, L – võrgujada pikkus (meetrites) ja D – püügi kestvus (tundides). Aastane püügi-indeks CI_a arvutatakse: $CI_a = \sum 10^3 * CPUE_i$; kus $CPUE_i$ – saagikus kuude kaupa (Ojaveer et al. 2007)

Pika-ajaliste andmeridade analüüsil kasutatakse rezhiimihke analüüsi, mis põhineb t-testil (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). See meetod on kasutusel ökosüsteemide rezhiimihete analüüsil (Diekmann and Möllmann 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Uute võõrliikide sissetuleku olulisemaks kriteeriumiks on hüdrokliima sarnasus liigi päritolupiirkonna ja koloniseeritava piirkonna vahel. Läänemeres võõrliikide puhul on konkreetseteks olulisimateks parameetriteks soolsus ja temperatuur (Ojaveer et al. 2011b). Hiljutised uuringud näitavad, et kuigi Eesti rannikut ümbritsevate Läänemere erinevates alabasseinides võib olla võõrliikide arvukuse dünaamika ning seda mõjutavad konkreetset keskkonnaparameetrid erinevad, mõjutab termiline režiim meie arvukamaid merevõõrliike (Ojaveer et al 2011a). Otseste ja kaudsete inimõjude kohta võõrkalaliikidele ja ka Hiina villkäppkrabile Eesti vetes info puudub. Samas on oodata, et kalapüük võib ühelt poolt küll põhjustada töõnduskalade arvukuse vähenemist (võõrliikidest antud juhul eelkõige hõbekoger), kuid samas võib hiljuti soojenenud kliima (eelkõige soojade suvede tõttu) selle languse kompenseerida või isegi varjutada. Ümarmudil on meie vetes väga arvukas vaid Muuga lahes (leiti esmakordselt aastal 2005) ning kala asurkond on seni eksponentsiaalses arengufaasis (mis on tavaline võõrliigi invasiooni alguses) ja seetõttu inimõju asurkonnale ei pruugi veel ilmneda. Samas on teada, et kalatoidulised merelinnud võivad ümber lülituda väga arvukast tulnukliigist toitumisele (Bzoma, 1998) ning võivad teoreetiliselt seeläbi mõjutada võõrkalade arvukust.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kord juba sisse tulnud võõrliigi populatsiooni suurust ei ole reeglina võimalik kontrolli all hoida ega liiki ka uuest keskkonnast elimineerida. Seetõttu on taustatingimuseks võetud olukord, kus võõrliigi saagikuse tase on vaatlusperioodi madalaim (ning seega mitte võõrliikide invasiooni-eelset olukorda; ICES 2012). Erinevate liikide puhul võib aegridade pikkus olla erinev (see sõltub nii vaatlusandmete olemasolust kui ka võõrliigi invasiooni ajast) ja kuna liigi invasiooni järgselt on liigi arvukus/biomass reeglina kõrge/suurenev, millele järgneb stabilisatsiooni faas, ei pruugi kõik andmerekad (ja nende alusel arvutatud biomassi tasemed) olla 100% võrreldavad.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Aastatevahelisi muutusi indikaatori aegridades analüüsitakse eraldi igas aegreas. Seda tehakse STARS režiimihike tuvastamise meetodit kasutades (Rodionov, 2004; Rodionov and Overland 2005). Tulemusena saadakse biomassi tase(med) eraldi iga aegrea kohta.

Analüüsitavate aegridade pikkus võib olla erinevate võõrliikide puhul erinev (Ojaveer et al. 2011a, TÜ Eesti Mereinstituut 2012) ning sõltuvalt andmete olemasolust võib analüüsitavate liikide aegridu lisanduda.

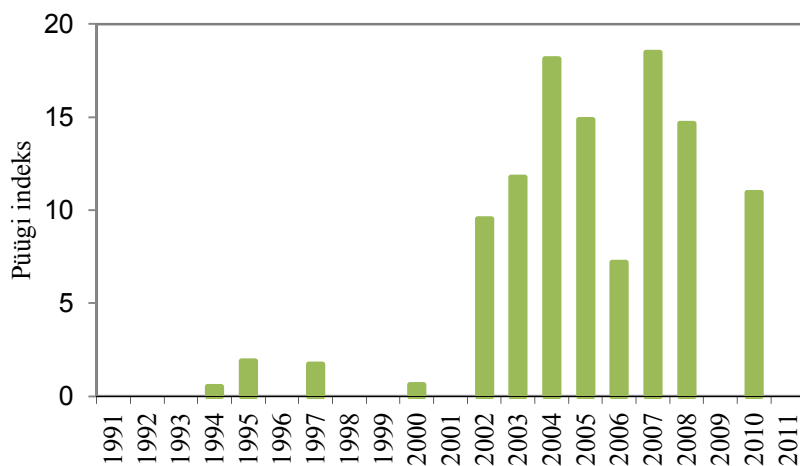
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Baseerudes tõsiasjal, et kord juba sisse tulnud võõrliiki on merekeskkonnast ebareaalne elimineerida nagu ka ta biomassi kontrolli all hoida (Ojaveer et al. 2011b), tuleb hinnangutes põhineda olukorral, et võõrliigi olemasolu uues keskkonnas on vältimatu (ICES 2012). Lähtudes ka tunnus 2 suunitlusest (võõrliigid ei mõjuta ökosüsteeme ebasoodsalt) defineeritakse HKS saavutatuks juhul, kui vähemalt 80-l %-l indikaatori aegridades ei ole võõrliikide saagikuse tase hindamisperioodi vältel oluliselt kõrgem kui vastavates aegridades registreeritud madalaim biomassi tase.

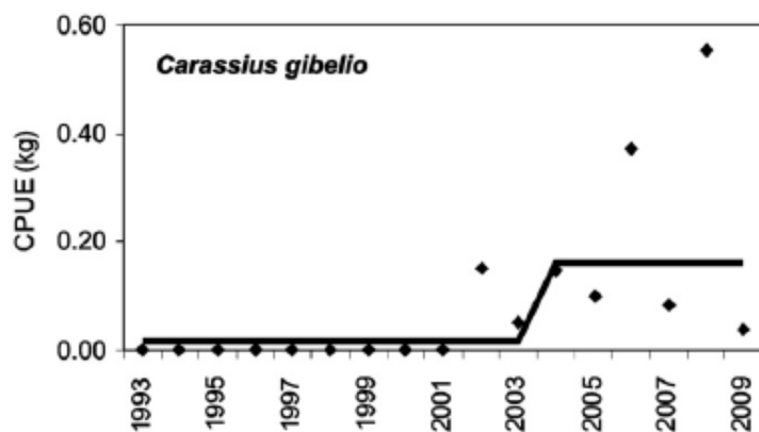
10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Olemasolevate andmete baasil tuleb järeldada, et kõigi aegridade väärtused on viimastel aastatel oluliselt suurenenud (vt. Ojaveer et al. 2011a; TÜ Eesti Mereinstituut 2012; vt. ka punkt #11 allpool). Kuigi kõiki andmeridade kohta ei ole STARS režiimihke analüüsi teostatud, ei saa käesoleval ajal ilmselt lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks HKS tasemele.

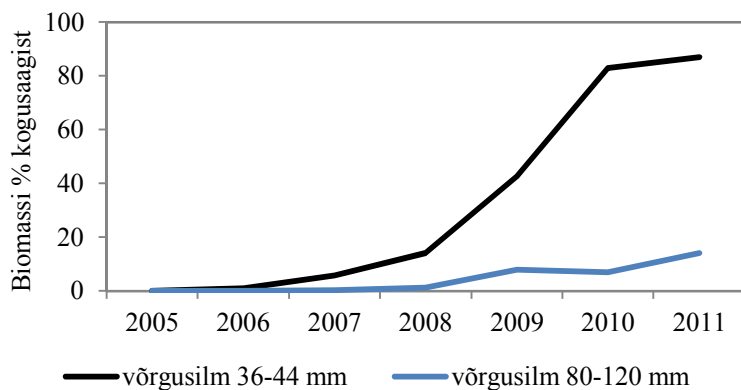
11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Hiina villkäppkrabi (*Eriocheir sinensis*) püügi-indeks Muuga lahes 1991-2011 (TÜ Eesti Mereinstituut 2012)



Höbekoger (*Carassius gibelio*) saagikus Liivi lahes 1993-2009 koos rezhiiminihke joonega (Ojaveer et al. 2011a).



Ümarmudila *Neogobius melanostomus* biomassi % kogusaagist erineva silmasuurusega nakkevõrkudes Muuga lahes (TÜ Eesti Mereinstituut 2012).

12. Kasutatud kirjandus.

Bzoma, S. 1998. The contribution of round goby (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1811) to the food supply of cormorants (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) feeding in the Puck Bay. Bulletin Sea Fish Institute 2 (144): 39-47

Diekmann, R., and Möllmann, C. (Eds). 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 pp.

HELCOM, 2006. Assessment of Coastal Fish in the Baltic Sea Balt. Sea Environ. Proc. No. 103 A

HELCOM, 2012. Indicator based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. Balt. Sea Environ. Proc. No. 131

ICES. 2012. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 14 - 16 March 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:31. 301 pp.

Ojaveer, H., Kotta, J., Põllumäe, A., Põllupüü, M., Jaanus, A., Vetemaa, M. 2011a. Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. Environmental Research, 111, 933–942.

Ojaveer, H., Gollasch, S., Jaanus, A., Kotta, J., Laine, A.O., Minde, A., Normant, M., Panov, V.E., 2007. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea—a supply-side invader? Biol. Invasions 9, 409–418.

Ojaveer, H., Kotta, J. and Eek, L. 2011b. Vee võõrliikide käsiraamat. Tallinn, 66 pp.

Rodionov, S., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. Geophys. Res. Lett. 31, L09204.

Rodionov, S.N., Overland, J.E., 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea. ICES J. Mar. Sci. 62, 328–332.

TÜ Eesti Mereinstituut 2012. Rannikumere operatiivseire aruanne 2011. Tallinn, 2012. 165 lk.

1. Indikaatori nimetus.

Lõhe (*Salmo salar*) laskujate arvukus võrreldes maksimaalse loodusliku potentsiaalse arvukusega. *The smolt production of Baltic salmon (Salmo salar) relative to the level of natural smolt production capacity on a river-by river basis.*

2. Indikaatori kood.

3.2.1.1, (4.1.1)

3. Autor(id)

Martin Kesler, Lauri Saks,

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab Eesti meraladega seotud lõhe kudejõgedest merre siirduvate lõhe laskujate arvukust, võrrelduna eelnevalt määratud maksimaalse loodusliku laskujate hulgaga, mis neist jõgedest merre siirduda võib. Indeks on välja töötatud ICEC WGBAST tööühma poolt (ICES, 2011) ning kasutusel üle kogu Läänemere lõhe populatsioonide seisundi ja sigimispotentsiaali hindamiseks. ICES analüüsi kohaselt on vajalik lõhe populatsioonide taastamiseks tasemele, mis võimaldaks nende jätkusuutlikku ekspluateerimist (**MSY** - Maximum Sustainable Yield) saavutada laskujate arv, mis moodustaks 75% nende kudejõgede maksimaalsest looduslikust potentsiaalsest laskujate arvust (**PSPC** – Potential Smolt Production Capacity) (Piet et al., 2010).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse võrreldes lõhe laskujate arvukushinnanguid kudejõgede PSPC-ga. Laskujate arvukus hinnatakse Pirita jões otseselt laskujate loenduse teel, kasutades märgistamise-taaspüügi meetodit. Muudes Eesti lõhe kudejõgedes hinnatakse laskujate arvukust igasügiseste tähnikute asustustiheduste põhjal (Kesler, 2012; Kangur & Wahlberg, 2001) vastavalt ICEC WGBAST tööühma poolt heaks kiidetud meetodikale. Igas jões määratakse tähnikute asustustihedus püsiseirealadel ning arvestades koelmute suurust ning keskmist talvist looduslikku tähnikute suremust kuni laskuja-eani arvutatakse hinnanguline laskujate hulk (vt. detaile nt. Kesler, 2012). Kuna laskujate arv on väga tundlik ka loodusliku hüdroloogiliste ja meteoroloogiliste tingimuste varieerumise suhtes on soovitatav lõhe kudekarja seisundi hindamiseks kasutada viie aasta hinnangute keskmist (**LH**). PSPC on määratud iga jõe kohta eraldi, arvestades potentsiaalset koelmuala suurust ning lugedes iga potentsiaalse koelmu toodanguks 1000 laskujat hektari kohta (Kangur & Wahlberg, 2001). Keila ja Loobu jõgede puhul on hiljem (Kesler, 2012) laskujate potentsiaalset toodangut hinnatud suuremaks, vastavalt mõõdetud asustustihedustele.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Lõhe laskujate hulk on äärmiselt tundlik mitmete parameetrite suhtes. Nõnda mõjutavad lõhe laskujate hulka kudekarja ülepüük (nii töönduslik-, harrastus- kui röövpüük), koelmualade kättesaadavus (rändetõkete mõju), vee kvaliteet (eelkõige antropogeenne reostus) ning looduslik hüdrroloogiliste ja meteoroloogiliste tingimuste varieerumine (Kangur & Wahlberg, 2001; Piet et al., 2010; ICES, 2011; Kesler, 2012; Kesler et al., 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kudejõgede maksimaalne looduslik potentsiaalne laskujate hulk (PSPC) on määratud iga jõe kohta eraldi, arvestades teadaolevat potentsiaalset koelmuala suurust ning lugedes iga potentsiaalse koelmu toodanguks 1000 laskujat hektari kohta (Kangur & Wahlberg, 2001; ICES, 2011). Keila ja Loobu jõgede puhul on hiljem (Kesler, 2012) laskujate potentsiaalset toodangut hinnatud suuremaks, vastavalt mõõdetud asustustihedustele.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

ICES analüüsi kohaselt on vajalik lõhe populatsioonide taastamiseks tasemele, mis võimaldaks nende jätkusuutlikku eksploateerimist (MSY - Maximum Sustainable Yield) saavutada laskujate arv, mis moodustaks 75% nende kudejõgede maksimaalsest looduslikust potentsiaalsest laskujate arvust (**PSPC75%**) (Piet et al., 2010).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Jõgi	Jägala	Keila	Kunda	Loobu	Pirita	Purtse	Pärnu	Selja	Valgejõgi	Vasalemma	Vääna
PSPC	2300	6500	18500	10500	11500	7600	1300	11300	1500	1600	2000
SPC75	1725	4875	13875	7875	8625	5700	975	8475	1125	1200	1500

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Jõgi	Jägala	Keila	Kunda	Loobu	Pirita	Purtse	Pärnu	Selja	Valgejõgi	Vasalemma	Vääna
SPC75	1725	4875	13875	7875	8625	5700	975	8475	1125	1200	1500
LH 2008-2012	10	3420	680	3720	3880	1280	100	1980	600	280	220

Viie aasta keskmine LH ei ületa hetkel üheski Eesti merealaga seotud jões hea keskkonnataseme väärtust. Seda hoolimata sellest, et selle aja jooksul on vähemalt korra aastane LH ületanud PSPC75% Kunda-, Loobu-, Pirita ja Keila jões (vt. tabel 11.). Seega ei ole Eesti merealadega seotud lõhe populatsiooni kudekarja reproduktiivne potentsiaali osas head keskkonnaseisundit saavutatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Jõgi	Aasta	PSPC	LH	LH% PSPC-st	Jõgi	Aasta	PSPC	LH	LH% PSPC-st
Kunda	2008	18500	900	43	Jägala	2008	2300	0	0
Kunda	2009	18500	100	<5	Jägala	2009	2300	0	0
Kunda	2010	18500	100	5	Jägala	2010	2300	50	<17
Kunda	2011	18500	200	10	Jägala	2011	2300	0	0
Kunda	2012	18500	2100	100	Jägala	2012	2300	0	0
Selja	2008	11300	100	<1	Pirita	2008	11500	2500	26
Selja	2009	11300	4000	35	Pirita	2009	11500	5700	59
Selja	2010	11300	3900	34	Pirita	2010	11500	8500	89
Selja	2011	11300	1100	10	Pirita	2011	11900	1600	17
Selja	2012	11300	800	7	Pirita	2012	11900	1100	11
Loobu	2008	10500	0	0	Vääna	2008	2000	100	<5
Loobu	2009	10500	100	1	Vääna	2009	2000	100	<5
Loobu	2010	10500	10500	100	Vääna	2010	2000	600	30
Loobu	2011	10500	4500	43	Vääna	2011	2000	200	10
Loobu	2012	10500	3500	33	Vääna	2012	2000	100	<5
Valge	2008	1500	700	47	Keila	2008	6500	700	11
Valge	2009	1500	500	33	Keila	2009	6500	1100	17
Valge	2010	1500	600	40	Keila	2010	6500	6300	97
Valge	2011	1500	800	53	Keila	2011	6500	3000	46
Valge	2012	1500	400	27	Keila	2012	6500	6000	92
Pärnu	2008	1300	100	<5	Vasalemma	2008	1600	100	<10
Pärnu	2009	1300	100	<5	Vasalemma	2009	1600	200	13
Pärnu	2010	1300	100	<5	Vasalemma	2010	1600	100	<10
Pärnu	2011	1300	100	<5	Vasalemma	2011	1600	300	19
Pärnu	2012	1300	100	<5	Vasalemma	2012	1600	700	44
Purtse	2008	7600	100	1					
Purtse	2009	7600	2600	34					
Purtse	2010	7600	2200	29					
Purtse	2011	7600	400	5					
Purtse	2012	7600	1100	15					

PSPC ja LH väärtused Eesti merealaga seotud jõgedes (Kesler, 2012 järgi)

12. Kasutatud kirjandus.

ICES. 2011. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 22–30 March 2011, Riga, Latvia. ICES 2011/ACOM:08. 297 pp

Kangur, M., & Wahlberg, B.(eds). 2001. *Present and potential production of salmon in Estonian rivers*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Kesler, M. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Lõhe ja meriforell*. Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

Kesler, M., Vetemaa, M., Saks, L. & Saat, T. 2012 The survival and timing of reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts during downstream migration: a case study in the Pirita River, Baltic Sea basin. *Boreal. Env. Res.*, (in press).

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

1. Indikaatori nimetus.

Suguküpsete ahvenate (*Perca fluviatilis*) arvukusindeks seirepüükides.

Abundance index of sexually mature perch (Perca fluviatilis) in monitoring catches.

2. Indikaatori kood.

3.2.2.1.

3. Autor(id)

Lauri Saks

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab suguküpsete ahvenate hulka vaadeldavas asurkonnas (ICES, 2012). Kuna saagikuse arvutamisse on kaasatud kalad alates suguküpsuse saavutamise pikkusest siis saab seda indeksit käsitleda kui hinnangut asurkonna sigimispotentsiaali kohta (Piet et al., 2010; ICES, 2012). Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad - suguküpsed kalad ning seetõttu eeldatakse (Piet et al., 2010; ICES, 2012), et tugeva püügisurve tingimuses võib populatsiooni kudekarja suurus langeda, mis omakorda vähendab selle asurkonna sigimispotentsiaali.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Suguküpsete ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide andmestiku põhjal (Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993; Eschbaum et al., 2012). Suguküpsete ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutatakse kui nende ahvenate CPUE (Catch Per Unit Effort – CPUE) - arv ühe püügiühiku (seirejaam) kohta (Eschbaum et al., 2012), kes on pikemad, kui keskmine suguküpsuse saavutamise suurus Eesti merealadel (emased TL>157, isased TL>101 mm; Pihu, et al., 2003 teisendatud vastavalt Saat et al., 2007). Saadud saagikushinnang ln-transformeeriti vähendamaks müra taset andmestikus (Piet et al., 2010; ICES 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad - suguküpsed kalad ning seetõttu eeldatakse (Piet et al., 2010; ICES, 2012), et tugeva püügisurve tingimuses võib populatsiooni kudekarja suurus langeda, mis omakorda vähendab selle asurkonna sigimispotentsiaali.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenud olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimaste aastate kohta lisanduvad andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

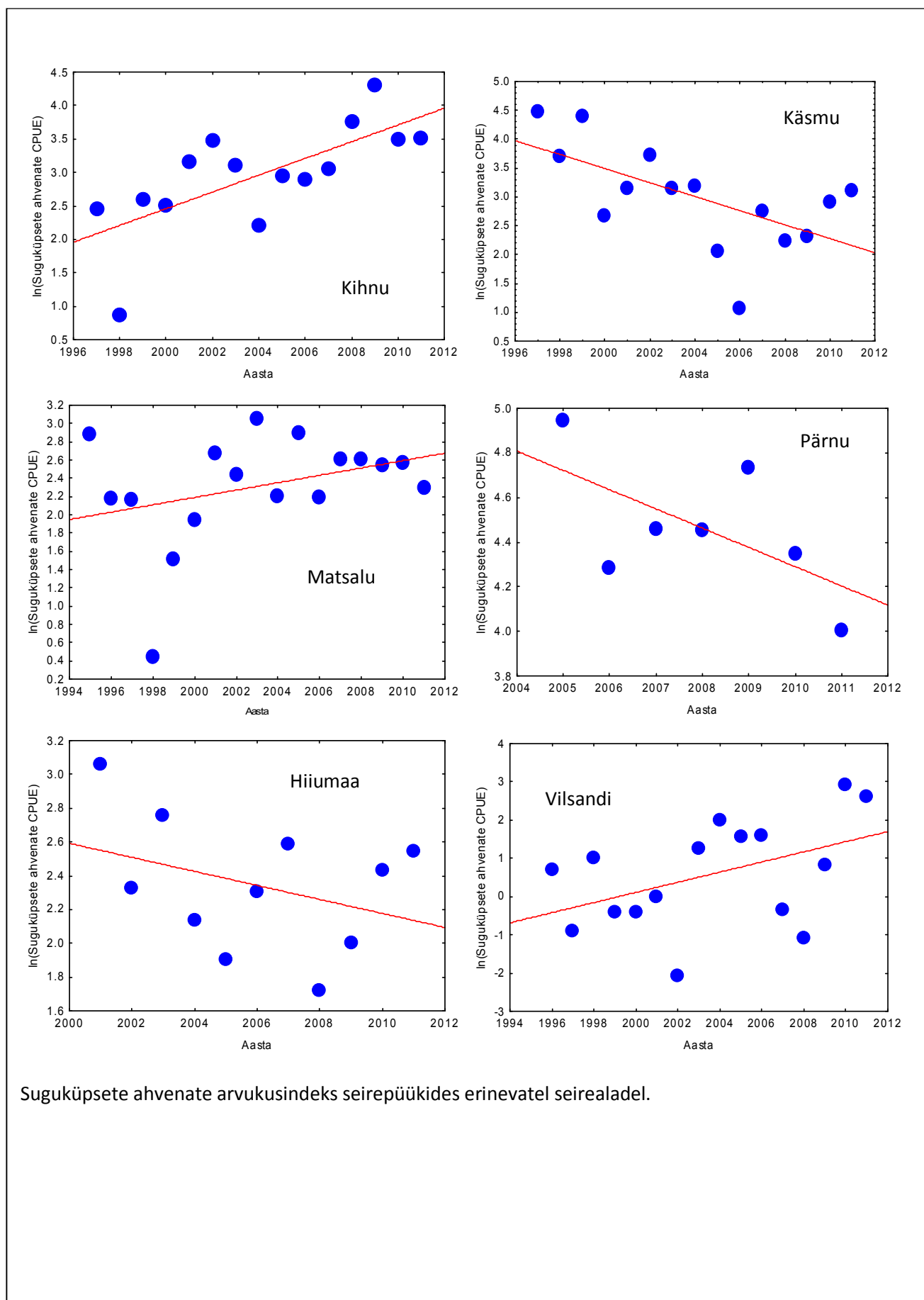
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenud olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimaste aastate kohta lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Suguküpsete ahvenate arvukusindeks seirepüükides ilmnes langev trend Käsmu ja Pärnu püsiseirealadel. Üldise langeva trendiga Hiiumaa püsiseireala aegreale lisandunud viimase kahe aasta andmed viitasid trendi suuna muutusele, ent kuna selle piirkonna andmestik on äärmiselt hajuv ei saa seda siiski veel võtta GESint taseme väärtuse ületamisena. Stabiilne on indikaatori väärtus viimase kümnendi jooksul püsinud Matsalus. Positiivne trend ilmnes Kihnu püsiseirealal ning senine stabiilne olukord viitas muutusele positiivses suunas Vilsandi püsiseirealal (vt. seksioonis 11 allpool). Seega oli poolte vaatlusalade puhul oli olukord mittevastav GESint tasemele, samas kui pooltel juhtudel oli GESint tase saavutatud. Kuna aga GESint seisule mittevastav olukord ilmnes ka Pärnus, mis on Eesti merealade ahvena tööndusvaru seisukohast suure tähtsusega – 2010 aastal moodustasid Pärnu lahe ahvenasaagid kogu Eesti rannapüügi ahvenasaagist 69,8% (Armulik & Sirp, 2011). siis järelikult ei saa lugeda selle indikaatori hetkeseisu kogu Eesti Merealal GESint tasemele vastavaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Armulik, T. & Sirp, S. (eds.). 2011. *Eesti kalamajandus 2010*. Kalanduse Teabekeskus, Pärnu.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*.
 ovember 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

Pihu, E., Järv, L., Vetemaa, M. & Turovski, A. 2003. Ahven, *Perca fluviatilis* L. *In Fishes of Estonia* (Ojaveer, E., Pihu, E. & Saat, T. eds), pp289-296. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Saat, T., Saat, T. & Nursi, A. 2007. Total length – standard length relationship in Estonian fishes. In Book of abstracts of the XII european congress of ichthyology (Buj, I., Zanella, L. & Mrakovicic, M., eds), p 141. European Ichthyological Society.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

1. Indikaatori nimetus.

Suurte ahvenate (*Perca fluviatilis*; TL>250 mm) arvukusindeks seirepüükides.

Abundance index of large(TL>250 mm) perch (Perca fluviatilis) in monitoring catches.

2. Indikaatori kood.

3.3.1.1. (4.3.4)

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab suurte ahvenate arvukust vaadeldavas asurkonnas (HELCOM, 2012a; HELCOM, 2012b). Vaadeldakse just eraldi suuremaid kalu kuna suurtel ahvenatel on ökosüsteemis väikestest erinev roll (HELCOM, 2012b). Lisaks nende kõrgemale troofsustasemele moodustavad suuremad isendid ka ebaproportsionaalselt suure osa populatsiooni taastootmisel (Beldade, 2012). Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad isendid ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte ahvenate arvukus tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb. Seda indikaatorit otsustati kasutada populatsiooni vanuselise struktuuri seisundi hindamiseks ICES (2012) soovitatud indeksi „kalade osakaal asurkonnas, kes on suuremad kui keskmine pikkus suguküpsuse saavutamisel” (*Proportion of fish larger than the mean size of first sexual maturation*) asemel, kuna ahven saavutab suguküpsuse kaunis varakult ($\text{♀♀ TL} > 157$, $\text{♂♂ TL} > 101$; Pihu et al., 2003 teisendatud vastavalt Saat et al., 2007) selle indikaatori eesmärk on kirjeldada just vanemate põlvkondade osakaalu asurkonnas. Just viimased, suured ahvenad, on aga töönduspüügi peamine sihtmärk (HELCOM, 2012a).

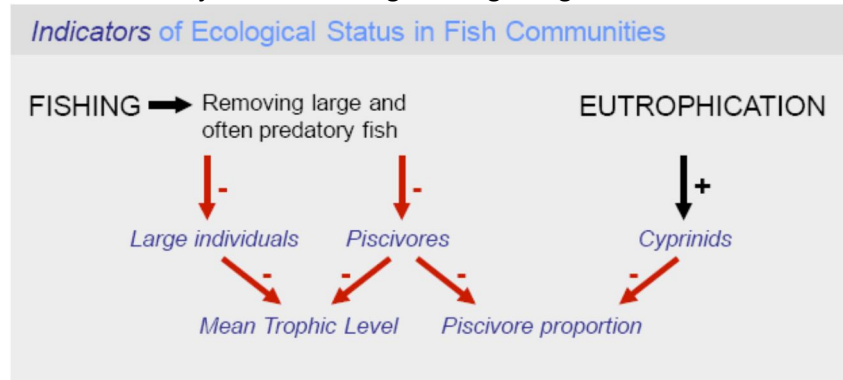
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide andmestiku põhjal (Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM metoodikale (Thoresson, 1993). Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutatakse kui ahvenate, kelle täispikkus (TL) ületab 250 mm, saagikus (Catch Per Unit Effort – CPUE) - arv ühe püügiühiku (seirejaam) kohta (Eschbaum et al., 2012) vastavalt HELCOM (2012a; 2012b) metoodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad isendid ning seetõttu langeb suurte ahvenate arvukus tugeva püügisurve tingimuses (HELCOM, 2012b).

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks suurte (ahvena) isendite arvukus olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale lisanduvad andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

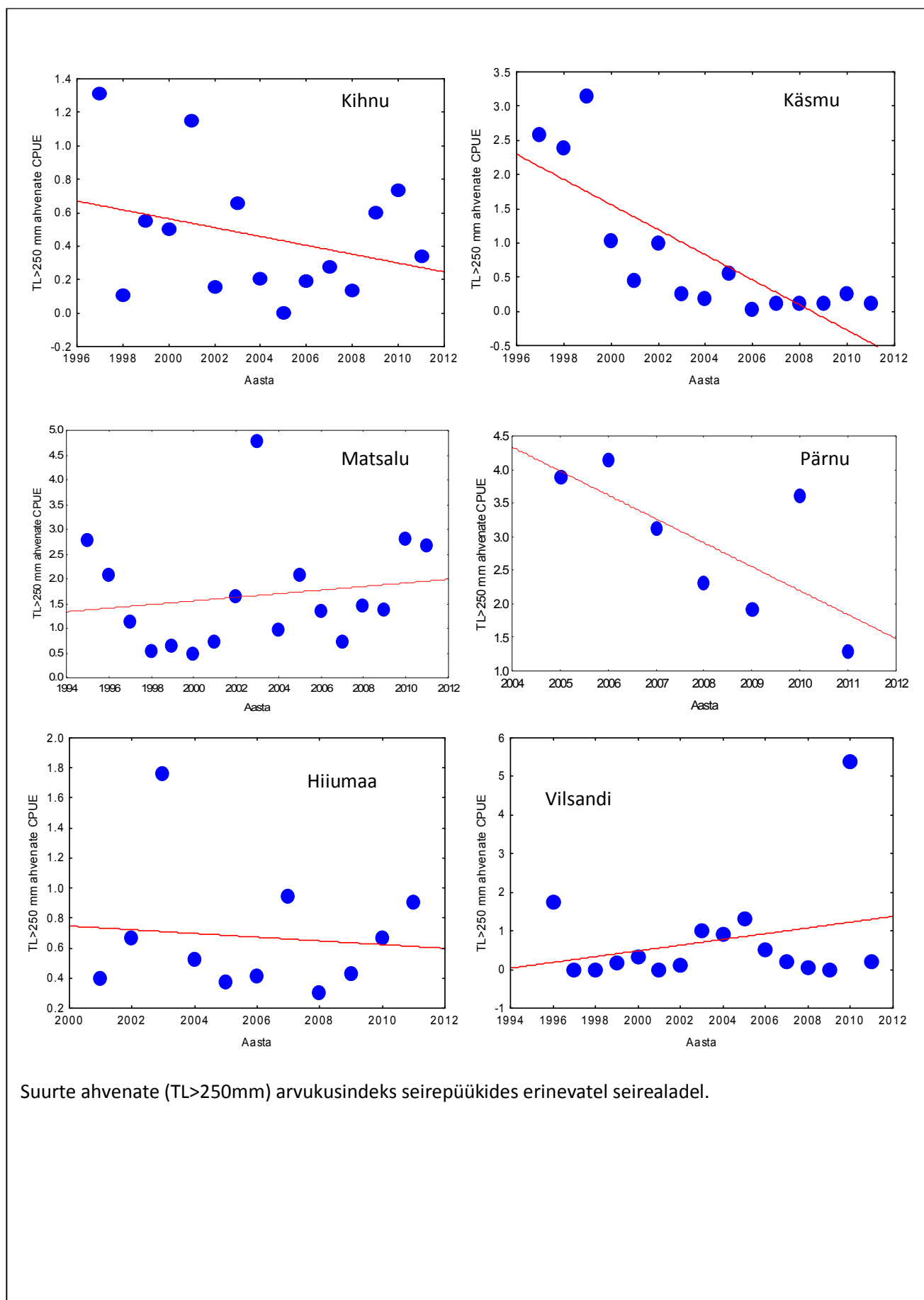
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstemaatiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Vilsandi püsiseirealal, langev trend ilmnes Käsmu, Pärnu ja Kihnu püsiseirealadel. Viimase kahe aasta tõusu tulemusena oli nihkunud suund indikaatori väärtuste tõusu suunas Matsalu püsiseirealal. Sarnane olukord oli ka Hiiumaa püsiseirealal ent indikaatori väärtuste väga tugeva eelneva varieeruvuse tõttu ei saa lugeda seda suunda siiski selgelt tõusvaks (vt. sektsioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et Vilsandi ja Matsalu (stabiilse ja viimasel kahel aastal trendi suunda muutvatel aladel) on indikaatori väärtus on teinud läbi sügava languse kohe esimestel seireaastatel. See langeb kokku ajaga, mil Eesti rannikumere kalastik oli väga tugeva ülepüügi surve all (Ådjers et al, 2006; HELCOM, 2012b). Nõnda on väga tõenäoline, et vaadeldud stabiilsed trendid iseloomustavad tegelikult suurte ahvenate arvukuse madalseisu neil püsiseirealadel. Seega, enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üheselt mõistetavat trendi puudumist või tõusu ja järelikult ei saa lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks GESint tasemele.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Suurte ahvenate (TL>250mm) arvukusindeks seirepükides erinevatel seirealadel.

12. Kasutatud kirjandus.

Beldade, R., Holbrook, S.J., Schmitt, R.J., Planes, S., Malone, D. & Bernardi, G. (2012) Larger female fish contribute disproportionately more to self-replenishment. *Proc. R. Soc. B.*, 279, 2116-2121

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. *Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A*

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 131*.

Pihu, E., Järv, L., Vetemaa, M. & Turovski, A. 2003. Ahven, *Perca fluviatilis* L. In *Fishes of Estonia* (Ojaveer, E., Pihu, E. & Saat, T. eds), pp289-296. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Saat, T., Saat, T. & Nursi, A. 2007. Total length – standard length relationship in Estonian fishes. In *Book of abstracts of the XII European congress of ichthyology* (Buj, I., Zanella, L. & Mrakovicic, M., eds), p 141. European Ichthyological Society.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. *Kustrapport*, 1993: 35 pp

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

1. Indikaatori nimetus.

Ahvena (*Perca fluviatilis*) pikkuste 95 % protsentiil seirepüükides. *95 % percentile of the length distribution of perch (Perca fluviatilis) in monitoring catches*

2. Indikaatori kood.

3.3.3.1.

3. Autor(id)

Lauri Saks, Kristiina Jürgens

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab kalade kehasuuruse (üldpikkus – TL) jaotust populatsiooni lõikes (ICES, 2012), rõhutades suuremate isendite osatähtsust. Seetõttu on see indikaator sobilik kirjeldamiseks kalaasurkondade suurusliku jaotuse olukorda kalandussurvega seoses (ICES, 2012; Rochet et al., 2007). See seos põhineb asjaolul, et tööduspüügi käigus on sihtrühmaks sageli just suuremad isendid ning seetõttu on eeldatav, et suurte kalade osakaal tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb. See viib omakorda alla ka kalade üldpikkuse 95 % protsentiili. Viimast hinnatakse kui piisavalt robustset indeksit, mis sobiv erinevate kalapopulatsioonide puhul (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Ahvena pikkuste 95 % protsentiili arvutamiseks saadi andmestik Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Saarnaki ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993). Ahvenate pikkusjaotuste 95 % protsentiilid arvutati iga seireala kohta kõigi vaatlusaluste aastate kohta eraldi.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Töõnduspüügi käigus on sihtrühmaks sageli just suuremad isendid ning seetõttu on eeldatav, et suurte kalade osakaal tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb. See viib omakorda alla ka kalade üldpikkuse 95 % protsentiili (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012) Viimast hinnatakse kui piisavalt robustset indeksit, mis sobiv erinevate kalapopulatsioonide puhul (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012). Seetõttu on see indikaator sobilik kirjeldamiseks kalaasurkondade suurusliku jaotuse olukorda kalandussurvega seoses (ICES, 2012; Rochet et al., 2007).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Enamuse seirealade puhul ilmnes (vähemalt visuaalselt hinnatav) süstemaatiline suundumus (*trend*) ja samas puuduvad selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad nende seirealade kohta, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Enamuse seirealade puhul ilmnes (vähemalt visuaalselt hinnatav) süstemaatiline suundumus (*trend*) ja samas puuduvad selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad nende seirealade kohta, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui langeva trendiga aegriid viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

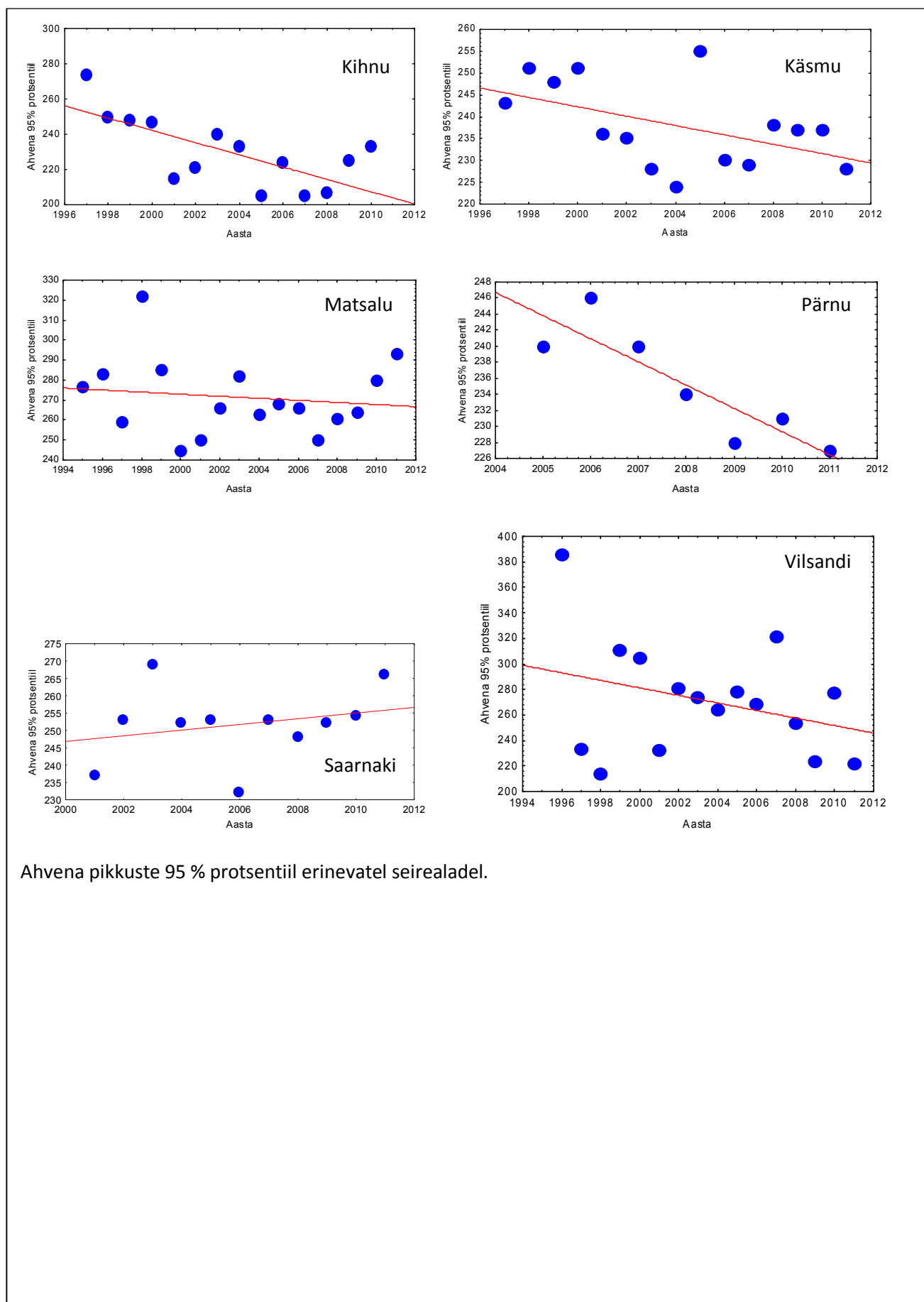
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Enamuse seirealade puhul ilmnes (vähemalt visuaalselt hinnatav) süstemaatiline suundumus (*trend*) ja samas puuduvad selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad nende seirealade kohta, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrategie Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011; HELCOM, 2012). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui langeva trendiga aegriid viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Ahvena pikkuste 95 % protsentiil on püsiva langustrendiga Kihnu, Käsmu, Pärnu ja Vilsandi püsiseirealal. Kahe viimase aasta jooksul on trend pöördunud tõusuteele Matsalu püsiseirealal. Ahvena pikkuste 95 % protsentiil on püsinud 2001-2011 stabiilsena (ning 2011 aasta tulemus viitab võimalusele, et selle indikaatori väärtused võiksid selles piirkonnas kasvule asuda) Saarnaki püsiseirealal. Viimasel juhul tuleb aga silmas pidada, et andmerida on kaunis lühike (2001-2011) ja me ei saa välistada, et vaadeldav stabiilne olukord peegeldab lihtsalt populatsiooni pidevat stabiilset ekspuuteerimist peale indikaatori väärtuste järsku langust. Sellele võimalusele viitab võrdlus nt. Käsmu ja Kihnu aegriidadega, kus mõnevõrra stabiilne olukord on jälgitav just selles ajavahemikus (peale 2000. a.), mis järgnes kiirele indikaatori väärtuse langusele 1999-nendate aastate lõpus. Kuna enamusel vaadeldud püsiseirealadest oli Ahvena pikkuste 95 % protsentiil püsiva langustrendiga, siis järelikult ei ole selle indikaatori osas käesoleval hetkel hea keskkonnaseisund saavutatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Ahvena pikkuste 95 % protsentiiil erinevatel seirealadel.

12. Kasutatud kirjandus.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*.

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Leonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

Rochet, M.-J., Trenkel, V.M., Gil de Sola, L., Politou, C.-Y., Tserpes, G. & Bertrand, J. 2007. Do population and community metrics tell the same story about recent changes in Northern Mediterranean fish communities? ICES CM 2007/D:16.

Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J. & Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 62, 384-396.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

1. Indikaatori nimetus.

Ahvena (*Perca fluviatilis*) pikkus suguküpsuse saavutamisel

*Length at first reproduction of perch (*Perca fluviatilis*).*

2. Indikaatori kood.

3.3.4.1.

3. Autor(id)

Lauri Saks, Kristiina Jürgens

4. Indikaatori kirjeldus

Kalade suurus suguküpsuse saavutamisel võib peegeldada kalandussurve mõju kalapopulatsioonide geneetilisele struktuurile (ICES, 2012). See seos põhineb asjaolul, et töönduspüügi käigus on sihtrühmaks sageli just suuremad isendid. Suurus suguküpsuse saavutamisel on tugeva evolutsioonilise surve all (Stearns, 1992) (suurema kehasuuruse juures suudavad kalad toota enam järglasi ning seetõttu on sageli täheldatav suunatud valik kiirema kasvu kasuks enne suguküpsuse saavutamist). Kui kiirekasvulised kalad aga asurkonnast töönduspüügi poolt eemaldatakse võib see tuua kaasa kehamõõtmete suhtelise languse suguküpsuse saavutamisel. Seda seetõttu, et sellistes kunstlikes tingimustes ei ole kiirekasvulisi kalu, kes aeglasekasvulised kalad „välja konkureeriks”. Sellist kalandussurve poolt tekitatud evolutsiooniliste survetegurite muutust kalade kasvule on täheldatud mitmetes töödes (nt. Conover, 2007; Enberg et al., 2012). Populatsiooni tasemel sellistele küsimustele vastamiseks on L50 (pikkus, mille juures 50% kaladest on suguküpsed) tunnusena kaunis kaua kasutusel olnud (nt. Chen & Paloheimo, 1994; O'Brien, 1999).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Keskmine pikkus mille juures 50% kaladest olid suguküpsed (L50) hinnati Pärnu lahe sügiseste seirepüükide ahvenasaakide põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). L50 arvutati iga aasta jaoks eraldi logistilise regressiooni mudelist, kus kala üldpikkus (TL) oli sõltumatu muutuja ning kala suguküpsuse aste sõltuv muutuja. Populatsioonipõhist L50 hinnangut eelistati tõenäosuslikule suguküpsuse reaktsiooninormipõhisele indikaatorile (Probabilistic Maturation Reaction Norm Indicator – PMRNI; ICES, 2012) esimese lihtsuse ning vähesema andmemahukuse tõttu (PMRNI hindamiseks on vaja ka andmeid iga isendi kasvukiiruste kohta, see oleks aga oluliselt pärssinud saadaolevat valimit). Referentsalaks valiti Pärnu laht, kuna sealsete seirepüükide andmestik võimaldab väga hästi hinnata isendite sigimisseisundit (sügisel on gonaadide arengustaadiumi võimalik piisava täpsusega määrata). Lisapõhjuseks on see, et Pärnu lahe ahvenasaagid on Eesti merealade mõistes erakordse tähtsusega – 2010 aastal moodustasid Pärnu lahes (püügiirudud 178-180) ahvenasaagid kogu Eesti rannapüügi ahvenasaagist 69,8% (Armulik & Sirp, 2011).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Kalandussurve poolt tekitatud evolutsiooniliste survetegurite muutust kalade kasvule on täheldatud mitmetes töödes (nt. Conover, 2007; Enberg et al., 2012). Populatsiooni tasemel sellistele küsimustele vastamiseks on L50 (pikkus, mille juures 50% kaladest on suguküpsed) tunnuseks kaunis kaua kasutusel olnud (nt. Chen & Paloheimo, 1994; O'Brien, 1999). See seos põhineb asjaolul, et töönduspüügi käigus on sihtrühmaks sageli just suuremad isendid. Suurus suguküpsuse saavutamisel on tugeva evolutsioonilise surve all (Stearns, 1992) (suurema kehasuuruse juures suudavad kalad toota enam järglasi ning seetõttu on sageli täheldatav suunatud valik kiirema kasvu kasuks enne suguküpsuse saavutamist). Kui kiirekasvulised kalad aga asurkonnast töönduspüügi poolt eemaldatakse võib see tuua kaasa kehamõõtmete suhtelise languse suguküpsuse saavutamisel. Seda seetõttu, et sellistes kunstlikes tingimustes ei ole kiirekasvulisi kalu, kes aeglasekasvulised kalad „välja konkureeriks”. Seega võib kalade suurus suguküpsuse saavutamisel peegeldada kalandussurve mõju kalapopulatsioonide geneetilisele struktuurile (ICES, 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuste määramiseks võeti aluseks ahvena suguküpsuse saavutamise ea ja suuruse hinnangud, mis on varajasemate (enne 1985) andmete põhjal ära toodud Pihu ja kolleegide poolt (Pihu et al., 2003). Pihu ja kolleegide (2003) poolt on ära toodud ahvena pikkus (suguküpsuse saavutamisel) ninamikust soomuskatte lõpunui (TI), et võrrelda seda tulemust Pärnu lahe sügiseste seirepüükide andmetega (kasutusel kala täispikkus – TL - pikkus kala ninamikust sabauime lõpuni) teisendati Pihu ja kolleegide (2003) andmeid valemi kohaselt $TL=1,124*TI$ (vastavalt Saat et al., 2007).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks loeti, kui ahvena L50 ei lange allapoole tinglikku pikkust, mille juures suguküpsus saavutati varajasemate andmete põhjal (Pihu et al., 2003 teisendatud vastavalt Saat et al., 2007).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Vastavalt Pihu ja kolleegide (2003 teisendatud vastavalt Saat et al., 2007) andmetele saavad emased ja isased ahvenad suguküpseks kui kehapikkus ületab vastavalt 157 mm ja 101 mm. Seega:

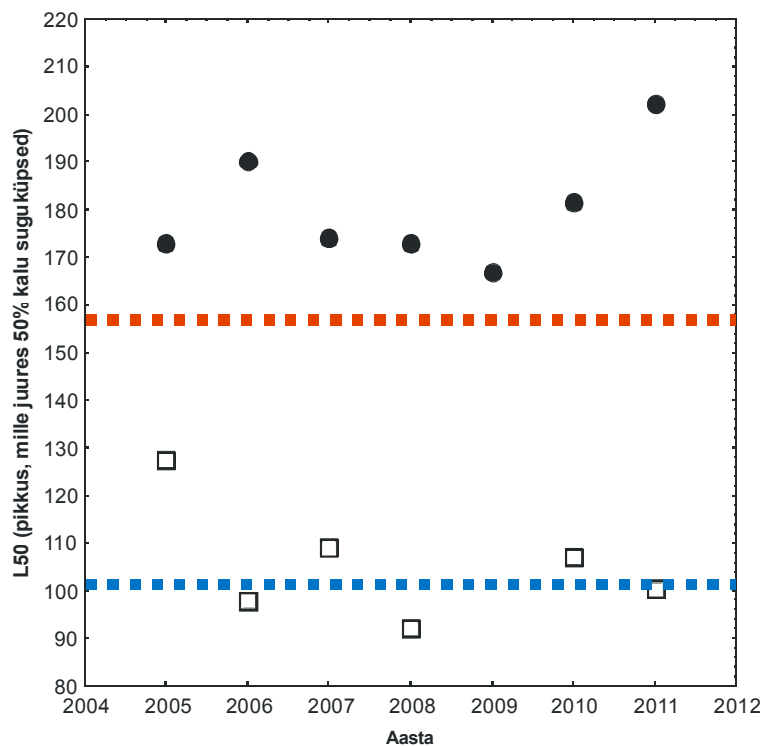
♀♀) HKS on saavutatud kui $L50 > 157$ mm

♂♂) HKS on saavutatud kui $L50 > 101$ mm

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

2005.-2011. a. ei langenud ahvena kummagi sugupoole L50 allapoole HKS taseme väärtust. Alati oli emaste ahvenate $L50 > 157$ mm (vt. joonis sektsioonis 11). Seega ei olnud emaste ahvenate L50 indeksi väärtused hälbinud väljapoole HKS taset. Isaste ahvenate puhul kõikus L50 aastati HKS taseme $L50 > 101$ mm ümber (vt. joonis sektsioonis 11). Aastal 2011 oli isaste ahvenate L50 langenud tasemele $L50 = 100.5$ mm. Seega, ehkki kitsalt võttes ei olnud 2011 aastal isaste ahvenate L50 indeksi väärtus hälbinud väljapoole HKS taset, ei saa lugeda isaste ahvenate L50 indeksi väärtust ka HKS taset ületavaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Ahvena L50 (pikkus, mille juures 50% kaladest saavutanud suguküpsuse) Pärnu lahe sügisestes seirepüükides. Täidetud ringid tähistavad emaseid, tühjad ruudud isaseid kalu. Punane ja sinine punktirjoon tähistavad vastavalt emaste ja isaste ahvenate suguküpsuse saavutamise pikkust (Pihu et al. 2003 teisendatud vastavalt Saat et al., 2007; vaata seksioone 7, 8 ja 9 ülalpool), mis määrati taustatingimuste järgi selle indikaatori hea keskkonnaseisundi taseme miinimumväärtusteks.

12. Kasutatud kirjandus.

Armulik, T. & Sirp, S. (eds.). 2011. *Eesti kalamajandus 2010*. Kalanduse Teabekeskus, Pärnu.

Conover, D.O. 2007. Fisheries: Nets versus nature. *Nature*, 450, 179-180.

Chen, Y. & Paloheimo, J.E. 1994. Estimating fish length and age at 50% maturity using a logistic type model. *Aquat. Sci.*, 56, 206-219.

Enberg, K., Jørgensen, K., Dunlop, E.S., Varpe, Ø., Boukal, D.S., Baulier, L., Eliassen, S. & Heino, M. 2012. Fishing-induced evolution of growth: concepts, mechanisms and the empirical evidence. *Marine Ecol.*, 33, 1–25.

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

O'Brien, L. 1999. Factors influencing the rate of sexual maturity and the effect on spawning stock for Georges Bank and Gulf of Maine Atlantic cod *Cadus morhua* stocks. *J. NW Atlantic Fish Sci.*, 25, 179-203.

Pihu, E., Järv, L., Vetemaa, M. & Turovski, A. 2003. Ahven, *Perca fluviatilis* L. *In Fishes of Estonia* (Ojaveer, E., Pihu, E. & Saat, T. eds), pp289-296. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Saat, T., Saat, T. & Nursi, A. 2007. Total length – standard length relationship in Estonian fishes. In Book of abstracts of the XII european congress of ichthyology (Buj, I., Zanella, L. & Mrakovicic, M., eds), p 141. European Ichthyological Society.

Stearns, S.C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press, Oxford.

Tunnus 4. Kõik teadaolevad mere toiduvõrkude elemendid eksisteerivad tavapärase arvukuse ja mitmekesisuse tasemel

1. Indikaatori nimetus.

Lõhe (*Salmo salar*) laskujate arvukus võrreldes maksimaalse loodusliku potentsiaalse arvukusega. *The smolt production of Baltic salmon (Salmo salar) relative to the level of natural smolt production capacity on a river-by river basis.*

2. Indikaatori kood.

4.1.1.1. (3.2.1.1.)

3. Autor(id)

Martin Kesler, Lauri Saks,

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab Eesti meraladega seotud lõhe kudejõgedest merre siirduvate lõhe laskujate arvukust, võrrelduna eelnevalt määratud maksimaalse loodusliku laskujate hulgaga, mis neist jõgedest merre siirduda võib. Indeks on välja töötatud ICEC WGBAST tööühma poolt (ICES, 2011) ning kasutusel üle kogu Läänemere lõhe populatsioonide seisundi ja sigimispotentsiaali hindamiseks. ICES analüüsi kohaselt on vajalik lõhe populatsioonide taastamiseks tasemele, mis võimaldaks nende jätkusuutlikku ekspluateerimist (**MSY** - Maximum Sustainable Yield) saavutada laskujate arv, mis moodustaks 75% nende kudejõgede maksimaalsest looduslikust potentsiaalsest laskujate arvust (**PSPC** – Potential Smolt Production Capacity) (Piet et al., 2010).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaator määratakse võrreldes lõhe laskujate arvukushinnanguid kudejõgede PSPC-ga. Laskujate arvukus hinnatakse Pirita jões otseselt laskujate loenduse teel, kasutades märgistamise-taaspüügi meetodit. Muudes Eesti lõhe kudejõgedes hinnatakse laskujate arvukust igasügiseste tähnikute asustustiheduste põhjal (Kesler, 2012; Kangur & Wahlberg, 2001) vastavalt ICEC WGBAST tööühma poolt heaks kiidetud meetodikale. Igas jões määratakse tähnikute asustustihedus püsiseirealadel ning arvestades koelmute suurust ning keskmist talvist looduslikku tähnikute suremust kuni laskuja-eani arvutatakse hinnanguline laskujate hulk (vt. detaile nt. Kesler, 2012). Kuna laskujate arv on väga tundlik ka loodusliku hüdroloogiliste ja meteoroloogiliste tingimuste varieerumise suhtes on soovitatav lõhe kudekarja seisundi hindamiseks kasutada viie aasta hinnangute keskmist (**LH**). PSPC on määratud iga jõe kohta eraldi, arvestades potentsiaalset koelmuala suurust ning lugedes iga potentsiaalse koelmu toodanguks 1000 laskujat hektari kohta (Kangur & Wahlberg, 2001). Keila ja Loobu jõgede puhul on hiljem (Kesler, 2012) laskujate potentsiaalset toodangut hinnatud suuremaks, vastavalt mõõdetud asustustihedustele.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Lõhe laskujate hulk on äärmiselt tundlik mitmete parameetrite suhtes. Nõnda mõjutavad lõhe laskujate hulka kudekarja ülepüük (nii töönduslik-, harrastus- kui röövpüük), koelmualade kättesaadavus (rändetõkete mõju), vee kvaliteet (eelkõige antropogeenne reostus) ning looduslik hüdrroloogiliste ja meteoroloogiliste tingimuste varieerumine (Kangur & Wahlberg, 2001; Piet et al., 2010; ICES, 2011; Kesler, 2012; Kesler et al., 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Kudejõgede maksimaalne looduslik potentsiaalne laskujate hulk (PSPC) on määratud iga jõe kohta eraldi, arvestades teadaolevat potentsiaalset koelmuala suurust ning lugedes iga potentsiaalse koelmu toodanguks 1000 laskujat hektari kohta (Kangur & Wahlberg, 2001; ICES, 2011). Keila ja Loobu jõgede puhul on hiljem (Kesler, 2012) laskujate potentsiaalset toodangut hinnatud suuremaks, vastavalt mõõdetud asustustihedustele.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

ICES analüüsi kohaselt on vajalik lõhe populatsioonide taastamiseks tasemele, mis võimaldaks nende jätkusuutlikku eksploateerimist (MSY - Maximum Sustainable Yield) saavutada laskujate arv, mis moodustaks 75% nende kudejõgede maksimaalsest looduslikust potentsiaalsest laskujate arvust (**PSPC75%**) (Piet et al., 2010).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Jõgi	Jägala	Keila	Kunda	Loobu	Pirita	Purtse	Pärnu	Selja	Valgejõgi	Vasalemma	Vääna
PSPC	2300	6500	18500	10500	11500	7600	1300	11300	1500	1600	2000
SPC75	1725	4875	13875	7875	8625	5700	975	8475	1125	1200	1500

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Jõgi	Jägala	Keila	Kunda	Loobu	Pirita	Purtse	Pärnu	Selja	Valgejõgi	Vasalemma	Vääna
SPC75	1725	4875	13875	7875	8625	5700	975	8475	1125	1200	1500
LH 2008-2012	10	3420	680	3720	3880	1280	100	1980	600	280	220

Viie aasta keskmine LH ei ületa hetkel üheski Eesti merealaga seotud jões hea keskkonnataseme väärtust. Seda hoolimata sellest, et selle aja jooksul on vähemalt korra aastane LH ületanud PSPC75% Kunda-, Loobu-, Pirita ja Keila jões (vt. tabel 11.). Seega ei ole Eesti merealadega seotud lõhe populatsiooni kudekarja reproduktiivne potentsiaali osas head keskkonnaseisundit saavutatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Jõgi	Aasta	PSPC	LH	LH% PSPC-st	Jõgi	Aasta	PSPC	LH	LH% PSPC-st
Kunda	2008	18500	900	43	Jägala	2008	2300	0	0
Kunda	2009	18500	100	<5	Jägala	2009	2300	0	0
Kunda	2010	18500	100	5	Jägala	2010	2300	50	<17
Kunda	2011	18500	200	10	Jägala	2011	2300	0	0
Kunda	2012	18500	2100	100	Jägala	2012	2300	0	0
Selja	2008	11300	100	<1	Pirita	2008	11500	2500	26
Selja	2009	11300	4000	35	Pirita	2009	11500	5700	59
Selja	2010	11300	3900	34	Pirita	2010	11500	8500	89
Selja	2011	11300	1100	10	Pirita	2011	11900	1600	17
Selja	2012	11300	800	7	Pirita	2012	11900	1100	11
Loobu	2008	10500	0	0	Vääna	2008	2000	100	<5
Loobu	2009	10500	100	1	Vääna	2009	2000	100	<5
Loobu	2010	10500	10500	100	Vääna	2010	2000	600	30
Loobu	2011	10500	4500	43	Vääna	2011	2000	200	10
Loobu	2012	10500	3500	33	Vääna	2012	2000	100	<5
Valge	2008	1500	700	47	Keila	2008	6500	700	11
Valge	2009	1500	500	33	Keila	2009	6500	1100	17
Valge	2010	1500	600	40	Keila	2010	6500	6300	97
Valge	2011	1500	800	53	Keila	2011	6500	3000	46
Valge	2012	1500	400	27	Keila	2012	6500	6000	92
Pärnu	2008	1300	100	<5	Vasalemma	2008	1600	100	<10
Pärnu	2009	1300	100	<5	Vasalemma	2009	1600	200	13
Pärnu	2010	1300	100	<5	Vasalemma	2010	1600	100	<10
Pärnu	2011	1300	100	<5	Vasalemma	2011	1600	300	19
Pärnu	2012	1300	100	<5	Vasalemma	2012	1600	700	44
Purtse	2008	7600	100	1					
Purtse	2009	7600	2600	34					
Purtse	2010	7600	2200	29					
Purtse	2011	7600	400	5					
Purtse	2012	7600	1100	15					

PSPC ja LH väärtused Eesti merealaga seotud jõgedes (Kesler, 2012 järgi)

12. Kasutatud kirjandus.

ICES. 2011. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 22–30 March 2011, Riga, Latvia. ICES 2011/ACOM:08. 297 pp

Kangur, M., & Wahlberg, B.(eds). 2001. *Present and potential production of salmon in Estonian rivers*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

Kesler, M. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Lõhe ja meriforell*. Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

Kesler, M., Vetemaa, M., Saks, L. & Saat, T. 2012 The survival and timing of reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts during downstream migration: a case study in the Pirita River, Baltic Sea basin. *Boreal. Env. Res.*, (in press).

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

1. Indikaatori nimetus.

Suurte ahvenate (*Perca fluviatilis*; TL>250 mm) arvukusindeks seirepüükides.

Abundance index of large(TL>250 mm) perch (Perca fluviatilis) in monitoring catches.

2. Indikaatori kood.

4.2.1.1

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab suurte ahvenate arvukust vaadeldavas asurkonnas (HELCOM, 2012a; HELCOM, 2012b). Vaadeldakse just eraldi suuremaid kalu kuna suurtel ahvenatel on ökosüsteemis väikestest erinev roll (HELCOM, 2012b). Lisaks nende kõrgemale troofsustasemele moodustavad suuremad isendid ka ebaproportsionaalselt suure osa populatsiooni taastootmisel (Beldade, 2012). Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad isendid ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte ahvenate arvukus tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb. Suurte ahvenate saagikust seirepüükides (CPUE) otsustati kasutada koosluse toiduahela tipus olevate kalaliikide hindamisel proportsiooni asemel kuna viimane võib olla väga tundlik arvukate noorkalade põlvkondade suhtes.

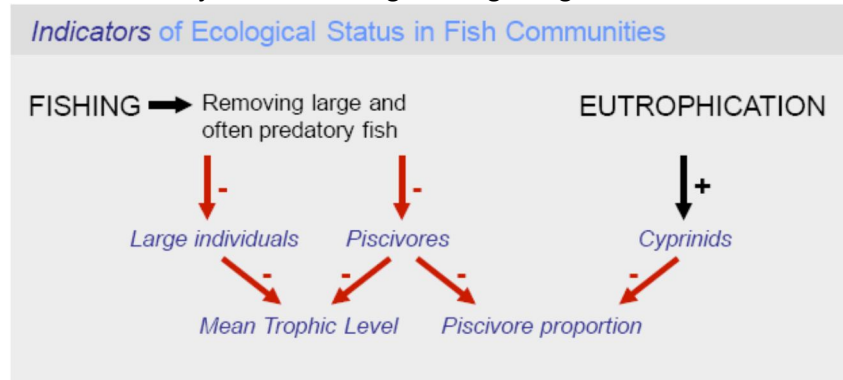
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide andmestiku põhjal (Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993). Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides arvutatakse kui ahvenate, kelle täispikkus (TL) ületab 250 mm, saagikus (Catch Per Unit Effort – CPUE) - arv ühe püügiühiku (seirejaam) kohta (Eschbaum et al., 2012) vastavalt HELCOM (2012a; 2012b) meetodikale.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väljapüügi sihtrühmaks on eelkõige just suuremad isendid ning seetõttu langeb suurte ahvenate arvukus tugeva püügisurve tingimuses (HELCOM, 2012b).

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks suurte (ahvena) isendite arvukus olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale lisanduvad andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

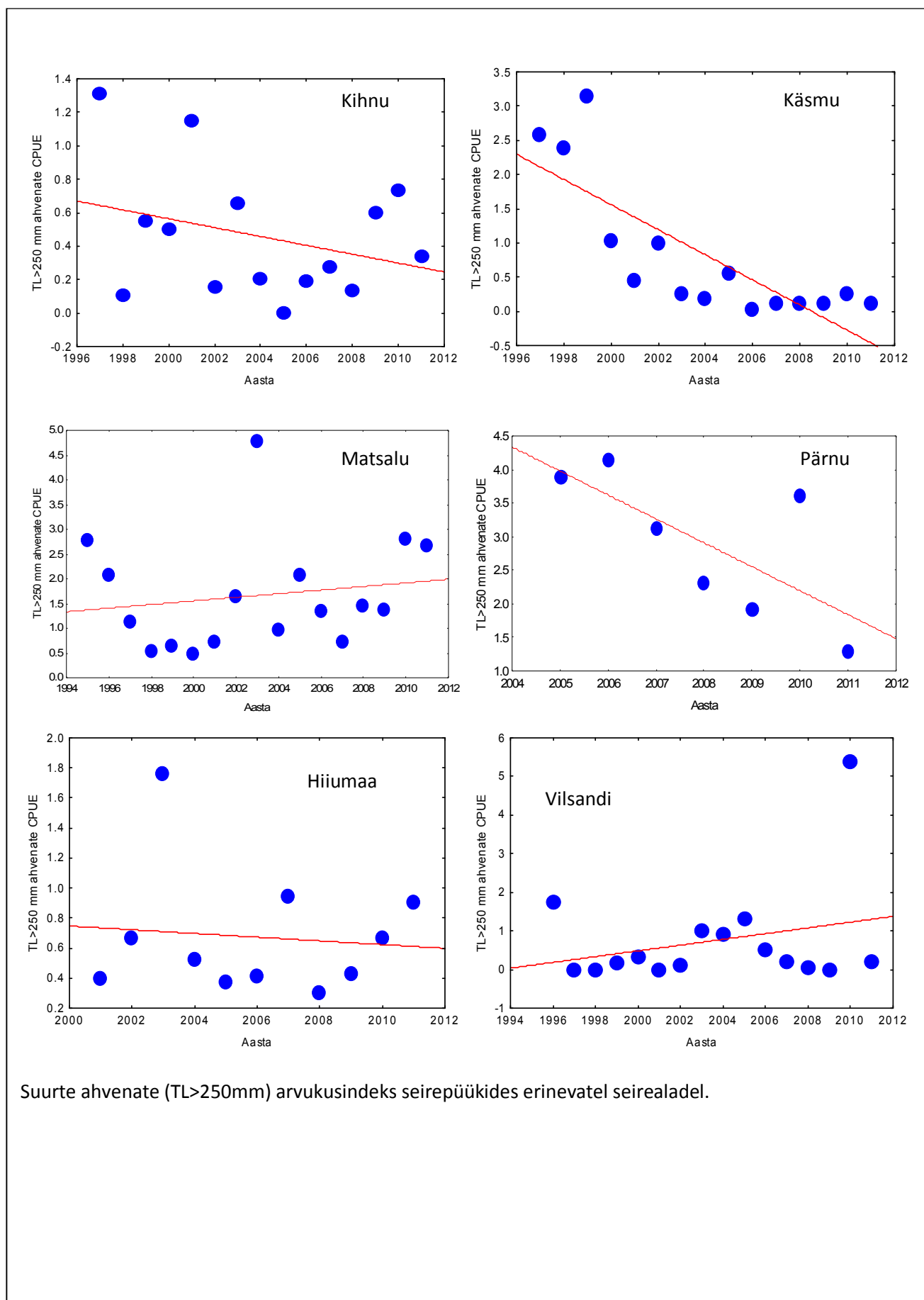
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Suurte ahvenate arvukusindeks seirepüükides ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstemaatiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Vilsandi püsiseirealal, langev trend ilmnes Käsmu, Pärnu ja Kihnu püsiseirealadel. Viimase kahe aasta tõusu tulemusena oli nihkunud suund indikaatori väärtuste tõusu suunas Matsalu püsiseirealal. Sarnane olukord oli ka Hiiumaa püsiseirealal ent indikaatori väärtuste väga tugeva eelneva varieeruvuse tõttu ei saa lugeda seda suunda siiski selgelt tõusvaks (vt. seksioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et Vilsandi ja Matsalu (stabiilse ja viimasel kahel aastal trendi suunda muutvatel aladel) on indikaatori väärtus on teinud läbi sügava languse kohe esimestel seireaastatel. See langeb kokku ajaga, mil Eesti rannikumere kalastik oli väga tugeva ülepüügi surve all (Ådjers et al, 2006; HELCOM, 2012b). Nõnda on väga tõenäoline, et vaadeldud stabiilsed trendid iseloomustavad tegelikult suurte ahvenate arvukuse madalseisu neil püsiseirealadel. Seega, enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üheselt mõistetavat trendi puudumist või tõusu ja järelikult ei saa lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks GESint tasemele.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Suurte ahvenate (TL>250mm) arvukusindeks seirepükides erinevatel seirealadel.

12. Kasutatud kirjandus.

Beldade, R., Holbrook, S.J., Schmitt, R.J., Planes, S., Malone, D. & Bernardi, G. (2012) Larger female fish contribute disproportionately more to self-replenishment. *Proc. R. Soc. B.*, 279, 2116-2121

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. *Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A*

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 131*.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. *Kustrapport, 1993: 35 pp*

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

1. Indikaatori nimetus.

Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI).

Mean maximum length across all fish species found in monitoring catches (MMLI)

2. Indikaatori kood.

4.2.1.2

3. Autor(id)

Roland Svirgsden, Lauri Saks

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab töõnduspüügi mõju kogu kalastikule ning töötati algselt välja kasutamiseks Kalalanduse andmekogumise programmis (ICES, 2012). MMLI kirjeldab kõigi seirepüükidesse sattunud kalaliikide maksimaalsete pikkuste ning arvukuste vahelise seosena seda, kui suured kalad seirepüükides on. Kuna töõnduspüük on enamasti selektiivne suuremate kalade suhtes siis eeldatakse, et töõnduspüügi surve tagajärjel langeb MMLI väärtus (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012). Ehk teisisõnu kirjeldab MMLI seda, kui suur osa kalakooslusest moodustavad suurekasvulised liigid ja kui suure osa väikesekasvulised liigid. Samas eirab MMLI püütud isendite empiirilisel mõõdetud suurusi ja ei ole seega tundlik arvukate noorkalapõlvkondade suhtes (ICES, 2012). Kuna enamus suuremõõtmelisi kalu on röövkalad siis kirjeldab see indikaator ka seda, kui suur osa kogu kalakooslusest moodustavad toiduahela tipus asuvad isendid. Ometigi ka osa lepiskalu kasvab suuremõõtmelisteks. Seega on selle indikaatori sobivust toiduahela tipus asuvate liikide osakaalu hindamiseks vaja järgneva MSRD rakendamise tsükli käigus põhjalikumalt analüüsida.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

MMLI arvutamiseks saadi andmestik Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM metoodikale

(Thoresson, 1993). MMLI arvutati vastavalt (ICES, 2012)

$$MMLI = \frac{\sum_j (L_{\max j} N_j)}{N}, \text{ kus } L_{\max j}$$

tähistab vastava kalaliigi j maksimaalset pikkust (vastavalt FishBase, 2012), N_j tähistab vastava kalaliigi j isendite arvu ja N tähistab kõikide isendite arvu seirepüügis. Kalade maksimaalsed pikkused saadi andmebaasist FishBase (Fishbase, 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

MMLI kirjeldab kõigi seirepüükidesse sattunud kalaliikide maksimaalsete pikkuste ning arvukuste vahelise seosena seda, kui suured kalad seirepüükides on. Kuna töõnduspüük on enamasti selektiivne suuremakasvuliste kalaliikide suhtes siis eeldatakse, et töõnduspüügi surve tagajärjel langeb MMLI väärtus (Shin et al., 2005; Piet et al., 2010; ICES, 2012)

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerealad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui viimastel aastatel langeva trendiga aegreale lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

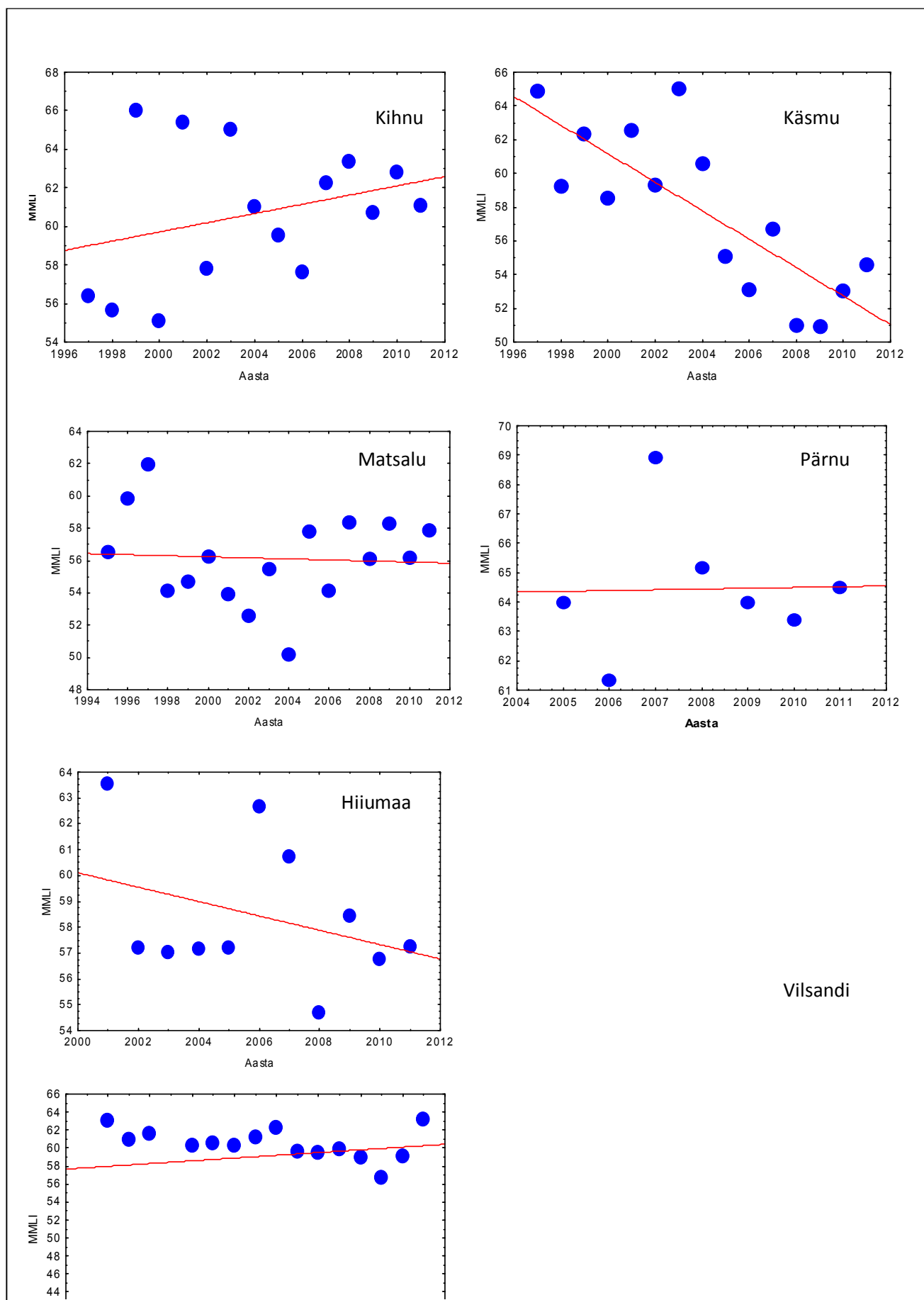
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui viimastel aastatel langeva trendiga aegreale lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kõigi kalaliikide keskmine maksimaalne pikkus seirepüükides (MMLI) ei ole vaadeldud perioodide jooksul süstematiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Kihnu, Pärnu, Hiiumaa, Matsalu ja Vilsandi püsiseirealadel. Tähelepanuväärne langev trend ilmnas Käsmu püsiseirealal. Seega enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat (vt. seksioonis 11 allpool) ja järelilikult võib lugeda MMLI hetkel vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrategie Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

FishBase. 2012. (Froese, R. & Pauly, D., eds) <http://www.fishbase.org>, version (04/2012).

HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A

ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62. 169pp.

Piet, G.J., Albella, A.J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, G., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. (Doerner, H. & Scott, R., eds). EU and ICES, Luxembourg

Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J. & Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 62, 384-396.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

1. Indikaatori nimetus.

Fütoplanktoni funktsionaalsete rühmade sesoonne dünaamika

Seasonal progression of phytoplankton functional groups

2. Indikaatori kood.

4.3.1.1

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Fütoplanktoni funktsionaalsete rühmade biomassisuhetes toimuvad nihked võivad mõjutada kogu ökosüsteemi toimimist. Fütoplankton on toiduahela esmane lüli, luues aluse kas moodustunud biomassi kättesaadavusele toiduahela kõrgematel tasemetel või selle seetõttu merepõhja. Tegemist on potentsiaalse indikaatoriga, mis peaks iseloomustama tervet planktilist süsteemi, kus domineerivad vetikarühmad esinevad vegetatsiooniperioodi vältel looduslikus suksessioonis (Devlin jt., 2007). Kõrvalekalded normaalsest sesoonselt käigust (liiga suur või väike biomass, mõne dominantrühma puudumine) näitavad keskkonnaseisundi halvenemist.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuse määramise meetodika on kirjeldatud esmalt Briti rannikuvete jaoks (Devlin jt., 2007). Iga vetikarühma jaoks konstrueeritakse tüübi- või kohaspetsiifiline sesoonne võrdlusköver, eelistades inimtegevusest vähemõjutatud alasid või kohti (seirejaamu). Juhul kui sellised alad puuduvad, leitakse indikaatorrühma biomassi sesoonsed ja igakuised keskmised võrdlusperioodi (soovitavalt >10 aasta) jaoks. Võrdluskövera igakuised väärtused arvutatakse Z-skoorina (ideaalis vahemikus -2 kuni +2) kogu vegetatsiooniperioodi hõlmaval skaalal. Väga selgelt väljendunud sesoonsuse korral võivad Z-väärtused üksikutel kuudel olla ka suuremad kui +2 või väiksemad kui -2. Keskkonnaseisundi hinnang antakse testperioodil arvutatud väärtuste põhjal, mis jäävad lubatud kõrvalekallete piiresse (% kõigist väärtustest). Ränivetikate võrdluskõverad, lubatud kõrvalekalded ja testväärtused Eesti mereala erinevate piirkondade kohta on toodud joonisel 4.3.1.1.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Devlin jt. (2007) töötasid esmalt välja veekogude toitainetetasemel ja tundlikkusel baseeruvad riskiindeksid. Riskiindeksi arvutamisel kombineeriti toitainetekoormus valgus, toitainetesisaldus merevees, valgus- ja muud füüsilised tingimused. Selle tulemusel valiti välja madala riskitasemega veekogud, kus toitainetega rikastumise oht oli väike. Nende veekogude jaoks konstrueeriti võrdluskõverad.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Fütoplanktoni erinevate funktsionaalsete rühmade võrdlusperioodi biomassi väärtused keskmistatakse kogu vegetatsiooniperioodi ja üksikute kuude lõikes ning arvutatakse lubatud kõrvalekalded (Eesti mereala jaoks $\pm 1/2$ standardhälvet). Andmete normaliseerimise järel arvutatakse igakuised Z-väärtused, mis teeb erinevate funktsionaalsete rühmade biomassi sesoonse käigu võrreldavaks. Kui Z-väärtus on nullilähedane, siis on vastava kuu keskmine biomass lähedane terve vegetatsiooniperioodi keskmisele. Positiivsed ja negatiivsed väärtused näitavad vastavalt üldkeskmisest suuremaid ja väiksemaid biomasse.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Testperioodil saadud väärtused näitavad head keskkonnaseisundit, kui need langevad igakuistest normaliseeritud keskmistest biomassi väärtustest ühele või teisele poole lubatud kõrvalekalde piires (Eesti mereala jaoks $\pm 1/2$ standardhälvet). Teatud piirini on aktsepteeritavad ka suurema kõrvalekaldega väärtused.

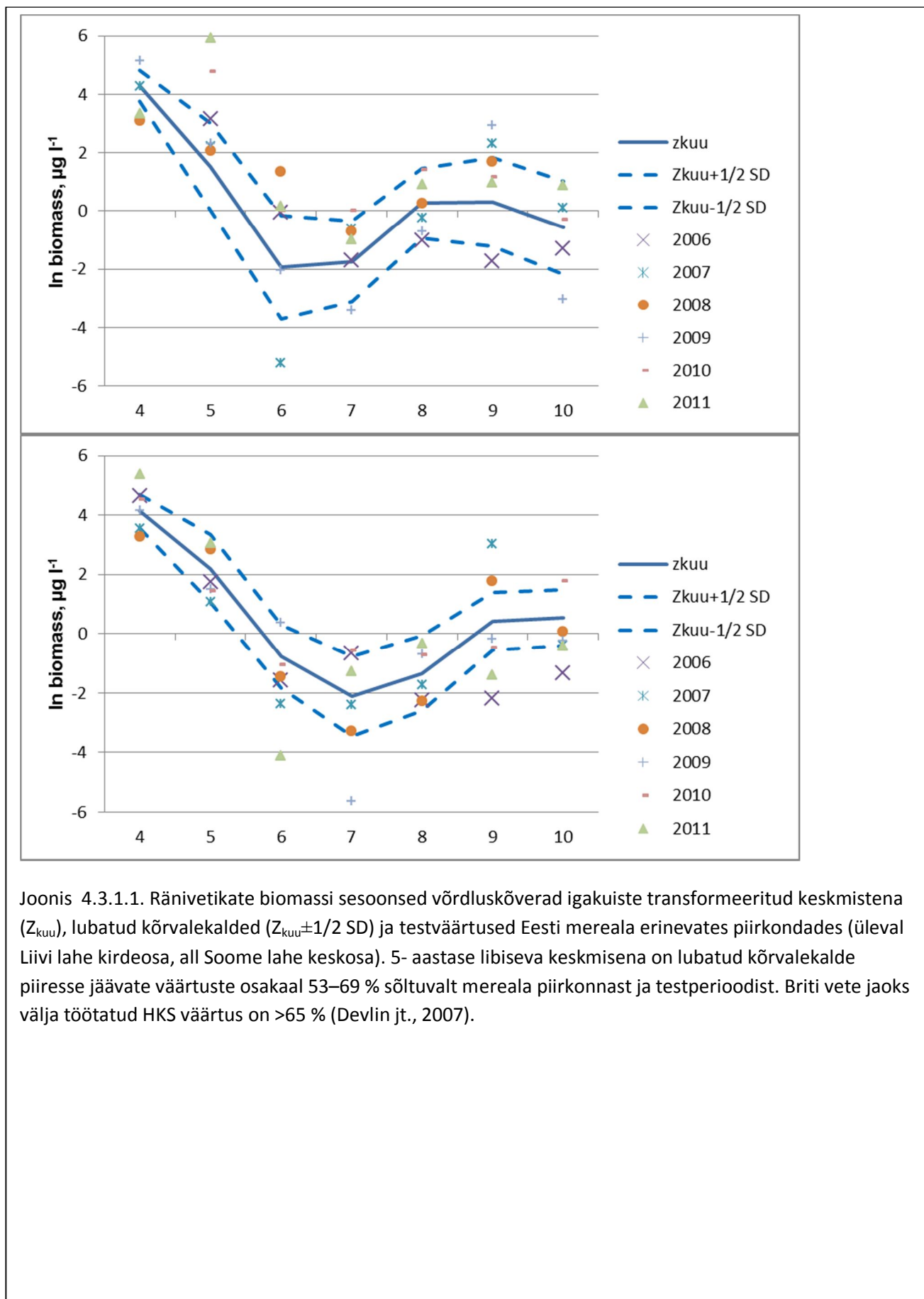
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Briti vetele kohandatud indikaatori väärtused näitavad head keskkonnaseisundit, kui testperioodil mõõdetud väärtustest >65 % jääb lubatud kõrvalekalde piiresse (Devlin jt., 2007).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti mereala jaoks on HKS kriteeriumid väljatöötamisel ning tõenäoliselt kasutatavad 2018. aasta hindamisel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 4.3.1.1. Ränivetikate biomassi sesoonsed võrdluskõverad igakuiste transformeeritud keskmistena (Z_{kuu}), lubatud kõrvalekalde ($Z_{kuu} \pm 1/2 SD$) ja testväärtused Eesti mereala erinevates piirkondades (üleväl Liivi lahe kirdeosa, all Soome lahe keskosa). 5- aastase libiseva keskmisena on lubatud kõrvalekalde piiresse jäävate väärtuste osakaal 53–69 % sõltuvalt mereala piirkonnast ja testperioodist. Briti vete jaoks välja töötatud HKS väärtus on >65 % (Devlin jt., 2007).

12. Kasutatud kirjandus.

Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., Silke, J., Cusack, C. & Skeats, J. 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin* **55**, 91–103.

1. Indikaatori nimetus.

Aerjalgsete biomassi ja kogu mesozooplanktoni biomassi suhe Copepod biomass/total mesozooplankton biomass ratio

2. Indikaatori kood.

4.3.1.2.

3. Autor(id)

Arno Põllumäe, Henn Ojaveer

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab aerjalgsete biomassi pikajalisi muutusi ja trende Eesti merealal. Kogu mesozooplanktoni kooslusest on aerjalgsed toiduvõrgustiku kõrgematele tasemetele olulisim komponent. Kõrgem aerjalgsete biomass näitab mesozooplanktoni isendite keskmisest suuremaid mõõtmeid ja ühtlasi ka mesozooplanktoni kõrgemat kvaliteeti kalade toiduna. Vesikirbuliste ja keriloomadega võrreldes on aerjalaliste paljunemistsükkel aeglasem, ning seetõttu ei ole ka biomassi muutused väga hüppelised ja väga sõltuvad proovikogumise tihedusest.

Mesozooplanktoni sealhulgas aerjalgsete biomassi andmeid on HELCOM COMBINE seireprogrammi alusel kogu Läänemere ulatuses kogutud algusest peale. Zooplanktoni arvukuse/biomassi mõõdikut kasutatakse laialdaselt zooplanktoni ajalis-ruumilise dünaamika uurimisel (nt. Möllmann et al. 2000, HELCOM 2009) ja seetõttu on antud indikaator üldjoontes universaalne ning tulemused võrreldavad mujal Läänemeres tehtuga. Aerjalgsete biomassi eraldi või proportsiooni kogu mesozooplanktonist eraldi indikaatorina ei ole seni rakendatud, kuid see on indikaatorina heaks kiidetud CORESET tööühma poolt ja võetakse tulevikus ilmselt kasutusele kogu Läänemere ulatuses (HELCOM, 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Mesozooplanktoni uurimisel lähtutakse HELCOM COMBINE programmi meetodikast. Proovid kogutakse kvantitatiivse Juday või WP2 tüüpi planktonivõrgu vertikaalsete tõmmetega maist septembrini. Aerjalgsete ja ülejäänud mesozooplanktoni biomass on määratud kogu veenikihi kohta ning selle alusel aerjalgsete osa protsentides kogu zooplanktoni koosluse biomassist. Et tagada andmete võrreldavus, on vaja iga mereala piirkonnast keskmistada vähemalt kolm proovi, mis on kogutud hiliskevadel ja kolme, mis on kogutud hilissuvel suhteliselt sügavatest jaamadest. Jaamade hulk ja proovivõtutihedus võib olla suurem, kuid andmete edasisel töötlemisel keskmistatakse alati enne kõik samal aastaajal samas piirkonnas kogutud proovid ja seejärel leitakse aasta kohta üks keskmine väärtus iga mereala piirkonna kohta eraldi (näiteks Liivi, Soome lahe ja Läänemere avaosa kohta eraldi).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Suuremõõtmeliste aerjalgsete kõrge arvukus ja biomass tagavad kvaliteetse toidubaasi planktontoidulistele kaladele. Samas võib planktontoiduliste kalade kõrge arvukus omada ka negatiivset tagasisidet planktoni biomassile. Aerjalgsete „bottom-up“ mõju kaladele Läänemeres on siiski eeldatavalt suurem kui kalade „top-down“ kohtroll aerjalgsete üle ning planktontoiduliste kalade + populatsioonide hea seisundi üheks eelduseks on kindlasti kõrge suuremõõtmeliste aerjalgsete biomass (Casini et al., 2006). Liikide kaupa ja ka kogu mesozooplanktoni kooslus tervikuna on otseselt ja veelgi olulisemalt mõjutatud muudest teguritest, peamiselt olulisematest mere eluta keskkonna tingimustest (mõjutatuna kliimamuutustest) aga ka eutrofeerumisest (Lumberg and Ojaveer Viitasalo et al. 1995, Kotta et al. 2009, Põllumäe jt, 2009).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks kasutatakse ajaloolisi andmeid. Arvestades, et 1980-ndatel aastatel oli räime keskmine individuaalne kaal (individual weight-at-age) mitmes Läänemere allsüsteemis kõrge (Lankov and Raid 1995, Rahikainen ja Stephenson, 2004; Rönkkönen et al. 2004), loetakse selle perioodi keskmist aerjalgsete biomassi suhet antud indikaatori taustatingimuseks. Olulisim on fakt, et sel perioodil oli muuhulgas suurte aerjalgsete (nt. *Limnocalanus* ja *Pseudocalanus*) arvukus zooplanktonis suur (Möllmann et al. 2008).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Soome lahe ja Läänemere avaosa põhjaosast kogutud zooplanktoni andmetest arutati kummagi piirkonna aerjalgsete biomassi protsendi väärtused aastatest 1963-2011. Taustatingimusteks valiti periood 1981-1987, kuna see on periood, mille jooksul olid täidetud järgnevad tingimused: 1) räime individuaalkasv oli kõrge 2) zooplanktoni proove oli kogutud kõikidel aastatel järjest nii kevadel kui suvel ja piisavas hulgas jaamades, 3) perioodi lõpetab aerjalgsete biomassi järsk langus mõlemas piirkonnas.

Taustatingimuste väärtustest arutati aritmeetiline keskmine ja selle usalduspiirid (95%) ning HKSiks loetakse keskmise alumist usalduspiiri.

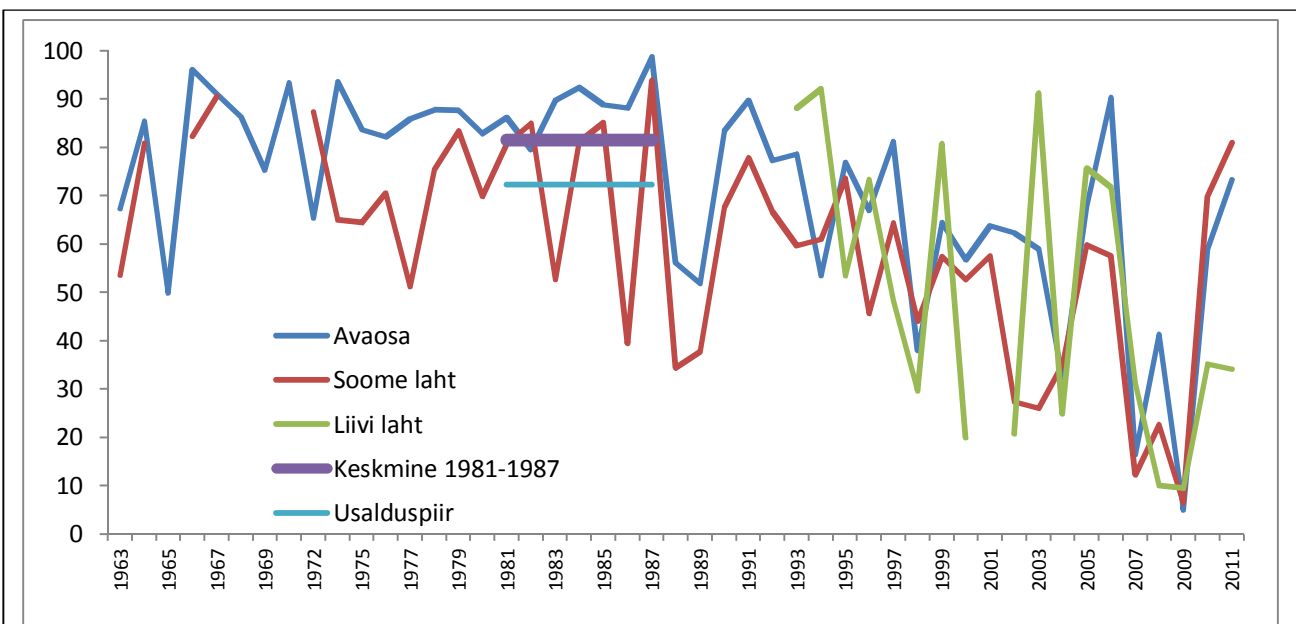
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Aerjalsete biomass moodustab kogu mesozooplanktoni biomassist vähemalt 72 %.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

2011. aastal oli kolme piirkonda arvestades indikaatori keskmine väärtus 63%, seega hea keskkonna seisund ei ole saavutatud. Tulemused on siiski esialgsed, sest kaasatud on ka Liivi laht, mille andmeid HKSi määramisel ei arvestatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Aerjalsete biomassi osa aegread kolmes Eesti merala piirkonnas. Joonisel on eraldi ära toodud ka kõrge aerjalaliste biomassiga perioodi (1981-1987) keskmine tase ja selle alumine usalduspiir.

12. Kasutatud kirjandus.

- Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. 2006. Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos* 112: 638-650.
- HELCOM 2009. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 116B*
- HELCOM 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET Project. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 129B*
- Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Põllupüü, M., 2009. Separate and interactive effects of eutrophication and climate variables on the ecosystem elements of the Gulf of Riga. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 84, 509–518.
- Lankov, A. & Raid, T. (1997). Long-term changes in the feeding of Baltic herring and sprat in the Gulf of Finland. In *Proceedings of the 14th Baltic Marine Biologists Symposium* (Ojaveer, E., ed.), pp. 130–138. Tallinn: Estonian Academy Publishers
- Lumberg, A., and Ojaveer, E. 1991. On the environment and zooplankton dynamics in the Gulf of Finland in 1961–1990. *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol.* 1(3): 131–140.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Sidrevics, L. 2000. Long-term dynamics of main zooplankton species in the central Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 22: 2015-2038.
- Möllmann C, Müller-Karulis B, Kornilovs G, St John MA (2008) Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: Regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES J Mar Sci* 65: 302–310.
- Põllumäe, A., Kotta, J., Leisk, Ü. 2009. Scale-dependent effects of nutrient loads and climatic conditions on benthic and pelagic communities in Gulf of Finland. *Mar. Ecol.* 30 (Suppl. 1): 20-30.
- Rahikainen, M., Stephenson, R. L. 2004. Consequences of growth variation in northern Baltic herring for assessment and management. *ICES J. Mar.Sci.* 61: 338-350.
- Rönkkönen, S., Ojaveer, E., Raid, T. and Viitasalo, M. 2004. Long-term changes in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) growth in the Gulf of Finland. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 61: 219–229
- Viitasalo, M., Vuorinen, I., and Saesmaa, S. 1995. Mesozooplankton dynamics in the northern Baltic Sea: implications of variations in hydrography and climate. *J. Plankton Res.* 17: 1857–1878.

1. Indikaatori nimetus.

Kalakoosluse troofsusindeks.

Community trophic index.

2. Indikaatori kood.

4.3.1.6. (1.7.1.3)

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab erinevate troofiliste tasemetega kalaliikide osakaalu koosluses (HELCOM, 2012a). Seega kirjeldab kalakoosluse troofsusindeks kalakoosluse üldist troofilist taset. Eeldatakse, et indikaatori dünaamika peegeldab muutusi erinevate funktsionaalsete rühmade proportsionaalses arvukuses (HELCOM, 2012a). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b, Pauly et al., 1998), et suurte röövkalade hulk populatsioonis tugeva püügisurve tingimuses langeb ning lepiskalade osakaal tõuseb, mis toob endaga kaasa kalakoosluse troofsustaseme languse (vt ka joonis sektsioonis 6). Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju kalakooslusele (HELCOM, 2012b). Väga madalaid kalakoosluse troofsusindeksi väärtusi seostatakse väga kõrge lepiskalade osakaaluga koosluses (HELCOM, 2012a).

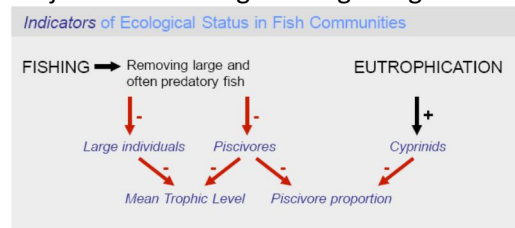
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Kalakoosluse troofsusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide põhjal (Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993). Kalaliikidele iseloomulikud troofsushinnangud saadi andmebaasist FishBase (Fishbase, 2012). Kalakoosluse troofsusindeks iga seirealal iga aasta kohta eraldi arvutati kui kõigi kalaliikide troofsuste keskmine, kusjuures iga kalaliigi keskmine troofsustase oli eelnevalt kaalutud selle kalaliigi arvukuse suhtes seirepüükides (vastavalt HELCOM, 2012b).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b, Pauly et al., 1998), et suurte röövkalade hulk populatsioonis tugeva püügisurve tingimuses langeb ning lepiskalade osakaal tõuseb, mis toob endaga kaasa kalakoosluse troofsustaseme languse. Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju kalakooslusele (HELCOM, 2012b). Väga madalaid kalakoosluse troofsusindeksi väärtusi seostatakse väga kõrge lepiskalade osakaaluga koosluses (HELCOM, 2012a).

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks kalakoosluse troofsusindeks olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegriidade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale oli viimastel aastatel lisandunud andmeid, mis viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

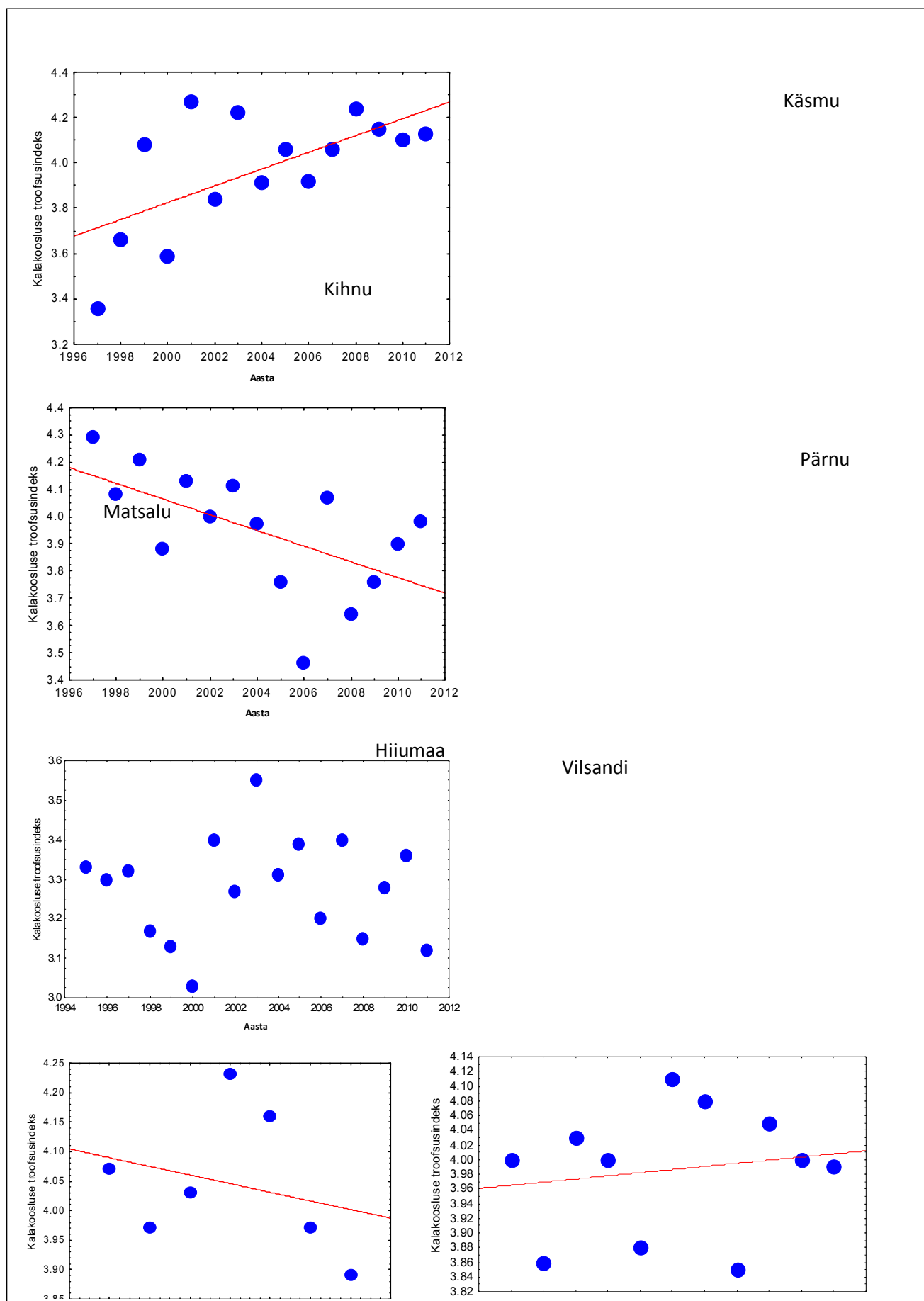
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale oli viimastel aastatel lisandunud andmid, mis viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kalakoosluse troofsusindeks ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstematiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Matsalu, Hiiumaa ja Pärnu püsiseirealadel, langev trend ilmnes Käsmu püsiseirealal ning tõusev trend ilmnes Kihnu ja Vilsandi püsiseirealadel (vt. seksioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et kõigi stabiilse trendiga seireala puhul on indikaatori väärtus väga varieeruv. See võib tuleneda mõne kalaliigi arvukuse (tõenäoliselt ahvena väga tugevad põlvkonnad, kus noorkalade hulk väga suur) väga suurtest kõikumistest vaadeldava perioodi vältel. Enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegridades üheselt mõistetavat trendi langust (vt. seksioonis 11 allpool) ja järelikult võib lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrategie Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

FishBase. 2012. (Froese, R. & Pauly, D., eds) <http://www.fishbase.org>, version (04/2012).

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. XXX A

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 131.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, Jr.F. 1998. Fishing down the marine food webs. *Science*, 279, 860-863.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

1. Indikaatori nimetus.

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides.

Abundance index of piscivores in monitoring catches.

2. Indikaatori kood.

4.3.1.9 (1.7.1.2)

3. Autor(id)

Lauri Saks, Roland Svirgsden

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kirjeldab röövkalade hulka vaadeldavas koosluses (HELCOM, 2012a). See indeks koondab endasse arvukushinnangud kõigi sellesse funktsionaalsesse rühma kuuluvate kalade kohta (Eesti merealadel ahven, haug ja koha). Kuna vaadeldakse kõiki seirepüükidesse sattuvaid vanuserühmi, siis on selle indeksi varieeruvus seotud korruga mitmete erinevate vanuserühmade arvukust (kisklus, keskkonna temperatuur, eutrofeerumine, toidukonkurents jne.), suuremate kalade puhul lisandub eelkõige töönduspüük) mõjutavate teguritega (HELCOM, 2012a; vt ka joonis sektsioonis 6). Seejuures on aga selle indeksi väärtus tugevalt seotud noorkalade arvuga – väga tugevad noorkalade põlvkonnad võivad selle indeksi väärtust kiiresti tõsta, seejuures võib aga suguküpsete röövkalade arvukus olla väga madal. Ometigi on aga senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju röövkalade kooslusele (HELCOM, 2012b). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte kalade hulk tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb.

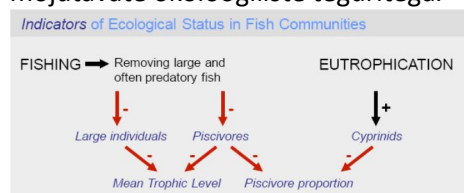
5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides arvutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt teostatavate seirepüükide andmestiku põhjal (detailid Eschbaum et al., 2012). Andmed koguti Kihnu, Käsmu, Matsalu, Pärnu, Hiiumaa (Saarnaki ja Sarve püsiseirealad) ja „Vilsandi sisejaamade” seirealadelt (Eschbaum et al., 2012). Katsepüügid võrkudega viidi läbi vastavalt rahvusvaheliselt kokku lepitud HELCOM meetodikale (Thoresson, 1993). Röövkalade arvukusindeks seirepüükides arvutatakse kui summaarne röövkalade (ahven, haug, koha) CPUE (Catch Per Unit Effort – CPUE) - arv ühe püügiühiku (seirejaam) kohta (Eschbaum et al., 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Kuna vaadeldakse kõiki seirepüükidesse sattuvaid vanuserühmi, siis on selle indeksi varieeruvus seotud korruga mitmete erinevate vanuserühmade arvukust (noorkaladel kisklus, keskkonna temperatuur, eutrofeerumine, toidukonkurents jne., suuremate kalade puhul lisandub eelkõige töönduspüük) mõjutavate teguritega (HELCOM, 2012a). Senised tulemused näidanud, et enamasti on see indeks sobilik kirjeldama püügisurve mõju röövkalade kooslusele (HELCOM, 2012b). Väljapüügi (eriti harrastusliku) sihtrühmaks on eelkõige just suuremad röövkalad ning seetõttu eeldatakse (HELCOM 2012a; HELCOM, 2012b), et suurte kalade hulk tugeva püügisurve tingimuses populatsioonis langeb.

Allpool toodud joonisel on kirjeldatud, kuidas võiks röövkalade arvukus olla seotud kalakooslusi mõjutavate ökoloogiliste teguritega.



7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Nende seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Vaadeldud seirealade kohta selle indikaatori osas piisavalt adekvaatsed ajaloolised andmerekad puuduvad, et määrata kvantitatiivne hea keskkonnaseisundi tase. Seega on selle indikaatori puhul rakendatav kvalitatiivne tase (trendipõhine hinnang), mille ajutine hea keskkonnaseisundi taseme hinnangu kriteerium (*Intermediate target – GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel (Claussen et al., 2011). GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui aegreas üldiselt ei ilmnenu olulist langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale lisanduvad andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. seksioonis 11 allpool).

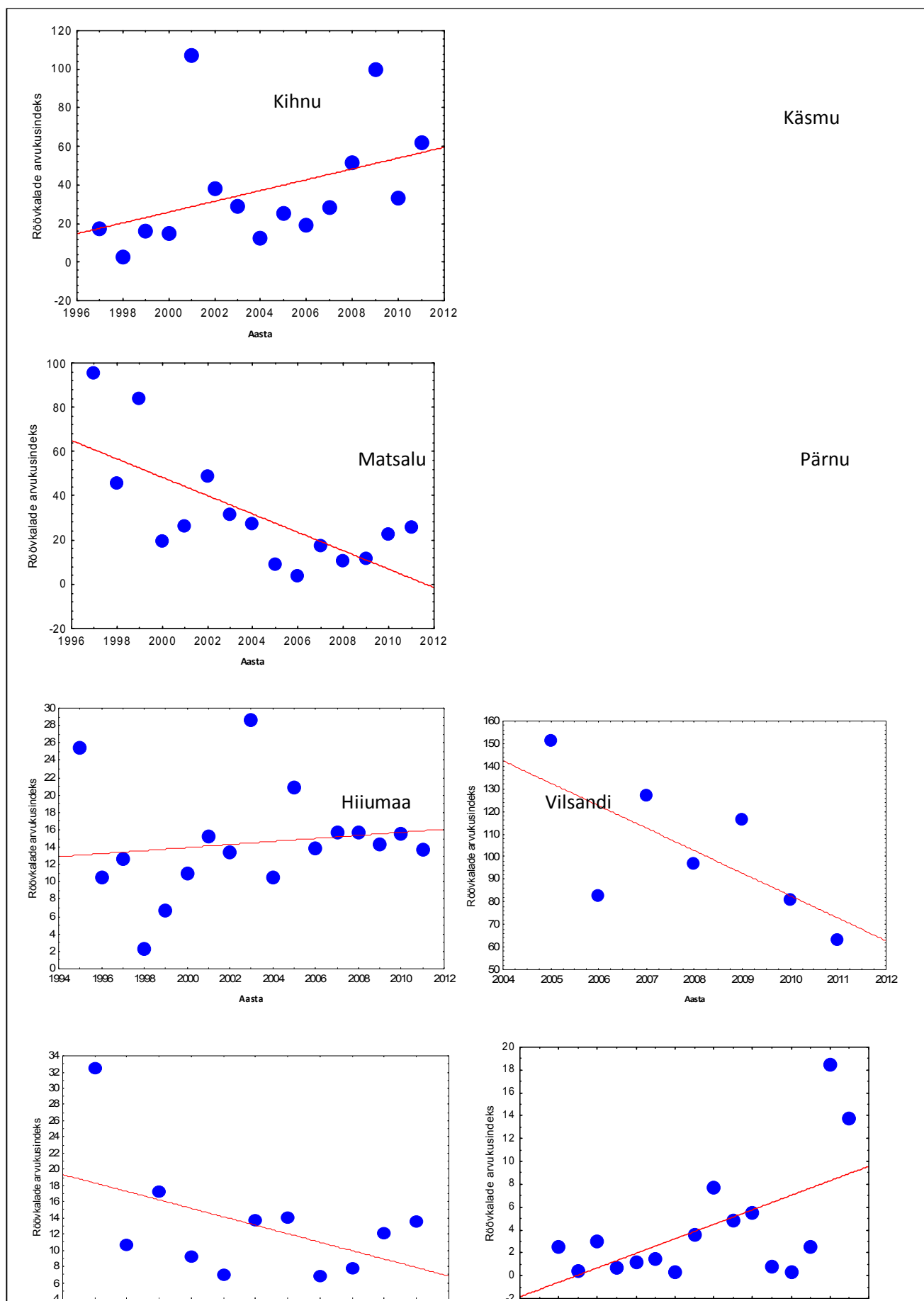
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

GESint loeti käesolevate aegridade puhul saavutatuks kui enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üldiselt langevat trendi või kui langeva trendiga aegreale viimastel aastatel lisandunud andmed viitasid trendi suuna muutusele (vt. sektsioonis 11 allpool).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Röövkalade arvukusindeks seirepüükides ei ole vaadeldud perioodide jooksul märkimisväärselt süstemaatiliselt muutunud (trendi ei ole ilmnenud) Matsalu ja Hiiumaa püsiseirealadel, langev trend ilmnes Käsmu ja Pärnu püsiseirealadel ning tõusev trend ilmnes Kihnu ja Vilsandi püsiseirealadel (vt. sektsioonis 11 allpool). Seejuures on tähelepanuväärne, et kõigi nelja stabiilse ja negatiivse trendiga seirealadel puhul torkab silma, et indikaatori väärtus on teinud läbi väga sügava languse kohe esimestel seireaastatel. See langeb kokku ajaga, mil Eesti rannikumere kalastik oli väga tugeva ülepüügi surve all (Ådjers et al, 2006; HELCOM, 2012 b). Nõnda on väga tõenäoline, et vaadeldud stabiilsed trendid iseloomustavad tegelikult röövkalade populatsiooni madalseisu Matsalu ja Hiiumaa püsiseirealadel. Seega, enamuse vaatlusalade puhul ei ilmnenud aegreas üheselt mõistetavat trendi puudumist või tõusu (vt. sektsioonis 11 allpool) ja järelikult ei saa lugeda selle indikaatori hetkeseisu vastavaks kvalitatiivsele hea keskkonnaseisundi tasemele, mille hinnangu kriteerium (*GESint*) hinnatakse ümber järgmise Merestrateegia Raamdirektiivi rakendustsükli järel.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



12. Kasutatud kirjandus.

Claussen, U., Connor, D., de Vrees, L., Leppänen, J.-M., Percelay, J., Kapari, M., Mihail, O., Ejdung, G. & Rendell, J. (eds.) 2011. *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) & Establishment of Environmental Targets (Articles 8, 9 & 10 MSFD)*. November 2008 adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation

Eschbaum, M., Hubel, K., Jürgens, K., Piirisalu, U., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü. & Verliin, A. 2012. *Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Rannikumere kalad* Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Tallinn.

HELCOM, 2012a. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. XXX A

HELCOM, 2012b. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. Balt. Sea Environ. Proc. No. 131.

Thoresson, G. (1993). Guidelines for coastal monitoring. Kustrapport, 1993: 35 pp

Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. 2006. Trends in the coastal fish stocks in the Baltic Sea. *Boreal. Env. Res.*, 11, 13-25.

Tunnus 5. Inimtekkeline eutrofeerumine on minimeeritud.

1. Indikaatori nimetus.

Üldlämmastiku suvine kontsentratsioon merevees
 Summer concentration of total nitrogen in seawater

2. Indikaatori kood.

5.1.1.1

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Toitained on vajalikud fütoplanktoni ja makrofüütide kasvuks. Üldlämmastiku ($N_{\text{üld}}$) hulka arvatakse kõik lämmastiku orgaanilised ja anorgaanilised ühendid, millest suur osa on seotud veeorganismide rakkudes ja kudedes. Viimane asjaolu võimaldab määrata merevee lämmastikusisaldust ka bioloogiliselt aktiivsel perioodil, mil lahustunud anorgaanilised ühendid (nitraadid, nitritid ja ammoniumsoolad) on enamasti mõõdetavad vaid väga väikeses kontsentratsioonis, sageli ka allpool analüütilist määramispiiri.

Üldlämmastiku hulka kuuluvad lahustunud anorgaanilised ühendid jõuavad merevette kas väljavooluga maismaalt või sademetena atmosfäärist. Läänemeres on täiendavaks allikaks diasotroofsete niitjate sinivetikate poolt fikseeritud õhulämmastik (N_2). Lämmastikuühendite küllus merekeskkonnas põhjustab eutrofeerumist, mille otseseks väljenduseks on fütoplanktoni ja niitjate makrovetikate suurenenud produktsioon.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Eesti vetes on keskkonnaseisundi indikaatorina kasutusel üldlämmastiku ($N_{\text{üld}}$) suvine keskmine kontsentratsioon ($\mu\text{mol l}^{-1}$). Perioodil juunist septembrini kogutakse mereveeproove 6–7 korral. Veeproove võetakse 1, 5 ja 10 meetri sügavuselt ning $N_{\text{üld}}$ sisaldus analüüsitakse erinevatel horisontidel. Hinnangu aluseks olev väärtus on kõigi mõõtmiste keskmine.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Eesti rannikuvetes tehtud uuringute põhjal on leitud seos üldlämmastiku sisalduse ja magevee sissevoolu vahel (joon. 5.1.1.1).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Tüübispetsiifiliste võrdlusarvude määramisel on lähtutud Eesti rannikuvetes Tallinna, Pärnu ja Narva lahest seire käigus kogutud andmetest ning leitud seosest merevees mõõdetud $N_{\text{üld}}$ kontsentratsiooni ja soolsuse vahel (p.6; Anonüümne, 2003). Võrdlusarv on määratud 10 % protsentiliga kõigi suveperioodil (juunist septembrini) 1990–2008 tehtud mõõtmistest. Soolsuse kahanemisel ühe ühiku võrra suureneb $N_{\text{üld}}$ võrdlusarv 15–23 % (joon. 5.1.1.1).

Veekogude ökoloogilise seisundi klassipiiride määramisel on lähtutud meetodikast, mida on kirjeldanud Andersen jt. (2004). Seejuures on lubatud kõrvalekaldeks võrdlusarvust ehk hea ja kesise kvaliteediklassi piiriks 50 %.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määrab kuni 50 % kõrvalekalle tüübispetsiifilisest võrdlusarvust. Seisundi hindamiseks kasutatakse EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuva klassifikatsioonisüsteemi jaoks väljatöötatud ökoloogilist kvaliteedisuhet (ÖKS), mis on mõõdetud väärtuse ja võrdlusarvu suhe. ÖKS väärtus varieerub 0–1 ning on seda suurem, mida lähemal on mõõdetud väärtus võrdlusarvule ehk tüübispetsiifilistele foonitingimustele. Eesti rannikuvetes ja laiendatult kogu merealal vastab heale keskkonnaseisundile ÖKS väärtus $\geq 0,67$.

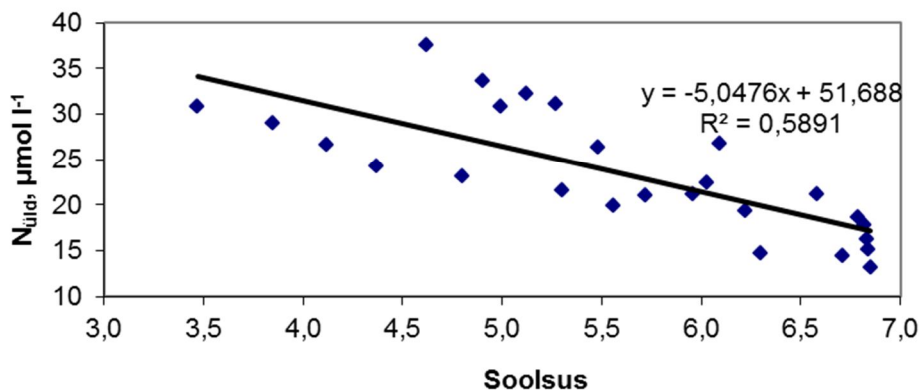
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme arvuline väärtus on tüübispetsiifiline ning ühtib EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuvalt rannikuvete jaoks välja töötatud hea ja kesise seisundiklassi piiriga. Sõltuvalt rannikuvee tüübist varieerub üldlämmastiku HKS vastav kontsentratsioon piirides 18,3–29,2 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Tüübispetsiifilised klassipiirid on toodud keskkonnaministri määruse nr. 59 (12.11.2010) lisa 6 https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1251/1201/0015/KKM59_lisa6.pdf. Rannikuveekogumites mõõdetud $N_{\text{üld}}$ kontsentratsioonid ja heale keskkonnaseisundile vastavad tasemed on toodud tabelis 5.1.1.1.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal tervikuna pole HKS üldlämmastiku sisalduse järgi (ÖKS väärtus $\geq 0,67$) saavutatud. Üksikutes rannikuvee kogumites (Eru-Käsmu ja Kolga laht, Soela ja Väike väin ning Kihelkonna laht) vastavad ajavahemikul 2007–2011 mõõdetud väärtused heale keskkonnaseisundile. Avamerealadel ei saa hetkel kehtiva hindamismetoodika alusel keskkonnaseisundi hinnangut anda, kuna mõõtmisagedus jääb alla nõutava miinimumi.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 5.1.1.1. Suvekuude (juuni-september) soolsuse ja üldlämmastiku vaheline lineaarne seos Eesti rannikumere erinevates seirejaamades, mõõdetud pikaajaliste (1993–2011) keskmiste väärtuste põhjal.

Tabel 5.1.1.1. Üldlämmastiku tüübispetsiifilised võrdlusarvud, hea keskkonnaseisundi väärtused ja indikaatori väärtused Eesti merealal ajavahemikul 2007–2011. Indikaatori väärtuste ja ökoloogilise kvaliteedisuhte indeksite (ÖKS) vahemikud hõlmavad kõiki tüüpala piiresse jäävaid rannikuvee kogumeid.

Tüüpala	Võrdlusarv, $\mu\text{mol l}^{-1}$	HKS väärtus, $\mu\text{mol l}^{-1}$	Indikaatori väärtus, $\mu\text{mol l}^{-1}$	Indikaatori ÖKS (HKS $\geq 0,67$)	Tulem(HKS +/-mitte HKS -)	Viide
Soome lahe kaguosa	17,9	$\leq 26,8$	26,4–28,2	0,65–0,68	+/-	TÜ EMI,2012a
Pärnu laht	19,6	$\leq 29,2$	29,2	0,62	-	TÜ EMI,2012a
Soome lahe lääneosa	15,3	$\leq 22,8$	22,6–26,7	0,61–0,68	+/-	TÜ EMI,2012a
Läänesaarte lääneosa	12,2	$\leq 18,3$	14,6–22,1	0,60–0,84	+/-	TÜ EMI,2012b
Väinameri	14,1	$\leq 21,0$	20,6–37,3	0,41–0,69	+/-	TÜ EMI,2012a
Liivi laht	15,9	$\leq 23,7$	30,6	0,57	-	TÜ EMI,2012b

12. Kasutatud kirjandus.

Andersen, J. H., Conley, D. J. and Hedal, S., 2004. Palaeo-ecology, reference conditions and classification of ecological status: The EU Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin* **49**, 282–290

Anonüümne, 2003. EU-Approximation and Institutional Strengthening of the Estonian Marine Monitoring System (EISEMM). Task report B: Establishment of quantitative environmental quality standards for Estonian coastal waters. DHI Water & Environment, Estonian Marine Institute, National Environmental Research Institute. Aruanne. EV Keskkonnaministeerium.

TÜ EMI 2012a. Rannikumere operatiivseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13070_Operatiivseire_2011.pdf

TÜ EMI 2012b. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13071_Ylevaateseire_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Üldfosfori suvine kontsentratsioon merevees

Summer concentration of total phosphorus in seawater

2. Indikaatori kood.

5.1.1.2

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Toitained on vajalikud fütoplanktoni ja makrofüütide kasvuks. Üldfosfori ($P_{\text{üld}}$) hulka arvatakse kõik orgaanilised ja anorgaanilised (orto- ja polüfosfaadid) fosforiühendid, millest suur osa on seotud veeorganismide rakkudes ja kudedes. Viimane asjaolu võimaldab määrata merevee fosforisisaldust ka bioloogiliselt aktiivsel perioodil, mil lahustunud anorgaanilised ühendid (ortofosfaadid) on enamasti mõõdetavad vaid väga väikeses kontsentratsioonis, sageli ka allpool analüütilist määramispiiri. Üldfosfori hulka kuuluvad lahustunud anorgaanilised ühendid jõuavad merevette peamiselt väljavooluga maismaalt, eriti olmeheitvetega, orgaanilised fosforiühendid aga näiteks taimekaitsevahendite laguproduktidena. Merepõhja hapnikuvaeguse tingimustes võivad põhjasetesse ladestunud fosforiühendid uuesti veesambasse pääseda ja soodustada diasotroofsete ehk õhulämmastikku fikseerivate (N_2) niitjate sinivetikate vohamist (Eilola jt., 2009). N_2 -fikseerivad sinivetikad omakorda aga toovad veekeskonda täiendava lämmastikukoguse. Toitaineteküllus merekeskkonnas põhjustab eutrofeerumist, mille otseseks väljenduseks on fütoplanktoni ja niitjate makrovetikate suurenenud produktsioon.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Eesti vetes on keskkonnaseisundi indikaatorina kasutusel üldfosfori ($P_{\text{üld}}$) suvine keskmine kontsentratsioon ($\mu\text{mol l}^{-1}$). Perioodil juunist septembrini kogutakse mereveeproove 6–7 korral. Veeproove võetakse 1, 5 ja 10 meetri sügavuselt ning $P_{\text{üld}}$ sisaldus analüüsitakse erinevatel horisontidel. Hinnangu aluseks olev väärtus on kõigi mõõtmiste keskmine.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Eesti rannikuvetes tehtud uuringute põhjal on leitud seos üldfosfori sisalduse ja magevee sissevoolu vahel (Anonüümne, 2003). Seos on nõrgem kui soolsuse ja üldlämmastiku vahel (r^2 vastavalt 0,59 ja 0,26) ning selle arvutamisel on välja jäetud suure lokaalse reostuskoormusega poolsuletud veekogum – Haapsalu laht.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Tüübispetsiifiliste võrdlusarvude määramisel on lähtutud Eesti rannikuvetes Tallinna, Pärnu ja Narva lahest seire käigus kogutud andmetest ning leitud seosest merevees mõõdetud $P_{\text{üld}}$ kontsentratsiooni ja soolsuse vahel (joon. 5.1.1.2). Võrdlusarv on määratud 20 % protsentiiliga kõigi suveperioodil (juunist septembrini) 1993–2005 tehtud mõõtmistest. Tüüpadel II, V ja VI on väärtusi korrigeeritud ning kehtiv võrdlusarv vastab aastatel 1993–2008 tüüpala piires saadud mõõtmistulemuste 5 % protsentiilile. Korrigeerimise põhjuseks olid regulaarsed võrdlusarvule lähedased või alla selle mõõdetud väärtused.

Veekogude ökoloogilise seisundi klassipiiride määramisel on lähtutud meetodikast, mida on kirjeldanud Andersen jt. (2004). Seejuures on lubatud kõrvalekaldeks võrdlusarvust ehk hea ja kesise kvaliteediklassi piiriks 50 %.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määrab kuni 50 % kõrvalekalle tüübispetsiifilisest võrdlusarvust. Seisundi hindamiseks kasutatakse EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuva klassifikatsioonisüsteemi jaoks väljatöötatud ökoloogilist kvaliteedisuhet (ÖKS), mis on mõõdetud väärtuse ja võrdlusarvu suhe. ÖKS väärtus varieerub 0–1 ning on seda suurem, mida lähemal on mõõdetud väärtus võrdlusarvule ehk tüübispetsiifilistele foonitingimustele. Eesti rannikuvetes ja laiendatult kogu merealal vastab heale keskkonnaseisundile ÖKS väärtus $\geq 0,67$.

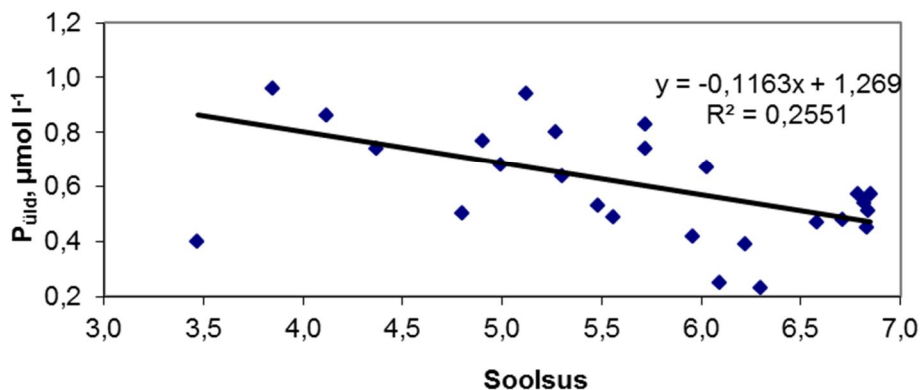
9. Hea keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme arvuline väärtus on tüübispetsiifiline ning ühtib EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuvalt rannikuvete jaoks välja töötatud hea ja kesise seisundiklassi piiriga. Sõltuvalt rannikuvee tüübist varieerub üldfosfori HKS vastav kontsentratsioon piirides 0,30–0,84 $\mu\text{mol l}^{-1}$.¹ Tüübispetsiifilised klassipiirid on toodud keskkonnaministri määruse nr. 59 (12.11.2010) lisa 6 https://www.riigiteataja.ee/aktiis/1251/1201/0015/KKM59_lisa6.pdf. Rannikuveekogumites mõõdetud $P_{\text{üld}}$ kontsentratsioonid ja heale keskkonnaseisundile vastavad tasemed on toodud tabelis 5.1.1.2.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal tervikuna pole HKS üldfosfori sisalduse järgi (ÖKS väärtus $\geq 0,67$) saavutatud. Üksikutes rannikuvee kogumites (Narva ja Hara laht, Eru-Käsmu, Pakri ja Väike väin) vastavad ajavahemikul 2007–2011 mõõdetud väärtused heale keskkonnaseisundile. Avamerealadel ei saa hetkel kehtiva hindamismetoodika alusel keskkonnaseisundi hinnangut anda, kuna mõõtmisagedus jääb alla nõutava miinimumi.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 5.1.1.2. Suvekuude (juuni-september) soolsuse ja üldfosfori vaheline lineaarne seos Eesti rannikumere erinevates seirejaamades, mõõdetud pikaajaliste (1993–2011) keskmiste väärtuste põhjal.

Tabel 5.1.1.2. Üldfosfori tüübispetsiifilised võrdlusarvud, hea keskkonnaseisundi väärtused ja indikaatori väärtused Eesti merealal ajavahemikul 2007–2011. Indikaatori väärtuste ja ökoloogilise kvaliteedisuhte indekse (ÖKS) vahemikud hõlmavad kõiki tüüpala piiresse jäävaid rannikuvee kogumeid.

Tüüpala	Võrdlusarv, $\mu\text{mol l}^{-1}$	HKS väärtus, $\mu\text{mol l}^{-1}$	Indikaatori väärtus, $\mu\text{mol l}^{-1}$	Indikaatori ÖKS (HKS $\geq 0,67$)	Tulem(HK S +/-mitte HKS -)	Viide
Soome lahe kaguosa	0,56	$\leq 0,84$	0,61–0,82	0,69–0,93	+	TÜ EMI,2012a
Pärnu laht	0,45	$\leq 0,67$	0,74	0,64	-	TÜ EMI,2012a
Soome lahe lääneosa	0,47	$\leq 0,72$	0,64–0,85	0,59–0,74	+/-	TÜ EMI,2012a
Läänesaarte lääneosa	0,28	$\leq 0,42$	0,50–0,64	0,49–0,59	-	TÜ EMI,2012b
Väinameri	0,20	$\leq 0,30$	0,24–1,10	0,21–0,83	+/-	TÜ EMI,2012a
Liivi laht	0,33	$\leq 0,50$	0,58	0,62	-	TÜ EMI,2012b

12. Kasutatud kirjandus.

Andersen, J. H., Conley, D. J. and Hedal, S., 2004. *Palaeo-ecology, reference conditions and classification of ecological status: The EU Water Framework Directive in practice. Marine Pollution Bulletin* **49**, 282–290

Anonüümne, 2003. *EU-Approximation and Institutional Strengthening of the Estonian Marine Monitoring System (EISEMM). Task report B: Establishment of quantitative environmental quality standards for Estonian coastal waters. DHI Water & Environment, Estonian Marine Institute, National Environmental Research Institute. Aruanne. EV Keskkonnaministeerium.*

Eilola, K., Meier, H. E. M. & Almroth, E. 2009. *On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea: A model study. Journal of Marine Systems* **75**, 163–184.

TÜ EMI 2012a. *Rannikumere operatiivseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.*
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13070_Operatiivseire_2011.pdf

TÜ EMI 2012b. *Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.*
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13071_Ylevaateseire_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Anorgaanilise lämmastiku ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$) talvine kontsentratsioon merevees

Winter-time concentration of inorganic nitrogen ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$) in seawater

2. Indikaatori kood.

5.1.1.3

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Lahustunud anorgaanilised toitained on vajalikud fütoplanktoni kasvuks ja arenguks. Lahustunud anorgaanilise lämmastiku (DIN) alla kuuluvad ammoniumiühendid, nitraadid ja nitritid. Kuna fütoplanktoni lämmastikuvajadus on oluliselt suurem kui fosforivajadus (optimaalne N:P suhe 16:1), siis lämmastikupuudus võib planktoni kasvu pärssida. Lämmastikuallikateks meres on otsene sissevool valglalt jõgede kaudu, põllumajanduslik hajureostus ja sademed.

Talvine DIN sisaldus merevees määrab ära fütoplanktoni kevadõitsengu potentsiaali, sest lämmastikku peetakse limiteerivaks toitaineaks (Ryther ja Dunstan, 1971) ja selle ammendumist peamiseks planktoni biomassi kiiret merepõhja settimist põhjustavaks teguriks pärast õitsengut.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Lahustunud anorgaanilise lämmastiku (DIN) talvine kontsentratsioon määratakse vähemalt ühel korral detsembrist veebruarini, mil fütoplanktoni vegetatsioonupuudub või on minimaalne. Proovid kogutakse pindmisest veekihist (1, 5 ja 10 m) ning hinnangu aluseks olev väärtus on kas kogu mereala või selle üksikute piirkondade kõigi mõõtmiste keskmine. Aastatevahelise varieeruvuse silumiseks on otstarbekas anda hinnang 5-aastase perioodi kohta (libisev keskmine).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surve teguri vahel.

Indikaator on ise surve teguriks. Toitainete sisaldus merevees on otseses seoses koormusega maismaalt.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Eesti mereala jaoks pole taustatingimusi seni välja töötatud. Läänemere äärsed riigid on kasutanud erinevaid lähenemisi (HELCOM, 2006). Soomes on võetud aluseks varaseimad mõõtmised 1960-ndatel ning trend on ekstrapoleeritud ajani enne 1950-ndaid, mida peetakse taustatingimuste jaoks sobivaks. Lätis on võetud taustaperioodiks 1950-ndad, mille kohta on olemas ka publitseeritud materjal (Aunins, 1965). Ajaloolisi andmeid on kasutatud ka Rootsi vete jaoks. Kõik tulemused on valideeritud, kasutades kolmemõõtmelist biogeokeemilist mudelit (Schernewski ja Neumann, 2005).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

HELCOM-i temaatilistes eutrofeerumise hindamise aruannetes (HELCOM, 2006 ja 2009) on lubatud kõrvalekaldeks võrdlusarvust ehk foonitingimustest 50 % (ÖKS väärtus < 0,67).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Eesti merealal kehtivat talvist anorgaanilise lämmastiku ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$) HKS taset pole seni määratud. Varem avaldatud, Läänemere erinevatele alambasseinidele kehtestatud HKS väärtused (hea ja kesise ökoloogilise seisundi piir) on toodud tabelis 5.1.1.3.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti mereala jaoks on HKS kriteeriumid väljatöötamisel ning tõenäoliselt kasutatavad 2018. aasta hindamisel. Aastatel 2005–2011 seire käigus mõõdetud väärtused on toodud tabelis 5.1.1.3.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 5.1.1.3. Anorgaanilise lämmastiku ($\mu\text{mol l}^{-1}$) heale keskkonnaseisundile (HKS) vastavad talvised (detsember-veebruar) tasemed ja Eesti merealal aastatel 2005–2011 mõõdetud väärtused.

Mereala piirkond	HKS tase			Seisund 2005-2011
	Laamanen jt., 2007	Schernewski ja Neumann, 2005	HELCOM, 2009	TÜ EMI ja TTÜ MSI, 2012
Soome laht	<3,8	<5,7	<5,3	2,0–8,8
Liivi laht		<6,5	<9,9	5,1–30,1
Läänemere põhjaosa			<3,0	2,4–7,1
Läänemere idaosa			<2,1	2,9–5,3

12. Kasutatud kirjandus.

Aunins, E. 1965. Nutrients in waters of the Gulf of Riga. *Gidrohimia morja* **83**. Gidrometizdat.Leningrad pp. 172-206. (in Russian)

HELCOM, 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Baltic sea Environment Proceedings* **104**, 62 p.

HELCOM, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* **115B**, 148 p.

Laamanen, M., Fleming-Lehtinen V., Kauppila, P., Pitkänen, H., Bäck, S., Jaanus, A. & Olsonen, R. 2007. The Gulf of Finland basin report. In: Fleming-Lehtinen, V. (ed.). HELCOM EUTRO: Development of tools for a thematic eutrophication assessment for two Baltic Sea sub-regions, the Gulf of Finland and the Bothnian Bay. *MERI –Report Series of the Finnish Institute of Marine Research* **61**, 35 p.

Ryther, J. H. & Dunstan, W. M. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* **171**, 1008–1013.

Schernewski, G. & Neumann, T. 2005. The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems* **53**, 109-124.

TÜ EMI ja TTÜ MSI 2012. Avamereseire 2011. Aruanne. Tartu ülikooli Eesti mereinstituut. TTÜ meresüsteemide instituut.

http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13298_aruanne_avameri_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Fosfaatide ($\text{PO}_4\text{-P}$) talvine kontsentratsioon merevees

Winter-time concentration of phosphates ($\text{PO}_4\text{-P}$) in seawater

2. Indikaatori kood.

5.1.1.4

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Lahustunud anorgaanilised toitained on vajalikud fütoplanktoni kasvuks ja arenguks. Suur osa fosforiühenditest on keemiliselt seotud ning seetõttu raskesti omastatavad. Osa fosforist jõuab merevette ka lahustunud kujul (DIP), peamiselt ortofosfaatidena. Oluline roll Läänemere fosforivarude täiendamisel on ka merevee sissevooludel Põhjamerest läbi Taani väinade, ent märksa suuremaks allikaks on setetest hapnikuvaeguses veesambasse pääsevatel fosforiühenditel, mida peetakse peamiseks eutrofeerumisnähtude taastootjaks (Pitkänen jt., 2001).

Optimaalsest (16:1) väiksem talvine nitraatide ja fosfaatide suhe võib suurendada suviste intensiivsete sinivetikaõitsengute riski, sest lämmastiku ammendumises jääb osa fosforist kasutamata. Eelkõige soodustab selline olukord õhulämmastiku fikseerimisvõimega niitjate sinivetikate vohamist.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Lahustunud anorgaanilise fosfori (DIP) talvine kontsentratsioon määratakse vähemalt ühel korral detsembrist veebruarini, mil fütoplanktoni vegetatsioonpuudub või on minimaalne. Proovid kogutakse pindmisest veekihi (1, 5 ja 10 m) ning hinnangu aluseks olev väärtus on kas kogu mereala või selle üksikute piirkondade kõigi mõõtmiste keskmine. Aastatevahelise varieeruvuse silumiseks on otstarbekas anda hinnang 5-aastase perioodi kohta (libisev keskmine).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surve teguri vahel.

Indikaator on ise surve teguriks. Toitainete sisaldus merevees on otseses seoses koormusega maismaalt.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Eesti mereala jaoks pole taustatingimusi seni välja töötatud. Läänemere äärsed riigid on kasutanud erinevaid lähenemisi (HELCOM, 2006). Soomes on võetud aluseks varaseimad mõõtmised 1960-ndatel ning trend on ekstrapoleeritud ajani enne 1950-ndaid, mida peetakse taustatingimuste jaoks sobivaks. Lätis on võetud taustaperioodiks 1950-ndad, mille kohta on olemas ka publitseeritud materjal (Aunins, 1965). Ajaloolisi andmeid on kasutatud ka Rootsi vete jaoks. Kõik tulemused on valideeritud, kasutades kolmemõõtmelist biogeokeemilist mudelit (Schernewski ja Neumann, 2005).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

HELCOM-i temaatilistes eutrofeerumise hindamise aruannetes (HELCOM, 2006 ja 2009) on lubatud kõrvalekaldeks võrdlusarvust ehk foonitingimustest 50 % (ÖKS väärtus < 0,67).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Eesti merealal kehtivat talvist fosfaatide ($\text{PO}_4\text{-P}$) HKS taset pole seni määratud. Varem avaldatud, Läänemere erinevatele alambasseinidele kehtestatud HKS väärtused (hea ja kesise ökoloogilise seisundi piir) on toodud tabelis 5.1.1.3.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti mereala jaoks on HKS kriteeriumid väljatöötamisel ning tõenäoliselt kasutatavad 2018. aasta hindamisel. Aastatel 2005–2011 seire käigus mõõdetud väärtused on toodud tabelis 5.1.1.4.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.Tabel 5.1.1.4. Fosfaatide ($\mu\text{mol l}^{-1}$) heale keskkonnaseisundile (HKS) vastavad talvised (detsember-veebruari) tasemed ja Eesti merealal aastatel 2005–2011 mõõdetud väärtused.

Mereala piirkond	HKS tase			Seisund 2005–2011
	Laamanen jt., 2007	Schernewski ja Neumann, 2005	HELCOM, 2009	TÜ EMI ja TTÜ MSI, 2012
Soome laht	<0,45	<0,35	<0,15	0,14–1,65
Liivi laht		<0,38		0,38–1,26
Läänemere põhjaosa			<0,375	0,39–1,10
Läänemere idaosa			<0,3	0,33–0,57

12. Kasutatud kirjandus.

Aunins, E. 1965. Nutrients in waters of the Gulf of Riga. *Gidrohimia morja* **83**. Gidrometizdat.Leningrad pp. 172-206. (in Russian)

HELCOM, 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Baltic sea Environment Proceedings* **104**, 62 p.

HELCOM, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* **115B**, 148 p.

Laamanen, M., Fleming-Lehtinen V., Kauppila, P., Pitkänen, H., Bäck, S., Jaanus, A. & Olsonen, R. 2007. The Gulf of Finland basin report. In: Fleming-Lehtinen, V. (ed.). HELCOM EUTRO: Development of tools for a thematic eutrophication assessment for two Baltic Sea sub-regions, the Gulf of Finland and the Bothnian Bay. *MERI –Report Series of the Finnish Institute of Marine Research* **61**, 35 p.

Pitkänen, H., Lehtoranta, J. & Räike, A. 2001. Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the case of the estuarial Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Ambio* **30**: 195–201. Schernewski, G. & Neumann, T. 2005. The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems* **53**, 109-124.

TÜ EMI ja TTÜ MSI 2012. Avamereseire 2011. Aruanne. Tartu ülikooli Eesti mereinstituut. TTÜ meresüsteemide instituut.

http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13298_aruanne_avameri_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Merevee suvine klorofüll a sisaldus

Summer chlorophyll a concentration in seawater

2. Indikaatori kood.

5.2.1.1

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Toitainete juurdevool veekeskkonda soodustab fütoplanktoni biomassi kasvu, mis kõige ilmsemalt väljendub intensiivsetes vetikaõitsengutes. Lühiajalisel skaalal on ilmastikutingimused planktoni dünaamikas ehk olulisemadki, ent pikaajalised muutused seostuvad vähemal või suuremal määral maismaalt ja õhust sissekanduvate toitainevogudega. Fütoplankton sisaldab arvukalt erinevaid pigmente, millest klorofüll a esineb kõigis rakkudes kui peamine fotosünteetiline pigment ning esindades osa biomassist, on selle ligikaudseks mõõdikuks (Gameiro jt., 2004). Erandiks on siin mõned vetikarühmad nagu dinoflagellaadid ja neelvetikad ning autotroofne ripsloom *Mesodinium rubrum*, kelle põhipigmentiks on alloksantiin.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Eesti vetes on keskkonnaseisundi indikaatorina kasutusel klorofüll a (Chl a) suvine mediaankontsentratsioon (mg m^{-3}). Perioodil juunist septembrini kogutakse mereveeproove 6–7 korral. Veeproove võetakse 1, 5 ja 10 meetri sügavuselt ning klorofüllisisaldus määratakse integreeritud proovist. Hinnangu aluseks olev väärtus on kõigi mõõtmiste mediaan.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Suveperioodi toitainete (üldlämmastik ja –fosfor) ning merevee klorofüllü a vahelised seosed on leitud jaamade kaupa keskmistatud seireandmetest (joon. 5.2.1.1). Seost on kasutatud fütoplanktoni interkalibreerimise teisel etapil Soome lahe ja Läänemere põhjaosa ühisel tüüpalal (Kauppila jt., 2011).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Fooniväärtuste leidmisel on kasutatud seireandmete sagedusjaotust aastaist 1993–2005 ning eeldatud, et saadud tulemused langevad 20 % (20 % protsentiil) juhtudest vahemikku, mis on iseloomulikud inimtegevusest puutumata aladele (Anonüümne, 2003). Leitud võrdlusarvud on kooskõlas modelleerimise teel saadud tulemustega (Schernewski ja Neumann, 2005).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määrab kuni 50 % kõrvalekalle tüübispetsiifilisest võrdlusarvust. Seisundi hindamiseks kasutatakse EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuva klassifikatsioonisüsteemi jaoks väljatöötatud ökoloogilist kvaliteedisuhet (ÖKS), mis on mõõdetud väärtuse ja võrdlusarvu suhe. ÖKS väärtus varieerub 0–1 ning on seda suurem, mida lähemal on mõõdetud väärtus võrdlusarvule ehk tüübispetsiifilistele foonitingimustele. Eesti rannikuvetes ja laiendatult kogu merealal vastab heale keskkonnaseisundile ÖKS väärtus $\geq 0,67$.

Merekeskkonna seisundi hindamine klorofüllü a sisalduse alusel Läänemere tüüpalal BC9 (Soome lahe lääneosa ja Läänemere põhjaosa) on interkalibreeritud (Kauppila jt., 2011) ja ootab heakskiitu Euroopa komisjonilt.

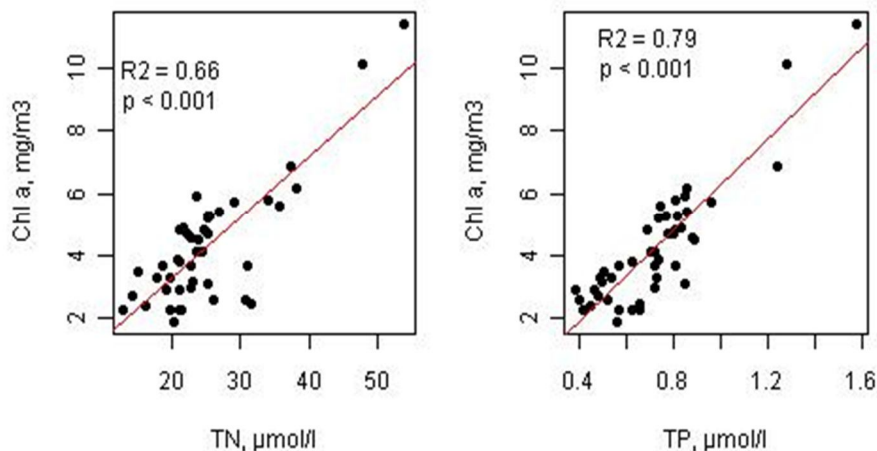
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme arvuline väärtus on tüübispetsiifiline ning ühtib EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuvalt rannikuvete jaoks välja töötatud hea ja kesise seisundiklassi piiriga. Sõltuvalt rannikuvee tüübist varieerub klorofüllilise HKS vastav kontsentratsioon piirides 1,6–4,5 mg m⁻³. Tüübispetsiifilised klassipiirid on toodud keskkonnaministri määruse nr. 59 (12.11.2010) lisa 6 https://www.riigiteataja.ee/akti/isa/1251/1201/0015/KKM59_lisa6.pdf. Rannikuveekogumites mõõdetud klorofüllilise kontsentratsioonid ja heale keskkonnaseisundile vastavad tasemed on toodud tabelis 5.2.1.1.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal tervikuna pole HKS klorofüllilise sisalduse järgi (ÖKS väärtus $\geq 0,67$) saavutatud. Veekogumitest vastas klorofüllilise ja suvine kontsentratsioon heale keskkonnaseisundile vaid Väikeses väinas, ent seal pole peale 2006. aastat regulaarset seiret tehtud. Avamerealadel ei saa hetkel kehtiva hindamismetoodika alusel keskkonnaseisundi hinnangut anda, kuna mõõtmisagedus jääb alla nõutava miinimumi.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 5.2.1.1. Suvekuude (juuni-september) merevee üldlämmastiku(TN, $\mu\text{mol/l}$) ja -fosforisisalduse (TP, $\mu\text{mol/l}$) ning klorofüllü a vahelised seosed Eesti rannikumere erinevates seirejaamades, arvutatud pikaajaliste (1993–2011) keskmiste väärtuste põhjal.

Tabel 5.2.1.1. Klorofüllü a tüübispetsiifilised võrdlusarvud, hea keskkonnaseisundi väärtused ja indikaatori väärtused Eesti merealal ajavahemikul 2007–2011. Indikaatori väärtuste ja ökoloogilise kvaliteedisuhte indekse (ÖKS) vahemikud hõlmavad kõiki tüüpala piiresse jäävaid rannikuvee kogumeid.

Tüüpala	Võrdlusarv, mg m^{-3}	HKS väärtus, mg m^{-3}	Indikaatori väärtus, mg m^{-3}	Indikaatori ÖKS (HKS $\geq 0,67$)	Tulem(HKS +/- mitte HKS -)	Viide
Soome lahe kaguosa	2,5	$\leq 3,7$	3,8–4,3	0,63–0,67	-	TÜ EMI,2012a
Pärnu laht	3,0	$\leq 4,5$	5,2	0,62	-	TÜ EMI,2012a
Soome lahe lääneosa	1,8	$\leq 2,7$	3,4–5,5	0,33–0,59	-	TÜ EMI,2012a
Läänesaarte lääneosa	1,1	$\leq 1,6$	2,5–3,7	0,32–0,50	-	TÜ EMI,2012b
Väinameri	1,6	$\leq 2,4$	1,8–8,1	0,23–0,89	+/-	TÜ EMI,2012a
Liivi laht	2,0	$\leq 3,0$	4,0	0,56	-	TÜ EMI,2012b

12. Kasutatud kirjandus.

Anonüümne, 2003. EU-Approximation and Institutional Strengthening of the Estonian Marine Monitoring System (EISEMM). Task report B: Establishment of quantitative environmental quality standards for Estonian coastal waters. DHI Water & Environment, Estonian Marine Institute, National Environmental Research Institute. Aruanne. EV Keskkonnaministeerium.

Gameiro, C., Cartaxana, P., Cabrita, M. T. & Brotas, V. 2004. Variability in chlorophyll and phytoplankton composition in an estuarine system. *Hydrobiologia* **525**, 113–124.

Kauppila, P., Walve, J. and Jaanus, A. 2011. Phytoplankton intercalibration between Sweden, Finland and Estonia – Baltic GIG intercalibration Phase 2. Part 1: Chlorophyll a. GIG report submitted to ECOSTAT.

Schernewski, G. & Neumann, T. 2005. The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems* **53**, 109–124.

TÜ EMI 2012a. Rannikumere operatiivseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13070_Operatiivseire_2011.pdf

TÜ EMI 2012b. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13071_Ylevaateseire_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Fütoplanktoni suvine biomass

Summer phytoplankton wet weight biomass

2. Indikaatori kood.

5.2.1.2

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Toitainete juurdevool veekeskkonda soodustab fütoplanktoni biomassi kasvu, mis kõige ilmsemalt väljendub intensiivsetes vetikaõitsengutes (Huisman jt. 2005; Carstensen jt. 2006). Fütoplanktoni suvine biomass on täpsem indikaator kui klorofül *l* a, hõlmates erinevate põhipigmentidega ja toitumisviisidega organismirühmi. Biomassi mõõtmine arvukuse ja rakumahu määramise kaudu annab ühtlasi informatsiooni nii üksikute liikide kui rühmade osatähtsusest ja nende muutustest ajas ja ruumis. See omakorda on aluseks liigilisel koosseisul põhinevate indikaatorite väljaarendamisel, mida näeb ette Euroopa komisjoni otsus (indikaatorite rühm 5.2.4; EL, 2010).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Eesti vetes on keskkonnaseisundi indikaatorina kasutusel fütoplanktoni biomassi suvine mediaankontsentratsioon (mg l^{-1}). Perioodil juunist septembrini kogutakse mereveeproove 6–7 korral. Veeproove võetakse 1, 5 ja 10 meetri sügavuselt ning fütoplanktoni biomass määratakse integreeritud proovist. Hinnangu aluseks olev väärtus on kõigi mõõtmiste mediaan.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Suveperioodi toitainete (üldlämmastik ja –fosfor) ning fütoplanktoni biomassi vahelised seosed on leitud jaamade kaupa keskmistatud seireandmetest (joon. 5.2.1.2). Sarnaselt klorofüllile a on seos tugevam üldfosfori kontsentratsiooni merevees ja biomassi vahel.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Fooniväärtuste leidmisel on kasutatud seireandmete sagedusjaotust aastaist 1993–2005 ning eeldatud, et saadud tulemused langevad 20 % (20 % protsentil) juhtudest vahemikku, mis on iseloomulikud inimtegevusest puutumata aladele (Anonüümne, 2003).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määrab kuni 50 % kõrvalekalle tüübispetsiifilisest võrdlusarvust. Seisundi hindamiseks kasutatakse EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuva klassifikatsioonisüsteemi jaoks väljatöötatud ökoloogilist kvaliteedisuhet (ÖKS), mis on mõõdetud väärtuse ja võrdlusarvu suhe. ÖKS väärtus varieerub 0–1 ning on seda suurem, mida lähemal on mõõdetud väärtus võrdlusarvule ehk tüübispetsiifilistele foonitingimustele. Eesti rannikuvetes ja laiendatult kogu merealal vastab heale keskkonnaseisundile ÖKS väärtus $\geq 0,67$.

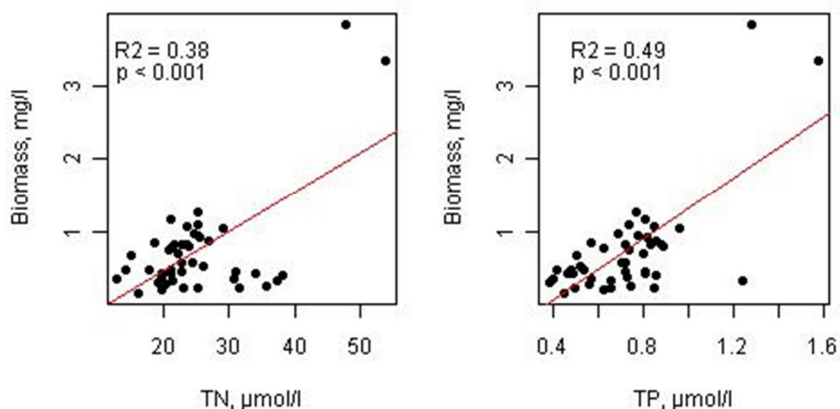
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme arvuline väärtus on tüübispetsiifiline ning ühtib EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuvalt rannikuvete jaoks välja töötatud hea ja kesise seisundiklassi piiriga. Sõltuvalt rannikuvee tüübist varieerub HKS vastav fütoplanktoni suvine biomass piirides 0,15–0,67 mg m⁻³. Tüübispetsiifilised klassipiirid on toodud keskkonnaministri määruse nr. 59 (12.11.2010) lisa 6 https://www.riigiteataja.ee/aktiis/1251/1201/0015/KKM59_lisa6.pdf. Rannikuveekogumites mõõdetud fütoplanktoni biomass märgkaalus ja heale keskkonnaseisundile vastavad tasemed on toodud tabelis 5.2.1.2.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal tervikuna pole HKS fütoplanktoni suvise biomassi järgi (ÖKS väärtus $\geq 0,67$) saavutatud. Veekogumitest vastas fütoplanktoni biomass ajavahemikul 2007–2011 heale keskkonnaseisundile Narva ja Kihelkonna lahes ning Hiiu madalal. Avamerialadel ei saa hetkel kehtiva hindamismetoodika alusel keskkonnaseisundi hinnangut anda, kuna mõõtmisagedus jääb alla nõutava miinimumi.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 5.2.1.2. Suvekuude (juuni-september) merevee üldlämmastiku (TN, $\mu\text{mol/l}$) ja -fosforisisalduse (TP, $\mu\text{mol/l}$) ning fütoplanktoni biomassi vahelised seosed Eesti rannikumere erinevates seirejaamades, arvatud pikaajaliste (1993–2011) keskmiste väärtuste põhjal.

Tabel 5.2.1.2. Fütoplanktoni suvise biomassi tüübispetsiifilised võrdlusarvud, hea keskkonnaseisundi väärtused ja indikaatori väärtused Eesti merealal ajavahemikul 2007–2011. Indikaatori väärtuste ja ökoloogilise kvaliteedisuhte indeksite (ÖKS) vahemikud hõlmavad kõiki tüüpala piiresse jäävaid rannikuvee kogumeid.

Tüüpala	Võrdlusarv, mg l^{-1}	HKS väärtus, mg l^{-1}	Indikaatori väärtus, mg l^{-1}	Indikaatori ÖKS (HKS $\geq 0,67$)	Tulem (HK S +/- mitte HKS -)	Viide
Soome lahe kaguosa	0,45	$\leq 0,67$	0,49–0,71	0,65–0,92	+/-	TÜ EMI, 2012a
Soome lahe lääneosa	0,28	$\leq 0,42$	0,59–0,85	0,33–0,53	-	TÜ EMI, 2012a
Läänesaarte lääneosa	0,29	$\leq 0,44$	0,29–0,71	0,46–1,00	+/-	TÜ EMI, 2012b
Väinameri	0,10	$\leq 0,15$	0,23–2,29	0,13–0,49	-	TÜ EMI, 2012a
Liivi laht	0,22	$\leq 0,33$	0,44	0,56	-	TÜ EMI, 2012b

12. Kasutatud kirjandus.

Anonüümne, 2003. EU-Approximation and Institutional Strengthening of the Estonian Marine Monitoring System (EISEMM). Task report B: Establishment of quantitative environmental quality standards for Estonian coastal waters. DHI Water & Environment, Estonian Marine Institute, National Environmental Research Institute. Aruanne. EV Keskkonnaministeerium.

Carstensen, J., Conley, D. J., Andersen, J. H. & Ærtebjerg, G. 2006. Coastal eutrophication and trend reversal: A Danish case study. *Limnology and Oceanography* **51**,398–408.

Huisman J., Matthijs, H.C.P. & Visser, P.M. (eds.) 2005. Harmful cyanobacteria. Springer.

TÜ EMI 2012a. Rannikumere operatiivseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13070_Operatiivseire_2011.pdf

TÜ EMI 2012b. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13071_Ylevaateseire_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Merevee suvine läbipaistvus Secchi ketta järgi

Summer-time Secchi depth transparency

2. Indikaatori kood.

5.2.2.1.

3. Autor(id)

Andres Jaanus

4. Indikaatori kirjeldus

Vette langeva valguse hulgast sõltub fütoplanktoni ja makrofüütide fotosünteesiline aktiivsus ja kasv, samuti määrab läbipaistvus ära veetaimede levikusügavuse. Valguse hajumine ja neeldumine veesambas sõltub omakorda tahkete ja lahustunud osakeste kontsentratsioonist. Veesambas hõljuvad elusad või surnud (nt. fütoplankton) või juba lagununud orgaanilist päritolu osakesed (nt. humiinained), lisaks anorgaanilised osakesed. Seega on vee läbipaistvus (vee selgus) fütoplanktoni hulga ja eutrofeerumise indikatiivseks mõõdikuks.

Secchi ketas on lihtsaim ja odavaim, aga ka üks vanemaid hüdroloogiliste mõõtmiste vahendeid vee läbipaistvuse määramiseks. Varaseimad andmed pärinevad juba 19. saj. lõpust (Sandén ja Håkansson, 1996), seega annab vee läbipaistvus ühtlasi kõige usaldusväärsema informatsiooni Läänemerest, eriti avaosast, aegadel, mil see oli inimtegevusest minimaalselt mõjutatud.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Eesti vetes on keskkonnaseisundi indikaatorina kasutusel Secchi kettaga mõõdetud vee suvine keskmine läbipaistvus meetrites. Perioodil juunist septembrini mõõdetakse igas vaatlusjaamas vee läbipaistvust 6–7 korral.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Secchi ketta järgi mõõdetud suvisel merevee läbipaistvusel on leitud tugev korrelatsioon vee üldlämmastiku sisaldusega (joon. 5.2.2).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Fooniväärtuste leidmisel on kasutatud seireandmete sagedusjaotust aastaist 1993–2005 ning eeldatud, et saadud tulemused langevad 20 % (20 % protsentiil) juhtudest vahemikku, mis on iseloomulikud inimtegevusest puutumata aladele (Anonüümne, 2003).

Avamerealadel on võrdlusarvud leitud ajaloolistest andmetest (juuni-september 1905–1907; Fleming-Lehtinen jt., 2006), ent Eesti vetes pole neid siiani kasutatud, sest senine hindamissüsteem on keskendunud rannikuvetele.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määrab kuni 25 % kõrvalekalle tüübispetsiifilisest võrdlusarvust. Võrreldes teiste füüsikalise-keemiliste indikaatorite ja mõnede bioloogiliste kvaliteedielementidega, kus lubatud kõrvalekalle foonitingimustest on tavaliselt 50 %, määrab vee läbipaistvuse hea keskkonnaseisundi väiksem kõrvalekalle võrdlusarvust. Selle põhjuseks on läbipaistvuse väiksem sesoonne ja aastatevaheline varieeruvus.

Seisundi hindamiseks kasutatakse EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuva klassifikatsioonisüsteemi jaoks väljatöötatud ökoloogilist kvaliteedisuhet (ÖKS), mis on mõõdetud väärtuse ja võrdlusarvu suhe. ÖKS väärtus varieerub 0–1 ning on seda suurem, mida lähemal on mõõdetud väärtus võrdlusarvule ehk tüübispetsiifilistele foonitingimustele. Eesti rannikuvetes ja laiendatult kogu merealal vastab heale keskkonnaseisundile ÖKS väärtus $\geq 0,75$.

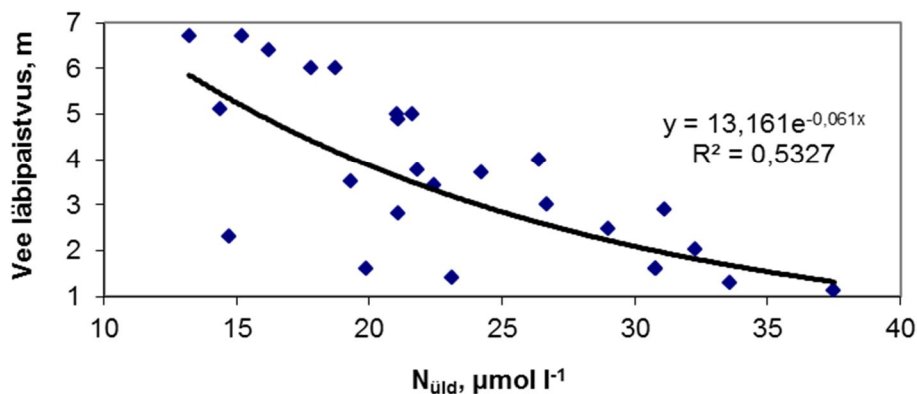
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi taseme arvuline väärtus on tüübispetsiifiline ning ühtib EL veepoliitika raamdirektiivist (VPRD) lähtuvalt rannikuvete jaoks välja töötatud hea ja kesise seisundiklassi piiriga. Sõltuvalt rannikuvee tüübist varieerub merevee läbipaistvuse HKS piirides 3,2–6,5 m. Tüübispetsiifilised klassipiirid on toodud keskkonnaministri määruse nr. 59 (12.11.2010) lisa 6 https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1251/1201/0015/KKM59_lisa6.pdf. Rannikuveekogumites mõõdetud merevee läbipaistvus Secchi ketta järgi ja heale keskkonnaseisundile vastavad tasemed on toodud tabelis 5.2.2.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal tervikuna pole HKS merevee läbipaistvuse järgi (ÖKS väärtus $\geq 0,75$) saavutatud. Enamikus Soome lahe rannikuvee kogumites (Hara laht, Eru-Käsmu, Tallinn-Muuga-Kakumäe ja Pakri) vastavad ajavahemikul 2007–2011 mõõdetud väärtused heale keskkonnaseisundile. Avamerealadel ei saa hetkel kehtiva hindamismetoodika alusel keskkonnaseisundi hinnangut anda, kuna mõõtmisagedus jääb alla nõutava miinimumi.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 5.2.2. Suvekuude (juuni-september) merevee üldlämmastiku sisalduse ja vee läbipaistvuse vaheline seos Eesti rannikumere erinevates seirejaamades, arvatud pikaajaliste (1993–2011) keskmiste väärtuste põhjal.

Tabel 5.2.2. Merevee läbipaistvuse tüübispetsiifilised võrdlusarvud, hea keskkonnaseisundi väärtused ja indikaatori väärtused Eesti merealal ajavahemikul 2007–2011. Indikaatori väärtuste ja ökoloogilise kvaliteedisuhte indekse (ÖKS) vahemikud hõlmavad kõiki tüüpala piiresse jäävaid rannikuvee kogumeid.

Tüüpala	Võrdlusarv, m	HKS väärtus, m	Indikaatori väärtus, m	Indikaatori ÖKS (HKS $\geq 0,75$)	Tulem(HKS +/- mitte HKS -)	Viide
Soome lahe kaguosa	4,8	$\geq 3,6$	3,1–4,6	0,65–0,96	+/-	TÜ EMI,2012a
Pärnu laht	4,2	$\geq 3,2$	1,3	0,31	-	TÜ EMI,2012a
Soome lahe lääneosa	6,0	$\geq 4,5$	4,2–4,9	0,71–0,82	+/-	TÜ EMI,2012a
Läänesaarte lääneosa	8,3	$\geq 6,5$	4,9–6,1	0,59–0,73	-	TÜ EMI,2012b
Väinameri	6,5	$\geq 4,9$	2,2–3,7	0,34–0,57	-	TÜ EMI,2012a
Liivi laht	5,5	$\geq 4,2$	2,6	0,47	-	TÜ EMI,2012b

12. Kasutatud kirjandus.

Anonüümne, 2003. EU-Approximation and Institutional Strengthening of the Estonian Marine Monitoring System (EISEMM). Task report B: Establishment of quantitative environmental quality standards for Estonian coastal waters. DHI Water & Environment, Estonian Marine Institute, National Environmental Research Institute. Aruanne. EV Keskkonnaministeerium.

Fleming-Lehtinen, V., Laamanen, M. & Olsonen, R. 2006: Water transparency in the Baltic Sea between 1903 and 2006. HELCOM Indicator Fact Sheet (http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/archive/ifs2006/secchi/en_GB/secchi/).

Sandén, P. & Håkansson, B. 1996. Long term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* **41**(2), 346– 351.

TÜ EMI 2012a. Rannikumere operatiivseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13070_Operatiivseire_2011.pdf

TÜ EMI 2012b. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13071_Ylevaateseire_2011.pdf

1. Indikaatori nimetus.

Üheaastaste liikide osakaal põhjataimestikus.

Proportion of annual species in benthic vegetation.

2. Indikaatori kood.

5.2.3.1

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Põhjataimestiku liigiline koosseis väljendab muutusi keskkonnatingimustes (Krause-Jensen et al., 2007). Eutrofikatsioon mõjutab vetikate funktsionaalsete rühmade jaotumust, kuna toitainete kasv stimuleerib oportunistlike vetikaliikide kasvu (Pedersen, 1995; Krause-Jensen et al., 2007). Ühe- ja mitmeaastaste liikide kvantitatiivne suhe piirkonnas väljendab keskkonna stabiilsust (Kautsky, 1988; Kautsky et al., 1999). Üheaastaste liikide domineerimisel on tegemist häiritud keskkonnaga ja mitmeaastaste liikide domineerimise puhul on tegemist stabiilse, väljakujunenud kooslustega. Ühe- ja mitmeaastaste vetikate suhet on võimalik hinnata tuginedes katvuse või biomassi andmetele (Scanlan et al. 2006; Krause-Jensen et al., 2007). Tingituna suuremast täpsusest on Eestis praktiseeritud suhte leidmist baseerudes biomassi andmetele. Samal põhimõttel kalkuleeritavat, kuid vastandväärtuselist indikaatorit - mitmeaastaste liikide osakaalu - kasutatakse Eesti rannikumeres veekvaliteedi hindamisel vastavalt VPRD nõuetele. Üheaastaste liikide osakaalu saamiseks lahutatakse sajast protsendist taimestiku koguhulgast mitmeaastaste liikide osa.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Üheaastaste liikide osakaalu määramiseks kogutakse sukelduja poolt kvantitatiivsed põhjataimestiku proovid igalt transektil 5-7 sügavuselt kasutades 20 x 20 cm metallraami. Proovid kogutakse kolmes korduses. Proovid analüüsitakse laboris liigi tasemeni ning kuivatatakse 60 kraadi juures. Üheaastaste liikide biomassi põhjal leitakse üheaastaste liikide osakaal piirkonnas. Meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Proovide kogumise meetodika rahvusvahelised standardid kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Toitainete hulk vees mõjutab põhjataimestiku koosluse struktuuri. Suurem toitainete hulk stimuleerib mitmete üheaastaste vetikaliikide kasvu (Rosenberg et al., 1990; Pihl et al., 1999; Kuuppo et al. 2006). Toitainete koormuse suurenemisel väheneb mitmeaastaste vetikaliikide hulk (Twilley et al., 1985). Reostuskoormuse suurenemisest tingitud üheaastaste vetikate esinemuse kasvu mitmeaastastaste vetikate vähenemise arvelt on täheldatud mitmes piirkonnas nii Läänemeres kui mujal (Pihl et al., 1999; Middelboe & Sand-Jensen, 2000; Ofranidis et al., 2003). Põhjataimestiku seire käigus kogutud andmete põhjal testiti seost mitmeaastaste liikide osakaalu ja survetegurite indikaatorite (vee läbipaistvus, toitainete sisaldus, klorofüll a kontsentratsioon) vahel. Toitainete hulga suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine põhjustab mitmeaastaste liikide osakaalu vähenemist, seega nimetatud tegurid põhjustavad üheaastaste liikide osakaalu suurenemist (Torn & Martin 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Vastandväärtusega indikaatori (mitmeaastaste liikide osakaal) taustaväärtused on määratud VPRD seireprogrammi jaoks. Ajalooliste andmete puudumise tõttu kasutati eksperthinnangut, mis põhineb Eesti rannikumere seire käigus kogutud andmete ekstrapoleerimisel teiste keskkonnaparameetrite kaudu (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006). Taustaväärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (Torn & Martin, 2011). Mitmeaastaste liikide osakaalu taustaväärtuste põhjal on tuletatud üheaastaste liikide osakaalu taustaväärtused (vt tabel 2 punkt 11).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

On määratud mitmeaastaste liikide osakaalu ÖKS väärtus rannikuvee jaoks. Alus „Keskkonnaministri 28. juuli. 2009. a määrus nr. 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord” lisa 6 „Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide järgi“. Nimetatud indikaatori vastandväärtus on kasutatav üheaastaste liikide osakaalu HKS taseme väärtusena. Üheaastaste vetikate osakaalu HKS saamiseks on maksimaalsest vetikate hulgast (100%) lahutatud mitmeaastaste vetikate HKS väärtus. Avameres ei ole kohaldatav.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS ÖKS on taustaväärtuse ja väärtuse hea keskkonna piiri suhtarv. ÖKS-i arvutamiseks kasutatavad indikaatori ja taustatingimuste väärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (Torn & Martin, 2011). Üheaastase liikide osakaalu HKS ÖKS jääb vahemikku 0,18-0,57 vastavalt tüüpalale (vt. tabel 2 punkt 11). Kogu rannikumere kohal antavates hinnangutes kasutatakse viie tüüpaala ÖKS-i keskmist väärtust, mis on 0,33.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori ÖKS Eesti merealal on 0,51. VPRD hindamise jaoks on Eesti mereala jagatud 16ks veekogumiks. Hetkeseis on saadud iga veekogumi kõige viimase hindamisaasta tulemuste keskmistamisel. Hindamisperiood 2007-2011 aasta.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Mitmeaastaste liikide osakaalu seos valitud surveteguritega. Statistiliselt olulised seosed rasvases kirjjas (Torn & Martin 2012).

Type	Chl α	Läbi- paistvus	Punkt N _{tot}	Punkt P _{tot}	Jõgede N _{tot}	Jõgede P _{tot}
Kogu Eesti rannikumeri	0,04	0,52	0,2	0,16	-0,22	-0,19
Soome lahe kaguosa	-0,63	0,59	-0,11	-0,32	-0,47	-0,53
Pärnu laht	-0,02	-0,03	0,08	-0,07	-0,31	-0,32
Soome lahe lääneosa	0,39	-0,08	0,07	0,05	-0,44	-0,4
Läänesaarte lääneosa	0,28	-0,49	0,19	0,07	0,24	0,22
Väinameri	-0,11	0,17	0,07	-0,01	-0,15	-0,12
Liivi laht	0,03	0,22	-0,11	-0,15	0,12	0,05

Tabel 2. Üheaastaste liikide osakaalu taustaväärtused, Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtused ning ÖKSid .

Tüüpala	Tausta väärtus, %	HKS väärtus, m	HKS ÖKS
Soome lahe kaguosa	15	57,5	0,26
Pärnu laht	40	70,0	0,57
Soome lahe lääneosa	10	55,0	0,18
Läänesaarte lääneosa	10	55,0	0,18
Väinameri	30	65,0	0,46
Liivi laht	20	60,0	0,33

12. Kasutatud kirjandus.

Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.

Kautsky, H. 1988. Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Akademitryck, Edsbruk: 1-30.

Kautsky, H., Martin, G., Mäkinen, A., Borgiel, M., Vahteri, P., Rissanen, J. 1999. Structure of phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia*, **393**, 191-200.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Dahl, K. 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 114–125.

Kuuppo, P., Blauw, A., Møhlenberg, F., Kaas, H., Henriksen, P., Krause-Jensen, D., Ærtebjerg, G., Bäck, S., Erftemeijer, P., Caspar, M., Carvalho, S. & Heiskanen, A.-S. 2006. Nutrients and eutrophication in coastal and transitional waters. In *Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive* (Solimini, A. G., Cardoso, A. C. & Heiskanen, A.-S., toim.), pp. 33–80, European Communities.

Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K., 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*, **39**, 245–257.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight into the ecological evaluation index (EEI). *Ecological indicators*, **3**, 27–33.

Pedersen, M.F., 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: comparison across plant communities in a Danish estuary (Roskilde Fjord). *Ophelia*, **41**, 261–272.

Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.-O., Wennhage, H., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.*, **35**, 169–180.

Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persso, G., Dahlin, H., 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, **19**, 102–108.

[Scanlan, C. M.](#), [Foden, J.](#), [Wells, E.](#), [Best, M. A.](#) 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 162-171.

Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). *Sustainable Development and Planning V* (443 - 452). Southampton: WIT Press

Torn, K., Martin, G. 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, **61**, 2, x - x.

Twilley, R.R., Kemp, M.W., Staver, K.W., Stevenson, J.C., Boynton, W.R., 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **23**, 171–191.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Veekvaliteedi klasside hindamise tüübispetsiifilise klassifikatsioonisüsteemi väljatöötamine Eesti rannikuvee kohta*. Tallinn, TÜ EMI.

1. Indikaatori nimetus.

Põhjataimestiku sügavuslevik.

Depth distribution of phytobenthos.

1. Indikaatori kood.

5.2.4.1.

2. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

3. Indikaatori kirjeldus

Põhjataimestiku sügavuslevik on hea veekvaliteedi indikaator, kuna arvukates uurimistöodes on tõestatud seos põhjataimestiku sügavusleviku ja vee kvaliteedi vahel. Kogu põhjataimestiku koosluse sügavuslevik kirjeldab vee kvaliteeti paremini kui üksikute liikide sügavuslevik (Kuuppo et al., 2006). Põhjataimestiku maksimaalset sügavuslevikut kasutatakse keskkonnaseisundi indikaatorina paljudes keskkonna seire- ja hindamisprogrammides Läänemeres ja mujal. Põhjataimestiku leviku sügavuspiiri määravad tavaliselt Eesti rannikumere tingimustes ära valguse kättesaadavus ja sobiva substraadi olemasolu. Sobiva kinnitusubstraadi olemasolul on enamiku Eesti merepiirkonna jaoks see põhjataimestiku parameeter sobivaks keskkonnaseisundi indikaatoriks. Indikaatorit kasutatakse veekvaliteedi hindamisel Eesti rannikumeres vastavalt VPRD nõuetele.

4. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põhjataimestiku sügavuslevikut määratakse visuaalsete vaatluste kaudu (sukeldumine või allveevideo). Sukleduja või allveevideo abil kogutakse liikide esinemis ja katvusandmed rannajoonega risti asetsevalt transektilt. Vaatlused viiakse läbi iga 1 m sügavusintervalli tagant. Igas proovipunktis viiakse katvushinnangud läbi 3-4 m laiusel alal merepõhjas. Vaatlused viiakse läbi kuni põhjataimestikku enam ei esine. Videoandmed analüüsitakse laboris. Sarnaselt sukleduja andmetele registreeritakse üldkatvus, iga liigi esinemine ja katvus proovipunktis ning registreeritakse põhjataimestiku sügavaim leiukoht transektil. Meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Meetodika rahvusvahelised standardid on kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999).

5. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Põhjataimestiku sügavuslevik on enamasti määratletud vee läbipaistvuse poolt, mis omakorda on mõjutatud toitainete hulgast ja sissevoolust (Duarte, 1991; Abal & Dennison, 1996; Nielsen et al., 2002a, 2002b). On arvukalt uurimusi, kus on tõestatud seosed põhjataimestiku sügavusleviku ja vee kvaliteedi vahel. Vee läbipaistvus või toitainete sisaldus võib kirjeldada kuni 70-80 % põhjataimestiku sügavusleviku määrast. Selgeimad seosed vee kvaliteedi ja vetikaliikide sügavusleviku vahel on tõestatud just arvestades terve koosluse sügavuslevikut. Toitainete suurenenud hulk põhjustab fütoplanktoni arvukuse tõusu. Fütoplanktoni hulga suurenemine veesambad vähendab vee läbipaistvust ning seeläbi kahaneb vetikaliikide sügavuslevik (Kuuppo et al. 2006). Põhjataimestiku seire käigus kogutud andmete põhjal testiti seost põhjataimestiku maksimaalse sügavusleviku ja survetegurite indikaatorite (vee läbipaistvus, toitainete sissevool punktreostusallikatest ja jõgede kaudu, klorofüll a kontsentratsioon) vahel Eesti rannikumeres. Klorofüll a ja toitainete hulga suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine põhjustab põhjataimestiku sügavusleviku vähenemist (vt. tabel 1 punkt 11; Torn & Martin 2012).

6. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustaväärtused on määratud VPRD seireprogrammi jaoks. Kasutatud ekspertarvamust, ajaloolisi andmeid ja ekstrapoleerimist teiste keskkonnaparameetrite kaudu (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006). Taustaväärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011)

7. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Määratud ÖKS väärtus rannikuvee jaoks. Avameres ei ole kohaldatav. Alus „Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr. 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“ lisa 6 „Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide järgi“. Hea Keskkonnaseisundi taseme korral on maksimaalne lubatud kõrvalekalle taustatingimustest 50 %.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea Keskkonnaseisundi ÖKS väärtus kogu Eesti rannikumeres on 0,5. ÖKS-i arutamiseks kasutatavad indikaatori ja taustatingimuste väärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt. tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011).

9. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori ÖKS väärtus kogu Eesti rannikumeres on 0,71. VPRD hindamise jaoks on Eesti mereala jagatud 16ks veekogumiks. Hetkeseis on saadud iga veekogumi kõige viimase hindamisaasta tulemuste keskmistamisel. Hindamisperiood 2007-2011 aasta.

10. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Põhjataimestiku sügavusleviku seos valitud surveteguritega. Statistiliselt olulised seosed rasvases kirjas (Torn & Martin 2012).

Tüüpala	Chl <i>a</i>	Läbi- paistvus	Punkt N _{tot}	Punkt P _{tot}	Jõgede N _{tot}	Jõgede P _{tot}
Kogu Eesti rannikumeri	-0,26	0,52	-0,23	-0,18	-0,52	-0,39
Soome lahe kaguosa	-0,45	0,2	-0,73	-0,42	-0,36	-0,58
Pärnu laht	-0,1	0,06	0,37	0,17	-0,38	-0,28
Soome lahe lääneosa	0,24	-0,23	-0,18	-0,09	-0,16	-0,11
Läänesaarte lääneosa	0,45	0,01	-0,74	-0,68	-0,05	-0,04
Liivi laht	-0,58	0,46	-0,03	0,21	-0,34	-0,39

Tabel 2. Põhjataimestiku sügavusleviku taustaväärtused, Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtused ning ÖKSid (Torn & Martin 2011).

Tüüpala	Tausta väärtus, m	HKS väärtus, m	HKS ÖKS
Soome lahe kaguosa	10	5,0	0,5
Pärnu laht	5	2,5	0,5
Soome lahe lääneosa	15	7,5	0,5
Läänesaarte lääneosa	15	7,5	0,5
Liivi laht	12	6,0	0,5

11. Kasutatud kirjandus.

- Abal, E. G., Dennison, W. C. 1996. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton bay, Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, **47**, 763-771.
- Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.
- Duarte, C. M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, **40**, 363-377.
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Greetz-Hansen, O. 2002b. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, **25**, 1025-1032.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Greetz-Hansen, O. 2002a. Phytoplankton, Nutrients, and Transparency in Danish Waters. *Estuaries*, **25**, 930-937.
- Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). Sustainable Development and Planning V (443 - 452). Southampton: WIT Press
- Torn, K., Martin, G. 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 2, x - x.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Veekvaliteedi klasside hindamise tüübispetsiifilise klassifikatsioonisüsteemi väljatöötamine Eesti rannikuvee kohta*. Tallinn, TÜ EMI.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI.

1. Indikaatori nimetus.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) sügavuslevik.

Depth distribution of *Fucus vesiculosus*.

2. Indikaatori kood.

5.2.4.2.

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Põisadru sügavuslevikut määravad põhiliselt substraadi iseloom ja vee läbipaistvus (fotosünteesiks küllaldase valguse hulga olemasolu merepõhjas). Sobiva kõva kinnitumisubstraadi olemasolu puhul on põisadru sügavusleviku määrajaks vee läbipaistvus, mis sõltub piirkonna looduslikest iseärasustest kui ka eutrofeerumise ulatusest. Põisadru sügavuslevikut peetakse heaks keskkonnaseisundi indikaatoriks kuna muutused sügavuslevikus toimuvad vaid pikemajalise kestva keskkonnaseisundi muutuse puhul, samas kui kooslus tavaliselt ei reageeri lühiajalistele, pulseerivatele keskkonnatingimuste muutustele. Põisadru sügavuslevik on iseseisva veekvaliteedi indikaatorina või indikaatori ühe komponendina kasutusel Läänemereäärsetest riikidest Soomes, Rootsis ja Saksamaal. Indikaatorit kasutatakse ka Eesti rannikumere veekvaliteedi hindamisel vastavalt VPRD nõuetele.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Põisadru sügavuslevikut määratakse visuaalsete vaatluste kaudu (sukeldumine või allveevideo). Sukelduja või allveevideo abil kogutakse liikide (sh. põisadru) esinemis- ja katvusandmed rannajoonega risti asetsevalt transektilt. Vaatlused viiakse läbi iga 1 m sügavusintervalli tagant. Igas proovipunktis viiakse katvushinnangud läbi 3-4 m laiusel alal merepõhjas. Vaatlused viiakse läbi kuni põhjataimestikku enam ei esine. Videoandmed analüüsitakse laboris. Sarnaselt sukelduja andmetele registreeritakse iga liigi (sh põisadru) esinemine ja katvus proovipunktis. Meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Meetodika rahvusvahelised standardid on kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Põhjataimestiku, sh põisadru, sügavuslevik on mõjutatud vee läbipaistvusest ning toitainete koormusest (Duarte, 1991; Schramm, 1996). Erinevalt Läänemre lõunaosast on põisadru sügavuslevik Läänemere kesk- ja põhjaosas limiteeritud vee läbipaistvuse poolt. Eutrofikatsiooni tagajärjel toimunud vee läbipaistvuse vähenemise tõttu on põisadru sügavuspiir arvestuslikult ca 3,6 m madalamal võrreldes 20. sajandi algusega (Torn et al. 2006). Eutrofikatsiooni tagajärjel suurenenud niitjate vetikate ja herbivooride hulk on samuti põhjustanud põisadru tsooni levikusügavuse vähenemist (Kautsky et al., 1996; Eriksson et al., 1999; Ruuskanen, 2000; Nilsson et al., 2004). Eesti rannikumere põhjataimestiku seire käigus kogutud andmete põhjal testiti seost põisadru maksimaalse sügavusleviku ja survetegurite indikaatorite (vee läbipaistvus, jõgedest ja punktreostusallikatest pärinev toitainete hulk, klorofüll a kontsentratsioon) vahel. Jõest pärinevate toitainete hulga suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine põhjustab põisadru sügavusleviku vähenemist (vt. tabel 1 punkt 11, Torn & Martin 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustaväärtused on määratud VPRD seireprogrammi jaoks. Kasutatud ekspertarvamust, ajaloolisi andmeid ja ekstrapoleerimist teiste keskkonnaparameetrite kaudu (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006). Taustaväärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Määratud ÖKS väärtus rannikuvee jaoks. Avameres ei ole kohaldatav. Alus „Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr. 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“ lisa 6 „Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide järgi“. Hea Keskkonnaseisundi taseme korral on maksimaalne lubatud kõrvalekalle taustatingimustest 50 %.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea Keskkonnaseisundi ÖKS väärtus kogu Eesti rannikumeres on 0,5. ÖKS-i arutamiseks kasutatavad indikaatori ja taustatingimuste väärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt. tabel 2 punkt 11, Torn & Martin, 2011).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori ÖKS-i väärtus Eesti mereala kohta on 0,53. VPRD hindamise jaoks on Eesti mereala jagatud 16ks veekogumiks. Hetkeseis on saadud iga veekogumi kõige viimase hindamisaasta tulemuste keskmistamisel. Hindamisperiood 2007-2011 aasta.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Põisadru sügavusleviku seos valitud surveteguritega. Statistiliselt olulised seosed rasvases kirjas (Torn & Martin 2012).

Tüüpala	Chl <i>a</i>	Läbi- paistvus	Punkt N _{tot}	Punkt P _{tot}	Jõgede N _{tot}	Jõgede P _{tot}
Kogu Eesti	0,02	0,43	-0,12	-0,07	-0,33	-0,37
Soome lahe kaguosa	-0,39	0,66	-0,46	-0,68	-0,76	-0,77
Soome lahe lääneosa	0,20	-0,37	-0,46	-0,36	-0,36	-0,37
Läänesaarte lääneosa	0,19	0,16	-0,41	-0,29	-0,44	-0,53
Väinameri	-0,20	-0,04	0,00	-0,33	-0,07	-0,09
Liivi laht	-0,01	-0,05	0,06	0,00	-0,32	-0,23

Tabel 2. Põisadru sügavusleviku taustaväärtused, Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtused ning ÖKSid (Torn & Martin 2011).

Tüüpala	Tausta väärtus, m	HKS väärtus, m	HKS ÖKS
Soome lahe kaguosa	5	2,5	0,5
Soome lahe lääneosa	7	3,5	0,5
Läänesaarte lääneosa	7	3,5	0,5
Väinameri	7	3,5	0,5
Liivi laht	5	2,5	0,5

12. Kasutatud kirjandus.

Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.

Torn, K., Martin, G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). *Sustainable Development and Planning V* (443 - 452). Southampton: WIT Press

Torn, K., Martin, G. 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 2, x - x.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Veekvaliteedi klasside hindamise tüübispetsiifilise klassifikatsioonisüsteemi väljatöötamine Eesti rannikuvee kohta*. Tallinn, TÜ EMI.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI.

Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany*, 84, 53-62.

Duarte, C. M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, 40, 363-377.

Ruuskanen, A. 2000. Ecological responses of *Fucus vesiculosus* L. along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Walter and Andree De Nottbeck Foundation Scientific Reports*, 21 6-20.

Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar fjord, Swedish Skagerrak coast. *Eur. J. Phycol.*, 38, 284-296.

Nilsson, J., Engvist, R., Persson, L.-E. 2004. Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquat. Ecol.*, 38, 587-598.

Schramm, W. 1996. The Baltic Sea and its transition zones. In Schramm, W., Nienhuis, P. H. (toim.), *Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effect of Eutrophication*, vol. 123. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 131-164.

Kuuppo, P., Blauw, A., Møhlenberg, F., Kaas, H., Henriksen, P., Krause-Jensen, D., Ærtebjerg, G., Bäck, S., Erftemeijer, P., Caspar, M., Carvalho, S. & Heiskanen, A.-S. 2006. Nutrients and eutrophication in coastal and transitional waters. In *Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive* (Solimini, A. G., Cardoso, A. C. & Heiskanen, A.-S., toim.), pp. 33–80, European Communities.

1. Indikaatori nimetus.

Mitmeaastaste liikide osakaal põhjataimestikus.

Proportion of perennial species in benthic vegetation.

2. Indikaatori kood.

5.3.1.1

3. Autor(id)

K. Torn, G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Põhjataimestiku liigiline koosseis väljendab muutusi keskkonnatingimustes (Krause-Jensen et al., 2007). Eutrofikatsioon mõjutab vetikate funktsionaalsete rühmade jaotumust, kuna toitainete kasv stimuleerib oportunistlike vetikaliikide kasvu (Pedersen, 1995; Krause-Jensen et al., 2007). Ühe- ja mitmeaastaste liikide kvantitatiivne suhe piirkonnas väljendab keskkonna stabiilsust (Kautsky, 1988; Kautsky et al., 1999). Üheaastaste liikide domineerimisel on tegemist häiritud keskkonnaga ja mitmeaastaste liikide domineerimise puhul on tegemist stabiilse väljakujunenud kooslusega. Ühe- ja mitmeaastaste vetikate suhet on võimalik hinnata tuginedes katvuse või biomassi andmetele (Scanlan et al. 2006; Krause-Jensen et al., 2007). Tingituna suuremast täpsusest on Eestis praktiseeritud suhte leidmist baseerudes biomassi andmetele. Indikaatorit kasutatakse veekvaliteedi hindamisel Eesti rannikumeres vastavalt VPRD nõuetele.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Mitmeaastaste liikide osakaalu määramiseks kogutakse sukelduja poolt kvantitatiivsed põhjataimestiku proovid igalt transektil 5-7 sügavuselt kasutades 20 x 20 cm metallraami. Proovid kogutakse kolmes korduses. Proovid analüüsitakse laboris liigi tasemeni ning kuivatatakse 60 kraadi juures. Mitmeaastaste liikide biomassi põhjal leitakse mitmeaastaste liikide osakaal piirkonnas. Meetodika on kirjeldatud Eesti Riikliku Rannikumere seire aruannetes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012) ning artiklis (Torn & Martin, 2011). Proovide kogumise meetodika rahvusvahelised standardid kirjeldatud HELCOM COMBINE juhendis (Bäck, 1999).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Toitainete hulk vees mõjutab põhjataimestiku koosluse struktuuri. Suurem toitainete hulk stimuleerib mitmete üheaastaste vetikaliikide kasvu (Rosenberg et al., 1990; Pihl et al., 1999). Toitainete koormuse suurenemisel väheneb mitmeaastaste vetikaliikide hulk (Twilley et al., 1985). Reostuskoormuse suurenemisest tingitud üheaastaste vetikate esinemise kasvu mitmeaastastaste vetikate vähenemise arvelt on täheldatud mitmes piirkonnas nii Läänemeres kui mujal (Pihl et al., 1999; Middelboe & Sand-Jensen, 2000; Ofranidis et al., 2003). Põhjataimestiku seire käigus kogutud andmete põhjal testiti seost mitmeaastaste liikide osakaalu ja survetegurite indikaatorite (vee läbipaistvus, toitainete sisaldus, klorofüll a kontsentratsioon) vahel Eesti rannikumeres. Toitainete hulga suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine põhjustab mitmeaastaste liikide osakaalu vähenemist (vt tabel 1 punkt 11; Torn & Martin 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustaväärtused on määratud VPRD seireprogrammi jaoks. Ajalooliste andmete puudumise tõttu kasutati eksperthinnangut, mis põhineb Eesti rannikumere seire käigus kogutud andmete ekstrapoleerimisel teiste keskkonnaparameetrite kaudu (TÜ Eesti Mereinstituut, 2006). Taustaväärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt tabel 2 punkt 11; Torn & Martin, 2011)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Määratud ÖKS väärtus rannikuvee jaoks. Avameres ei ole kohaldatav. Alus „Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr. 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord” lisa 6 „Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide järgi“. Hea Keskkonnaseisundi taseme korral on maksimaalne lubatud kõrvalekalle taustatingimustest 50 %.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea Keskkonnaseisundi ÖKS väärtus kogu Eesti rannikumeres on 0,5. ÖKS-i arvutamiseks kasutatavad indikaatori ja taustatingimuste väärtused on vastavalt VPRD nõuetele tüübispetsiifilised (vt. tabel 2 punkt 11; Torn & Martin, 2011).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori ÖKS Eesti merealal on 0,72. VPRD hindamise jaoks on Eesti mereala jagatud 16ks veekogumiks. Hetkeseis on saadud iga veekogumi kõige viimase hindamisaasta tulemuste keskmistamisel. Hindamisperiood 2007-2011 aasta.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Mitmeaastste liikide osakaalu seos valitud surveteguritega. Statistiliselt olulised seosed rasvases kirjjas (Torn & Martin 2012).

Type	Chl α	Läbi- paistvus	Punkt N _{tot}	Punkt P _{tot}	Jõgede N _{tot}	Jõgede P _{tot}
Kogu Eesti rannikumeri	0,04	0,52	0,2	0,16	-0,22	-0,19
Soome lahe kaguosa	-0,63	0,59	-0,11	-0,32	-0,47	-0,53
Pärnu laht	-0,02	-0,03	0,08	-0,07	-0,31	-0,32
Soome lahe lääneosa	0,39	-0,08	0,07	0,05	-0,44	-0,4
Läänesaarte lääneosa	0,28	-0,49	0,19	0,07	0,24	0,22
Väinameri	-0,11	0,17	0,07	-0,01	-0,15	-0,12
Liivi laht	0,03	0,22	-0,11	-0,15	0,12	0,05

Tabel 2. Mitmeaastaste liikide osakaalu taustaväärtused, Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtused ning ÖKSid (Torn & Martin 2011).

Tüüpala	Tausta väärtus, %	HKS väärtus, m	HKS ÖKS
Soome lahe kaguosa	85	42,5	0,5
Pärnu laht	60	30,0	0,5
Soome lahe lääneosa	90	45,0	0,5
Läänesaarte lääneosa	90	45,0	0,5
Väinameri	70	36,0	0,5
Liivi laht	80	40,0	0,5

12. Kasutatud kirjandus.

Bäck, S. 1999. *Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea*. Finnish Environmental Institute.

Kautsky, H. 1988. Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Akademitryck, Edsbruk: 1-30.

Kautsky, H., Martin, G., Mäkinen, A., Borgiel, M., Vahteri, P., Rissanen, J. 1999. Structure of phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia*, **393**, 191-200.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Dahl, K. 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 114–125.

Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K., 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*, **39**, 245–257.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight into the ecological evaluation index (EEI). *Ecological indicators*, **3**, 27–33.

Pedersen, M.F., 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: comparison across plant communities in a Danish estuary (Roskilde Fjord). *Ophelia*, **41**, 261–272.

Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.-O., Wennhage, H., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.*, **35**, 169–180.

Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persso, G., Dahlin, H., 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, **19**, 102–108.

[Scanlan, C. M.](#), [Foden, J.](#), [Wells, E.](#), [Best, M. A.](#) 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 162-171.

[Torn, K.](#), [Martin, G.](#) 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). *Sustainable Development and Planning V* (443 - 452). Southampton: WIT Press

[Torn, K.](#), [Martin, G.](#) 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, **61**, 2, x - x.

Twilley, R.R., Kemp, M.W., Staver, K.W., Stevenson, J.C., Boynton, W.R., 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **23**, 171–191.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2006. *Veekvaliteedi klasside hindamise tüübispetsiifilise klassifikatsioonisüsteemi väljatöötamine Eesti rannikuvee kohta*. Tallinn, TÜ EMI.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. *Rannikumere operatiivseire 2011*. Tallinn. TÜ EMI.

Tunnus 6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud.

1. Indikaatori nimetus.

Biogeensete substraatide tüüp, ohtrus, biomass ja territoriaalne ulatus.

Type, abundance, biomass and areal extent of relevant biogenic substrate.

2. Indikaatori kood.

6.1.1.1.

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Biogeenne substraat on püsiv substraat, mis on moodustunud organismide elutegevuse tagajärjel. Substraati moodustavateks organismirühmadeks meres on karbid (austrid, rannakarbid), hulkharjasussid, korallid ja käsnaad (Kaiser et al., 2011). Eesti merealal puuduvad sellised liigid, kes moodustaksid püsivat biogeenset substraati ja seetõttu ei ole antud indikaatori rakendamine Eestis võimalik. Eesti merealal leidub küll kahte liiki epifauna karpe (söödav rannakarp, rändkarp), kuid kumbki neist ei moodusta püsivaid terviklikke nn. karbipankasid, mida võiks pidada biogeenseks substraadiks. Biogeenseid elupaikasid käsitletakse tunnus 1 all.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Ei kohaldu, vt. punkt 4.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Kaiser, M. J. et al. 2011. Marine Ecology. Processes, Systems, and Impacts. Second edition. Oxford University Press, New York.

1. Indikaatori nimetus.

Inimtegevusest oluliselt häiritud merepõhja ulatus erinevate põhjasubstraatide piires .

Extent of the seabed significantly affected by human activities for the different substrate types

2. Indikaatori kood.

6.1.2.1.

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Tegemist on indikaatoriga, mis otseselt mõõdab inimtegevusest oluliselt häiritud merepõhja ulatust (pindala) erinevate põhjasubstraatide piires. Olulisteks merepõhja häiringuteks peetakse selliseid inimtegevusi, mis on otseses kokkupuutes merepõhjaga ja põhjustavad merepõhja substraadi muutusi: süvendamised, kaadamised, kalapüük põhjatraaliga, maavarade kaevandamine, rajatiste ehitus merre jmt.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramiseks on vaja koondada geoinfosüsteemi info oluliste otseste inimtegevuslike merepõhja häiringute kohta: süvendamised ja kaadamised, kalapüük põhjatraaliga (VMS logid), tehnorajatiste ehitus merre ja nende kasutamine, maavarade kaevandamine. Lisaks inimtegevuste infole on vajalik merepõhja substraadi andmekihi olemasolu. Ülekatteanalüüsi (*overlay analysis*) abil hinnatakse inimtegevusest otseselt mõjutatud merepõhja pindala osakaalu erinevate substraaditüüpide kaupa. Üldhinnangu saamiseks keskmistatakse otseselt mõjutatud merepõhja osakaalud üle substraaditüüpide.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Ei kohaldu, sest tegemist on survetegurit otseselt hindava indikaatoriga.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks tuleb pidada olukorda, kus otsesed tugevad inimtegevuslikud häiringud merepõhjale puuduvad ehk 0 % merepõhja pindalast on häiritud.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tase määramata, sest kõik vajalikud andmed ei olnud kättesaadavad ja puudub vastav meetodika. Eksperhinnanguna võib hea keskkonnaseisundi piiriks määrati olukorra, kus merepõhja pindalast on otseselt mõjutatud kuni 5 %.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hea keskkonnaseisundi tase määramata, sest kõik vajalikud andmed ei olnud kättesaadavad ja puudub vastav meetodika. Eksperhinnanguna võib hea keskkonnaseisundi piiriks määrati olukorra, kus merepõhja pindalast on otseselt mõjutatud kuni 5 %.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori täpset väärtust Eesti mereala jaoks ei olnud võimalik aruande koostamise ajal arvutada, sest: 1) merepõhja süvendamiste ja kaadamistega seotud vee erikasutuslubade digitaalne andmestik ei ole valminud; 2) kalalaevade asukoha registreerimise süsteemist (VMS) ei saanud aruande valmimise ajaks põhjatraalimisega tegelevate laevad liikumise logi.

Vaatamata nimetatud andmete puudumisele teostati esialgne analüüs, kus hinnati statsionaarsete kaadamisalade pindala pehme ja kõva merepõhja substraadi piires. Tulemuseks saadi, et kaadamisalad katavad 0,59 % Eesti mereala kõvast merepõhja substraadist ja 0,57 % pehmest substraadist. Lisaks sellel on teada, et põhjatraalimine toimus 2011. aastal ICES ruutudes 45H1 ja 48H7. Kui traalitava põhja osakaaluks püügiruudu piires arvestada 5% (ekspertarvamus), siis lisanduks traalimise tõttu inimtegevusest otselt mõjutatud merepõhja 0,51 %. Teadaolevalt toimub liiva ja kruusa ammutamine Eesti merealal väga väikestelt pindaladelt. Seetõttu võib oletada, et otseselt mõjutatud merepõhja pindala Eesti merealal jääb kindlasti alla 5 % piiri ja vastab seega heale keskkonnaseisundile.

1. Indikaatori nimetus.

Balti lamekarbi (*Macoma balthica*) maksimaalne sügavuslevik

Maximum depth distribution of *Macoma balthica*

2. Indikaatori kood.

6.2.1.1.

3. Autor(id)

I. Kotta , K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Merepõhja loomastik on sobiv elustiku rühm keskkonnaseisundi hindamiseks kuna põhjaloomastik on paikne, suhteliselt pikaeline ja erinevatel liikidel on erinev taluvusvõime häiringute suhtes (Gray et al., 1990). Balti lamekarp (*Macoma balthica*) on Eesti merealal üks laiemat levikuga põhjaloomastiku liike, kes võib esineda ka kõige sügavamatel merealadel kui hapniku sisaldus vees on piisav. Balti lamekarbi esinemine sügavates piirkondades näitab, et selles kohas on olnud normaalsed hapnikutingimused vähemalt 1 aasta. Mobiilne põhjaloomastik (vähilised, ussid) võib kiiresti asustada piirkondi, kus lühiajaliselt on hapnikurežiim paranenud ja seetõttu ei anna mobiilne loomastik nii head üldistust kui paiksem ja settetesse kaevuv balti lamekarp (Van Colen et al., 2008; Conley et al., 2009). Mida sügavamale levib balti lamekarp, seda parem on keskkonnaseisund.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Balti lamekarbi olemasolu saab määrata tavapäraselt kogutu põhjaloomastiku proovidest. Põhjaloomastiku proovide kogumine käib HELCOM-i poolt väljatöötatud metoodilisi standardeid järgides (HELCOM, 2008). Balti lamekarbi maksimaalse sügavusleviku hindamiseks tuleb põhjaloomastiku proove koguda transektidel mööda sügavusgradienti.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Hapniku sisaldus põhjalähedases vees on sügavamate merealade peamine elustikku kujundav tegur (Diaz & Rosenberg, 1995; Conley et al., 2009). Inimtegevusega kaasneva eutrofeerumise tõttu on hüpoksia sagedus ja ruumiline ulatus Läänemeres märkimisväärselt kasvanud (Conley et al., 2009). Eesti rannikumere seire andmerealad näitavad balti lamekarbi selget reaktsiooni vee hapnikusisaldusele (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012). Pika-ajalised andmerealad näitavad balti lamekarbi maksimaalse esinemise sügavuse vähenemist (joonis 1 punktis 11).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Puudub.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi tasemeks määrati 2011. aasta proovide põhjal hinnatud maksimaalne balti lamekarbi esinemise sügavus.

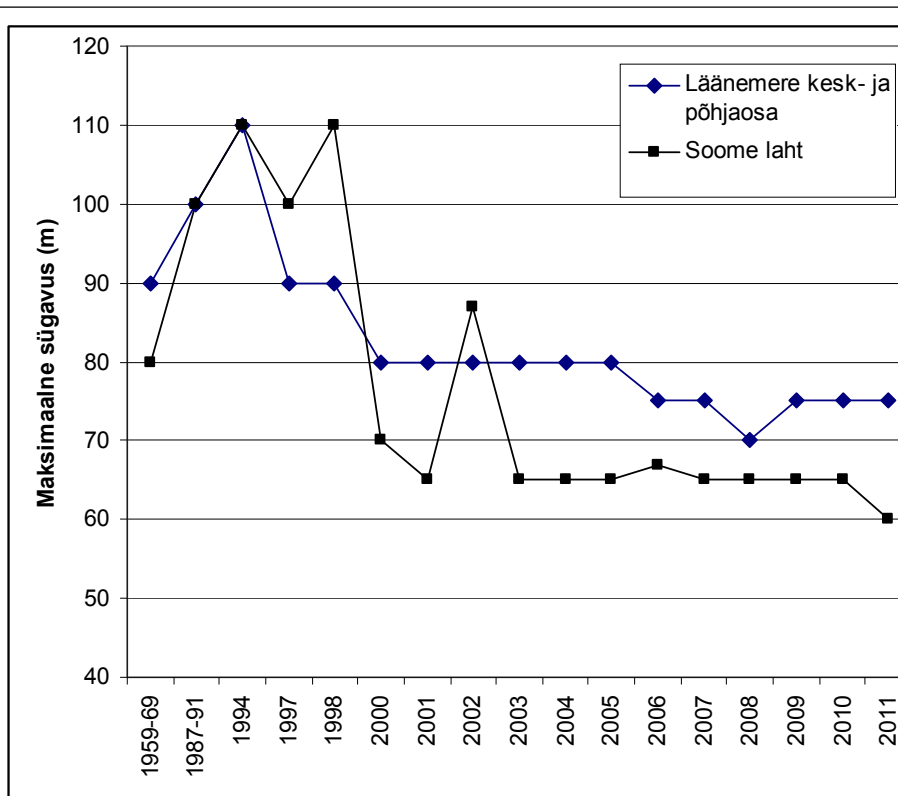
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Läänemere kesk- ja põhjaosas 75 m. Soome lahes 60 m.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Läänemere kesk- ja põhjaosas 75 m. Soome lahes 60 m. Väärtused vastavad heale keskkonnaseisundile.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Balti lamekarbi (*Macoma balthica*) maksimaalne sügavuslevik.

12. Kasutatud kirjandus.

Conley, D. J. et al. 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 3412-3420.

Diaz, R. J., Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **33**, 245-303.

Gray, J. S., Clarke, K. R., Warwick, R. M. & Hobbs, G. 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **66**, 285-299.

HELCOM. 2008. Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/main/

Lauringson, V., Kotta, J., Kersen, P., Orav-Kotta, H., Kotta, I. 2012. Use case of biomass-based benthic invertebrate index for brackish waters in connection to climate and eutrophication. *Ecol. Ind.*, **12**, 123-132.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. Avamereseire 2011. Aruanne. Lepingu vastutav täitja G. Martin.

Van Colen, C., Monsterrat, F., Vincx, M., Herman, P. M. J., Ysebaert, T., Degraer, S. 2008. Macrobenthic recovery from hypoxia in an estuarine tidal mudflat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **372**, 31-42.

Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., Zettler, M. L. 2010. The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, **60**, 2187-2196.

1. Indikaatori nimetus.

Zoobentose kooluse indeks (ZKI).

Zoobenthos community index (ZKI)

2. Indikaatori kood.

6.2.2.1

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Põhjaloostiku koosluste struktuur reageerib erinevatele stressoritele kuna kooslustes leidub liike, mis on väga erineva füsioloogilise taluvusvõimega, toitumisviisiga ja troofiliste suhetega. Kasutades seda informatsiooni, on põhjaloomastiku liigid jagatud tundlikkuse järgi kolme klassi. Indeks arvutatakse erinevatesse tundlikkuse klassidesse kuuluvate loomade biomasside proportsioonide ning summaarse biomassi alusel. ZKI indeksi kasutatakse Eesti rannikumere seire programmis. Põhjaloostik on kohustuslik bioloogiline element EL veepoliitika raamdirektiivi nõuetel vastava veekogude ökoloogilise seisundi hindamisel ning ZKI-le sarnase kontseptsiooniga indeksid on laialdaselt kasutusel ka teistes riikides (Van Hoey et al., 2010)

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indeks arvutatakse vastavalt valemile:

$$3 \times \text{Klass 3} + 2 \times \text{Klass 2} + \text{Klass 1}$$

$$\text{ZKI} = \frac{3 \times (\log_{10}(\text{ProoviKK} + 1) + 1) / (\log_{10}(\text{VõrdlusKK} + 1) + 1)}{3}$$

kus:

Klass 1...Klass 3 – Klassi n kuuluvate liikide biomassi ja kogubiomassi suhe arvutatuna kuivkaalu ühikutes;

ProoviKK – põhjaloomade summaarne kuivkaal proovis;

VõrdlusKK – veekoguspetsiifiline põhjaloomade summaarne kuivkaal proovis.

Kui VõrdlusKK on suurem kui ProoviKK, tuleb ZKI indeks arvutada järgmiselt:

$$3 \times \text{Klass 3} + 2 \times \text{Klass 2} + \text{Klass 1}$$

$$\text{ZKI} = \frac{3 \times \text{Klass 3} + 2 \times \text{Klass 2} + \text{Klass 1}}{3}$$

ZKI indeksi väärtus varieerub 0 ja 1 vahel. 1 iseloomustab parimaid tingimusi ja 0 kõige enam degradeerunud kooslust.

Metoodika täpsem kirjeldus, sh. põhjaloomastiku taksonite tundlikkuse klassid ja proovide kogumisele esitatavad nõuded, on leitav Rannikumere ülevaateseire aruandest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

ZKI peegeldab merekeskkonna üldist seisundit. Vastavalt uuringule Lauringson et al., 2012, reageerib ZKI pea-aegu võrdsel määral eutrofeerumisele ja kliimatilistele teguritele.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

ZKI taustatingimuste määramiseks kasutati põhjaloomastiku proovide andmeid 1950-60ndatest, millede hulgas olid eemaldatud teadaolevate punktreostusallikate lähedalt kogutud proovid. Kuna põllumajanduslike väetiste kasutamine suurenes plahvatuslikult 1970-80ndatel, siis võib 1950-60ndate aastate proove pidada sobilikuks taustatingimuste seadmiseks, kuna siis ei esinenud laiaulatuslikke eutrofeerumise nähtusid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Indeksi väärtus hea keskkonnaseisundi piiritlemiseks saadi otseste reostusallikate mõjust kaugel olevatest proovidest kogutud tänapäevase materjali põhjal.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

ZKI väärtus 0,5. Tegemist on hea ja kesise piiriga veepoliitika raamdirektiivist lähtuva ökoloogilise seisundi klassi hindamise meetodikas.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Tavaline keskmine üle kõigi veekogumite 0,565 (= hea keskkonnaseisund)

Veekogumi pindaladega kaalutud keskmine üle kõigi veekogumite 0,558 (= hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Kotta, J., Lauringson, V., Kaasik, A., Kotta, I. 2012. Defining the coastal water quality in Estonia based on benthic invertebrate communities. *Estonian J. Ecol.*, **61** (in press, doi: 10.3176/eco.2012.2.)

Lauringson, V., Kotta, J., Kersen, P., Orav-Kotta, H., Kotta, I. 2012. Use case of biomass-based benthic invertebrate index for brackish waters in connection to climate and eutrophication. *Ecol. Ind.*, **12**, 123-132.

Pearson, T. H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* ,**16**, 229-311.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Lepingu vastutav täitja G. Martin.

1. Indikaatori nimetus.

Kiviste põhjade indeks (KPI).

Hard bottoms index (KPI)

2. Indikaatori kood.

6.2.2.2

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Niitjate vetikate kasv sõltub otseselt vees sisalduvatest toitainetest ning toiteelementide lisandumisel merre niitjate vetikate kasv hoogustub (Field et al., 1998). Sellest tulenevalt saab niitjate vetikate tootmiseks kasutada rannikumere seisundi hindamisel herbivooride levik Läänemere idaosas peamiselt määratud ressursi so. niitjate vetikate olemasolust või puudumisest (Orav-Kotta & Kotta, 2004; Kotta et al., 2006). Mida suurem see ressurss on ehk mida kõrgem on niitjate vetikate tootmine, seda suurem on ka herbivooride asustustihedus vetikal. Järelikult peegeldab herbivooride ja niitjate vetikate biomassi suhe nii niitjate vetikate tootmist kui ka rannikumere seisundit.

KPI-d kasutatakse Eesti rannikumere seire programmis.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indeks arvutatakse vastavalt valemile:

$$KPI = 1 - (((\ln(a_1 \times Sp_1 + a_2 \times Sp_2 + \dots + a_n \times Sp_n) + 11) / 19) \times \ln(N + 2) / \ln(N + 1))$$

kus:

ln – naturaallõgaritm

Sp – liigi biomass

a – liigile vastav koefitsient

N – tundlike liikide arv veekogumis

KPI indeksi väärtus varieerub 0 ja 1 vahel. 1 iseloomustab parimaid tingimusi ja 0 kõige enam degradeerunud kooslust.

Metoodika täpsem kirjeldus ja proovide kogumisele esitatavad nõuded on leitavad Rannikumere ülevaateseire aruandest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

KPI peegeldab merekeskkonna üldist eutrofeerumise seisundit. Avaldatud dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel puudub. Indeksi väljatöötamise käigus leiti seos üldlämmastiku koormuse ja KPI vahel (vt. punkt 11).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

KPI taustatingimuste määramiseks kasutati põhjaloomastiku proovide andmeid 1950-60ndatest, millede hulgas olid eemaldatud teadaolevate punktreostusallikate lähedalt kogutud proovid. Kuna põllumajanduslike väetiste kasutamine suurenes plahvatuslikult 1970-80ndatel, siis võib 1950-60ndate aastate proove pidada sobilikuks taustatingimuste seadmiseks, kuna siis ei esinenud laiaulatuslikke eutrofeerumise nähtusid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Indeksi väärtus hea keskkonnaseisundi piiritlemiseks saadi otseste reostusallikate mõjust kaugel olevatest proovidest kogutud tänapäevase materjali põhjal.

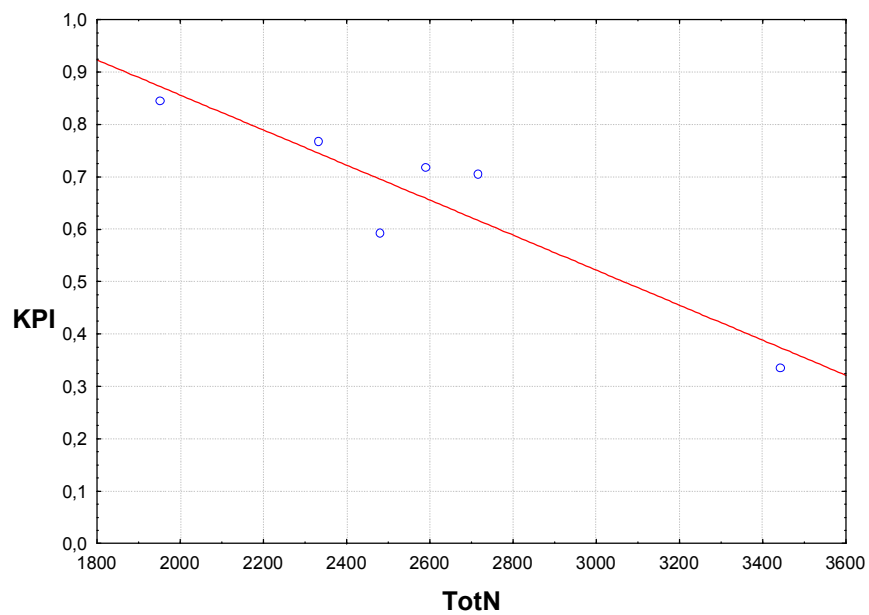
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

KPI väärtus 0,5. Tegemist on hea ja kesise piiriga veepoliitika raamdirektiivist lähtuva ökoloogilise seisundi klassi hindamise meetodikas.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Tavaline keskmine üle kõigi veekogumite 0,709 (= hea keskkonnaseisund)

Veekogumi pindaladega kaalutud keskmine üle kõigi veekogumite 0,727 (= hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Joonis 1. Seos reostuskoormuse (üldämmastik: totN) ja KPI indeksi vahel Tallinna lahes. Koormuste andmetena on kasutatud veekogumi 5 koormusi (sisaldab Tallinna linna väljalaske).

12. Kasutatud kirjandus.

Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T., Falkowski, P. 1998. Primary production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*, **281**, 237-240

Kotta, J., Orav-Kotta, H., Paalme, T., Kotta, I., Kukk, H. 2006. Seasonal changes in situ grazing of the mesoherbivores *Idotea baltica* and *Gammarus oceanicus* on the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Pylaiella littoralis* in the central Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*, **554**, 117-125.

Orav-Kotta, H., Kotta, J. 2004. Food and habitat choice of the isopod *Idotea baltica* in the northeastern Baltic Sea. *Hydrobiologia*, **514**, 79–85.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Lepingu vastutav täitja G. Martin.

1. Indikaatori nimetus.

Fütobentose vööndi elupaigalise mitmekesisuse indeks (FDI).

Habitat diversity index of phytobenthic zone (FDI)

2. Indikaatori kood.

6.2.2.3.

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Elupaigalise mitmekesisuse indeksi kontseptsioon põhineb teadmisel, et eutrofeerumine vähendab elupaigalist mitmekesisust. Uuringud on näidanud, et põhjakoosluste muutlikkus väheneb eutrofeerumise käigus, s.t. põhjakooslused on homogeensemad rohkem reostunud kohtades võrreldes puhtamate piirkondadega (Kotta et al., 2000; Kotta et al., 2007). On ka teada, et eutrofeerumine avaldab erinevat mõju põhjakoosluse domineerimisstruktuurile ja liigilisele koosseisule. Nimelt kõrgeenenud troofsuse tase vähendab liikide biomasside ruumilist muutlikkust ja suurendab koosluse liikide esinemise struktuuri suuremat ruumilist muutlikkust (viimane on väljendatud suhtelise erinevusena). Indeks võtab arvesse ka seda, et koosluste muutlikkus on pöördvõrdelises seoses liikide koguarvuga koosluses.

FDI-d kasutatakse Eesti rannikumere seire programmis.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indeks arvutatakse vastavalt valemile:

$$FDI = ((ANIMAL_{BM} + ANIMAL_{BM}/ANIMAL_{PA}) \times \ln(PLANT_{BM}) \times SpN)/4300$$

kus:

ln – naturaallogaritm

SpN – põhjataime- ja loomaliikide arv transektil

ANIMAL_{BM} – põhjaloomakoosluste biomassi keskmine varieeruvus transektil so. transformeerimata biomasside alusel arvutatakse transektili kohta liigivaeste kooslustele kohandatud Bray-Curtis erinevusindeksi keskvärtus (*zero adjusted Bray-Curtis index*; Clarke et al. 2006, Clarke & Gorley 2006).

ANIMAL_{PA} – põhjaloomakoosluste liigilise koosseisu keskmine varieeruvus transektil so. liigi olemasolu/puudumise alusel arvutatakse transektili kohta liigivaeste kooslustele kohandatud Bray-Curtis erinevusindeksi keskvärtus (*zero adjusted Bray-Curtis index*).

PLANT_{BM} – põhjataimestikukoosluste biomassi keskmine varieeruvus transektil so. transformeerimata biomasside alusel arvutatakse transektili kohta liigivaeste kooslustele kohandatud Bray-Curtis erinevusindeksi keskvärtus (*zero adjusted Bray-Curtis index*). FDI indeksi väärtus varieerub 0 ja 1 vahel. 1 iseloomustab parimaid tingimusi ja 0 kõige enam degradeerunud kooslust.

Metoodika täpsem kirjeldus ja proovide kogumisele esitatavad nõuded on leitavad Rannikumere ülevaateseire aruandest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

FDI peegeldab merekeskkonna üldist eutrofeerumise seisundit. Avaldatud dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel puudub. Indeksi väljatöötamise käigus leiti seos üldlämmastiku koormuse ja FDI vahel (vt. punkt 11).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

FDI taustatingimuste määramiseks kasutati põhjaloomastiku proovide andmeid 1950-60ndatest, millede hulgas olid eemaldatud teadaolevate punktreostusallikate lähedalt kogutud proovid. Kuna põllumajanduslike väetiste kasutamine suurenes plahvatuslikult 1970-80ndatel, siis võib 1950-60ndate aastate proove pidada sobilikuks taustatingimuste seadmiseks, kuna siis ei esinenud laiaulatuslikke eutrofeerumise nähtusid.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Indeksi väärtus hea keskkonnaseisundi piiritlemiseks saadi otseste reostusallikate mõjust kaugel olevatest proovidest kogutud tänapäevase materjali põhjal.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

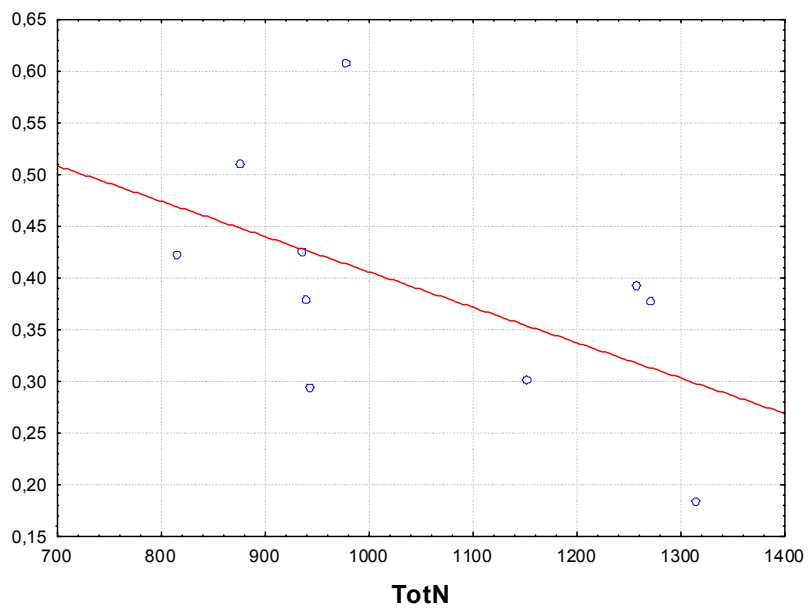
FDI väärtus 0,5. Tegemist on hea ja kesise piiriga veepoliitika raamdirektiivist lähtuva ökoloogilise seisundi klassi hindamise meetodikas.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Tavaline keskmine üle kõigi veekogumite 0,491 (= hea keskkonnaseisund ei ole saavutatud)

Veekogumi pindaladega kaalutud keskmine üle kõigi veekogumite 0,504 (= hea keskkonnaseisund)

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Joonis 1. Seos reostuskoormuse (üldlämmastik: totN) ja FDI indeksi vahel Eru lahes. Koormuste andmetena on kasutatud veekogumi 2 koormusi.

12. Kasutatud kirjandus.

Clarke, K. R., Somerfield, P. J., Chapman, M. G. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **330**, 55-80.

Clarke, K. R., Gorley, R. N., 2006. *Primer v6. User Manual/ Tutorial*. Primer-E, Plymouth, UK. 192 pp.

Kotta, J., Kotta, I., Viitasalo, I. 2000. Effect of diffuse and point source nutrient supply on the low diverse macrozoobenthic communities of the northern Baltic Sea. *Bor. Envir. Res.*, **5**, 235-242.

Kotta, J., Lauringson, V., Kotta, I. 2007. Response of zoobenthic communities to changing eutrophication in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia*, **580**, 97-108.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2012. Rannikumere ülevaateseire 2011. Aruanne. Lepingu vastutav täitja G. Martin.

1. Indikaatori nimetus.

Kindlaksmääratud pikkust/suurust ületava biomassi osakaal või isendite arv merepõhja makrokoosluses. Proportion of biomass or number of individuals in the macrobenthos above some specified length/size

2. Indikaatori kood.

6.2.3.1.

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Suuremõõtmeliste liikide ja isendite olemasolu näitab, et põhjakoosluse arenguks on piisavalt ressursi ja negatiivsete mõjude tase on madal võimaldades loomadel saavutada kõrgemat vanust ja suuremaid mõõtmelisi (Rice et al., 2010). Keskkonnaseisundi halvenemise trendi näitab väiksemõõtmeliste isendite osakaalu suurenemine ja suuremõõtmeliste isendite osakaalu vähenemine koosluses (Rice et al. 2012). Head keskkonnaseisundit näitab põhjaloomastiku suurusjaotus, kus on esindatud liikide kõik suurusklassid kaasa arvatud isendid, kelle suurus on lähedane antud liigi maksimaalsele potentsiaalsele suurusele (Rice et al., 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Antud indikaatori rakendamise eelduseks on põhjaloomastiku andmestik, kus proovides on mõõdetud iga indiviidi pikkus ja/või kaal (Rice et al., 2010). Tavapärase mereseire proovide analüüsil üksikindiviidide pikkust ja kaalu ei määrata. Hetkel puudub indikaatori määramise täpne meetodika, sest andmeid, mille põhjal indikaatorit arendada, on vähe. Esmased analüüsid teostati põhjaloomastiku enamlevinud liikide isendite keskmise pikkuse ja kuivkaaluga. Proovid olid kogutud Tallinna lahest järgides HELCOM-i juhiseid (HELCOM, 2008) kuid lisaks oli mõõdetud iga isendi pikkus ja kuivkaal. Analüüside tulemused näitavad, et söödava südakarbi (*Cerastoderma glaucum*) keskmine pikkus võib olla seotud toitainete koormustega (vt. punkt 6).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seoste uurimiseks põhjaloomade isendite pikkuse ja kaalu ning reostuskoormuse vahel kasutati Tallinna lahe proovipunktidest 2 ja 57A aastatel 1997-2008 kogutud põhjaloomastiku proovide materjali, kus proovides oli mõõdetud iga isendi pikkus. Reostuskoormuse andmestikuna kasutati veekogumipõhiseid jõgedest ja punkt-reostusallikatest pärineva üldläämmastiku ja üldfosfori koormuseid. Teostati regressioonanalüüsid sagedamini esinevate põhjaloomastiku liikide (balti lamekarp, tavaline harjasliimukas, liiva uurik-karp, söödav südakarp, söödav rannakarp) isendite keskmise pikkuse ja kuivkaalu ning toitainete koormuste vaheliste seoste uurimiseks. Eraldi analüüsid teostati sama aasta ja bioloogiliste proovide kogumisele eelneva aasta toitainete koormustega. Ainsate statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) seostena leiti negatiivne seos söödava südakarbi keskmise pikkuse ja eelneva aasta punkt-reostusallikatest pärineva lämmastiku koormuse ($r = -0,75$) ja fosfori koormuse ($r = -0,75$) vahel (vt. tabel 1 ja joonis 1 punktis 11). Kuna kogu materjal pärineb Tallinna lahest perioodist 1997-2008, siis puuduvad võrdlustingimused keskkonnaseisundi klassipiiride määratlemiseks ja seetõttu vajab antud indikaatori kasutamine lisauuringuid.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

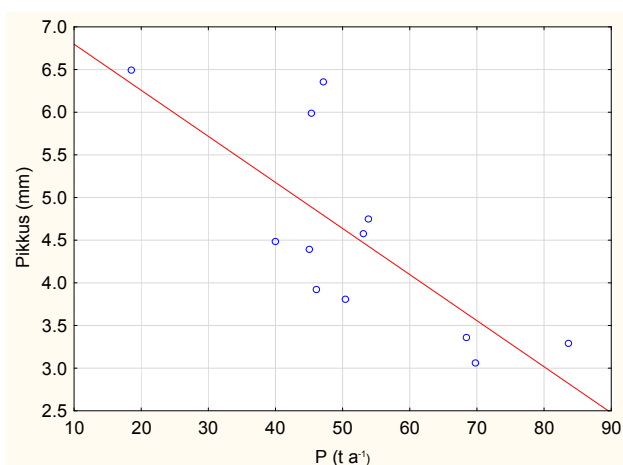
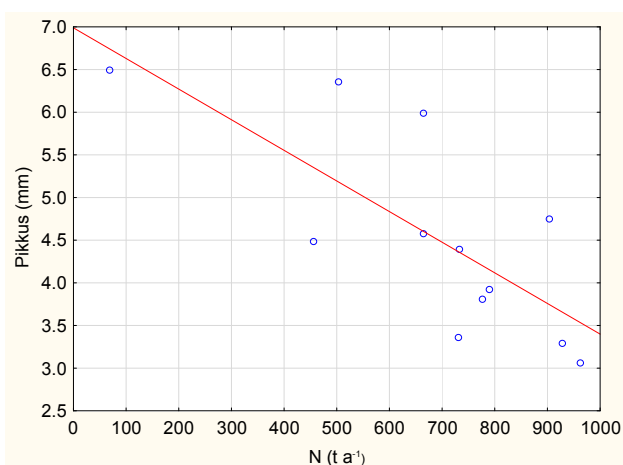
Ei kohaldu, vt. punkt 6.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Regressioonanalüüside tulemused põhjaloomastiku sagedamini esinevate liikide isendite keskmise pikkuse ja kaalu ning toitainete koormuste vaheliste seoste selgitamiseks. Tabelis on esitatud korrelatsioonikordajad. Statistiliselt olulised seosed ($p < 0,05$) on rasvases kirjas.

Liik	Sama aasta toitainete koormus					
	Jõgede N	Jõgede P	Punkt N	Punkt P	totN	totP
<i>Macoma balthica</i> pikkus	0.025	-0.162	-0.005	0.227	0.026	-0.125
<i>Macoma balthica</i> kaal	-0.172	-0.239	0.141	0.228	-0.159	-0.212
<i>Hediste diversicolor</i> pikkus	-0.074	-0.104	0.311	0.239	-0.016	-0.055
<i>Hediste diversicolor</i> kaal	-0.020	0.012	-0.063	-0.100	-0.035	-0.013
<i>Mya arenaria</i> pikkus	0.394	0.016	-0.021	0.202	0.428	0.072
<i>Mya arenaria</i> kaal	0.288	-0.081	0.004	-0.044	0.317	-0.104
<i>Cerastoderma glaucum</i> pikkus	-0.291	-0.320	-0.015	0.112	-0.322	-0.335
<i>Cerastoderma glaucum</i> kaal	0.046	0.113	-0.500	-0.317	-0.053	0.045
<i>Mytilus trossulus</i> pikkus	-0.091	-0.023	0.309	0.427	-0.035	0.086
<i>Mytilus trossulus</i> kaal	-0.329	-0.175	0.028	0.065	-0.355	-0.181

Liik	Eelmise aasta toitainete koormus					
	Jõgede N	Jõgede P	Punkt N	Punkt P	totN	totP
<i>Macoma balthica</i> pikkus	-0.207	-0.247	0.026	-0.055	-0.222	-0.296
<i>Macoma balthica</i> kaal	-0.176	-0.258	-0.176	-0.185	-0.230	-0.343
<i>Hediste diversicolor</i> pikkus	0.226	0.168	0.098	0.029	0.269	0.199
<i>Hediste diversicolor</i> kaal	0.199	0.094	-0.028	-0.020	0.212	0.101
<i>Mya arenaria</i> pikkus	0.121	0.166	-0.340	-0.153	0.063	0.149
<i>Mya arenaria</i> kaal	-0.241	-0.219	-0.285	-0.223	-0.323	-0.308
<i>Cerastoderma glaucum</i> pikkus	0.480	0.543	-0.750	-0.755	0.371	0.419
<i>Cerastoderma glaucum</i> kaal	-0.146	-0.209	-0.128	-0.019	-0.187	-0.243
<i>Mytilus trossulus</i> pikkus	-0.016	-0.127	0.568	0.352	0.111	-0.051
<i>Mytilus trossulus</i> kaal	-0.093	-0.221	0.362	0.111	-0.022	-0.222



Joonis 1. Seosed söödava südakarbi (*Cerastoderma glaucum*) keskmise pikkuse ja proovi kogumisele eelneva aasta punktrestusallikatest pärineva lämmastiku ja fosfori koormuste vahel.

12. Kasutatud kirjandus.

HELCOM. 2008. *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.*

http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/main/

Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J. , Krause, J., Lorange, P., Ragnarsson, S. A., Sköld, M. & Trabucco, B. 2010. Marine strategy framework directive, Task Group 6 Report, Seafloor integrity. JRC Scientific and Technical Reports, European Commission.

Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink J. G., Krause, J., Lorange, P., Ragnarsson, S. À, Sköld, M., Trabucco, B., Enserink, L., Norkko, A. 2012. Indicators for Sea-floor Integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecol. Ind.*, **12**, 174-184.

1. Indikaatori nimetus.

Põhjaloostiku koosluse suurus-spektri omadusi (kuju, tõus ja vabaliige) kirjeldavad parameetrid.
Parameters describing the characteristics (shape, slope and intercept) of the size spectrum of the benthic community

2. Indikaatori kood.

6.2.4.1.

3. Autor(id)

K. Herkül

4. Indikaatori kirjeldus

Suuremõõtmeliste liikide ja isendite olemasolu näitab, et põhjakoosluse arenguks on piisavalt ressursi ja negatiivsete mõjude tase on madal võimaldades loomadel saavutada kõrgemat vanust ja suuremaid mõõtmelid (Rice et al., 2010). Keskkonnaseisundi halvenemise trendi näitab väiksemõõtmeliste isendite osakaalu suurenemine ja suuremõõtmeliste isendite osakaalu vähenemine koolsuses (Rice et al. 2012). Head keskkonnaseisundit näitab põhjaloostiku suurusjaotus, kus on esindatud liikide kõik suurusklassid kaasa arvatud isendid, kelle suurus on lähedane antud liigi maksimaalsele potentsiaalsele suurusele (Rice et al. 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Antud indikaatori rakendamise eelduseks on põhjaloostiku andmestik, kus proovides on mõõdetud iga indiviidi pikkus ja/või kaal (Rice et al., 2010). Tavapärase mereseire proovide analüüsil üksikindiviidide pikkust ja kaalu ei määrata. Hetkel puudub indikaatori määramise täpne meetodika, sest andmeid, mille põhjal indikaatorit arendada, on vähe. Antud töös teostatud analüüsid kasutati Tallinna lahest HELCOM-i juhiste (HELCOM, 2008) vastavalt kogutud proove, kus lisaks oli mõõdetud iga isendi pikkus ja kuivkaal. Analüüside tulemused ei andnud sellised tulemusi, mis võimaldaksid hetkel välja arendada indikaatori meetodikat (vt. punkt 6).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seoste uurimiseks koosluse suurusjaotuse (suurus-spektri tõus, vabaliige) ja reostuskoormuse vahel kasutati Tallinna lahe proovipunktidest 2 ja 57A aastatel 1997-2008 kogutud põhjaloomastiku proovide materjali, kus proovides oli mõõdetud iga isendi pikkus ja kaal. Reostuskoormuse andmestikuna kasutati veekogumipõhiseid jõgedest ja punktreostusallikatest pärineva üldämmastiku ja üldfosfori koormuseid. Teostati regressioonanalüüsid põhjaloomastiku koosluse suurus-spektri tõusu ja vabaliikme ning toitainete koormuste vaheliste seoste uurimiseks. Eraldi analüüsid teostati pikkus- ja kaalujaotusega ning sama aasta ja bioloogiliste proovide kogumisele eelneva aasta toitainete koormustega. Pikkuse ja kaaluklasse ning nendesse kuulutave isendite arvukuse või biomassi osakaalu logaritm-transformeeriti, et saavutada võimalikult lineaarne seos. Ühtegi statistiliselt olulist seost ei leitud (vt. tabel 1 punktis 11) ja seetõttu puudub hetkel põhjendatud alus antud indikaatori rakendamiseks Eesti tingimustes. Lisaks antud töö raames teostatud analüüsidele, ei ole teada ühtegi uuringut Läänemere piirkonnast, mis vaatlaks inimtekkeliste survetegurite mõju põhjaloomastiku suuruspektrile. Indikaatori rakendamiseks on vaja teha spetsiaalseid täiendavaid uuringuid.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

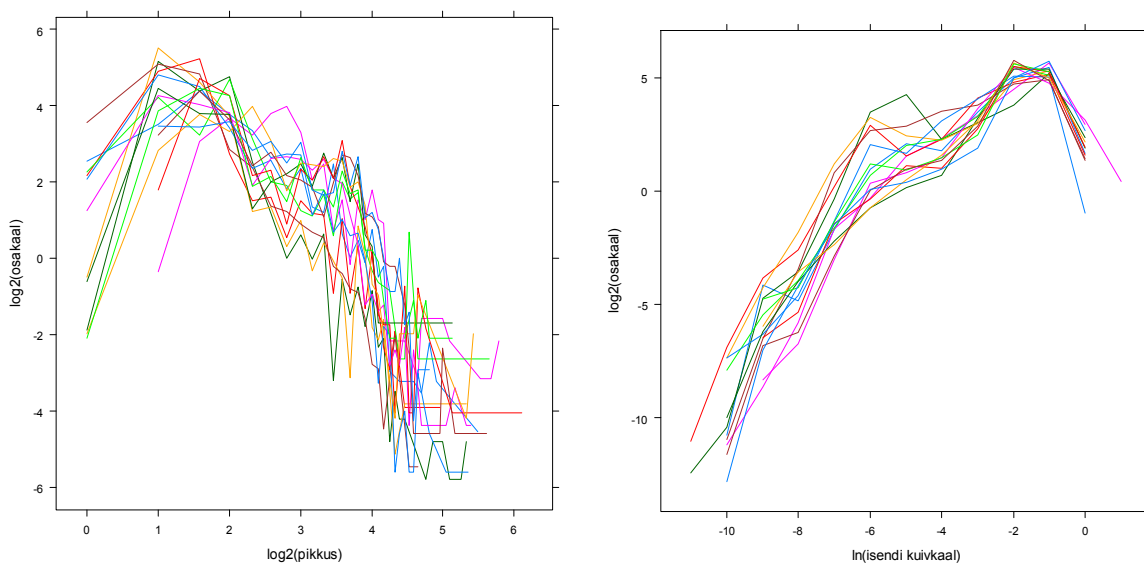
10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Ei kohaldu, vt. punkt 6.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel 1. Regressioonanalüüside tulemused põhjaloomastiku suurus-spektri tõusu ja vabaliikme ning toitainete koormuste vaheliste seoste selgitamiseks. Tabelis on esitatud korrelatsioonikordajad. Ühtegi statistiliselt olulist ($p < 0,05$) seost ei leitud.

	Pikkus-spekter		Kaaluspekter	
	vabaliige	tõus	vabaliige	tõus
Sama aasta toitainete koormus				
Jõgede N	-0.122	-0.125	0.083	0.036
Jõgede P	-0.152	-0.145	0.168	0.231
Punkt N	0.315	-0.114	-0.018	-0.105
Punkt P	0.182	0.076	-0.003	0.099
totN	-0.068	-0.160	0.088	0.018
totP	-0.125	-0.145	0.190	0.289
Eelmise aasta toitainete koormus				
Jõgede N	-0.211	0.094	0.094	0.012
Jõgede P	-0.016	-0.040	0.007	-0.110
Punkt N	0.085	-0.113	0.131	0.378
Punkt P	-0.177	0.009	0.370	0.480
totN	-0.215	0.079	0.134	0.098
totP	-0.065	-0.043	0.106	0.002



Joonis 1. Tallinna lahe põhjaloomastiku pikkus-spektrid (vasakpoolne) ja kaaluspektrid (parempoolne) aastatel 1997-2011.

12. Kasutatud kirjandus.

HELCOM. 2008. *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.*

http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/main/

Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J. , Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S. A., Sköld, M. & Trabucco, B. 2010. Marine strategy framework directive, Task Group 6 Report, Seafloor integrity. JRC Scientific and Technical Reports, European Commission.

Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink J. G., Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S. À, Sköld, M., Trabucco, B., Enserink, L., Norkko, A. 2012. Indicators for Sea-floor Integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecol. Ind.*, **12**, 174-184.

Tunnus 7. Merevee hüdrograafiliste tingimuste püsival muutusel ei ole negatiivset mõju mere ökosüsteemidele.

1. Indikaatori nimetus.

Püsivatest hüdrograafiliste tingimuste muutustest mõjutatud ala ulatus.

Spatial extent of the area influenced by permanent alterations of hydrographic conditions.

2. Indikaatori kood.

7.1.1.1

3. Autor(id)

Peeter Laas, Urmas Lips

4. Indikaatori kirjeldus

Kumulatiivne ruumiline ala, kus on toimunud inimtegevusest põhjustatud (näiteks süvendamine, kaadamine, püsirajatis jne.) hüdrograafiliste tingimuste püsivad muutused, mis avaldavad negatiivset mõju ökosüsteemile.

Vastavalt Euroopa Komisjoni otsusele (2010/477/EL) käsitletakse merevee hüdrograafiliste tingimuste püsivaid muutuseid kui muutuseid, mis on põhjustatud inimtegevusest ja mille tagajärjel muutuvad direktiivi 2008/56/EÜ III lisa tabelis 1 sätestatud füüsikalised ja keemilised omadused. Läänemeres, sh Eesti merealal võivad nimetatud muutused seisneda merepõhja topograafia ja batümeetria, temperatuuri- ja jääkatte režiimi, hoovuste, lainetuse, vee hägususe, vee viibeaja, soolsuse, toitainete ja hapniku sisalduse ning vee pH ja pCO₂ muutustes.

Indikaatori võib jagada alamindikaatoriteks hinnates eraldi mõjutatud ala ulatust merepõhja topograafia, temperatuurirežiimi, hoovuste ja lainetuse režiimi, vee viibeaja ja soolsusrežiimi muutuste tõttu.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuste määramiseks on vajalik hinnata süvendamise, kaadamise, püsirajatiste ehitamise, kaevandamise, merevee tehnoloogilise veena kasutamise jmt ruumilist ulatust Eesti merealal. Kuna indikaator on seotud suuremastaapsete projektidega, mille jaoks vastavalt «Veeseadusele» on tarvis vee erikasutusluba ning teatud tingimustel ka keskkonnamõju hindamist (KMH, vastavalt Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses sätestatule), siis esialgne indikaatori väärtuste hindamine on võimalik teostada väljastatud vee erikasutuslubade ja KMH aruannete alusel. Vastav andmebaas on Keskkonnaministeeriumis olemas, kuid väljavõtte/üldistuse tegemine sellest on käsitöö.

Reaalselt elluviidud töödega seotud mõjutatud ala ulatust saab hinnata vee erikasutuslubades sätestatud vastava (sh keskkonnaseire) aruandluse põhjal. Indikaatori numbriline väärtus oleks mõjutatud ala pindala või mõjutatud ala pindala suhe mereala kogupindalasse.

Kitsaskohaks on meetodika puudumine, mille alusel teostatavate tööde mahtude või iseloomu alusel oleks võimalik hinnata mõjutatud ala pindala. Samuti ei ole varasemate regulatsioonidega kvantitatiivselt defineeritud, missuguse iseloomu ja/või intensiivsusega häiritust on põhjendatud nimetada (oluliseks) negatiivseks mõjuks.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaator on oma iseloomult surveteguri ja mõju kombinatsioon. Konkreetsed tegevused / survetegurid, millega indikaator on seotud, on järgmised (Direktiivi 2008/56/EÜ III lisa tabel 2): füüsiline kadu – katmine (mereala täitmine) ja blokeerimine, millega väheneb mereala pindala; füüsiline kahju – süvendamine, kaadamine, kaevandamine, mis muudavad põhjatopograafiat ja sellega seoses lainetuse, hoovuste režiimi; rajatiste ehitamine, mis põhjustavad muutuseid setete transpordis (erosioon, mudastumine vmt.); Häired hüdroloogilistes protsessides – märkimisväärsed muutused soojusrežiimis (nt elektrijaamade veelaskmed) või soolsusrežiimis (nt vee liikumisi takistavate konstruktsioonide, veevõtmise tulemusel).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks antud indikaatori mõttes on inimtegevusest mõjutatud alade puudumine Eesti merealal.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Veepoliitika Raamdirektiivi 2000/60/EÜ LISAS V on sätestatud rannikuvee väga hea, hea ja keskmise ökoloogilise seisundi määratlused, mille alla kuuluvad ka hüdro-morfoloogilised kvaliteedielemendid ja füüsikalise-keemilised kvaliteedielemendid. Hüdro-morfoloogilised kvaliteedielemendid on jaotatud: loodete (mageveevoolu) režiim ja morfoloogilised tingimused.

Keskkonnaministri määruses nr 44 (28.07.2009) on sätestatud (KKM määruse nr 59, 25.11.2010 sõnastuses), et hüdro-morfoloogilised kvaliteedinäitajad rannikuveekogumi ökoloogilise seisundiklassi määramiseks on veesügavuse vaheldumine, veepõhja struktuur ja aluspõhi, eulitoraali struktuur, loodete režiim, peamiste hoovuste suund ja avatus lainetusele. Hea keskkonnaseisundile vastab seisund, kui veerežiim ja morfoloogilised tingimused erinevad looduslikust seisundist vähe ega takista bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate järgi pinnaveekogumi hea ökoloogilise seisundiklassi saavutamist. Kvantitatiivsed kriteeriumid hea keskkonnaseisundi määramiseks puuduvad. MSRD rakendamisel võib analoogselt kvalitatiivselt määratlada, kas mingi ala on mõjutatud või mitte. Hea keskkonnaseisundi määramise meetodika käesoleva indikaatori (kui suur osa alast või kui suur ala pindalalt ei ole mereala seisundile veel oluline) jaoks puudub.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Kvalitatiivselt vastab heale keskkonnaseisundile mereala seisund, mille puhul mõjutatud ala on piisavalt väike, et mõjutada Eesti mereala või selle olulise osa head keskkonnaseisundit. Hea keskkonnaseisund mingis konkreetses piirkonnas/alal on tingimused, mille puhul muutused merepõhja topograafias või batümeetrias, temperatuuri- või jääkatte režiimis, hoovustes, lainetuses, vee hägususes, vee viibeajas, soolsuses, toitainete või hapniku sisalduses ning vee pH või pCO₂ erinevad looduslikest tingimustes vähe ega takista hea keskkonnaseisundi saavutamist selle alal.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eestis puuduvad suuremastaapsed projektid, mis eraldi võttes mõjutaksid mereala või selle osa oluliselt, v.a. Väikse Väina tamm. Seoses oluliste hoovuste- ja soolsusrežiimi muutustega on Väikse väina rannikuvesi pindalaga 64,46 km² määratletud kui tugevasti muudetud rannikuvesi. (Läänesaarte alamvesikonna veemajanduskava, 2006; Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava, 2010).

Erinevate projektide/arenduste kumulatiivset mõju ja kumulatiivse mõju tagajärjel mõjutatud ala ulatust pole hinnatud. Aastatel 2007 – 2011 on vee erikasutuslubade alusel (keskkonnalubade registri andmetel) välja antud lubasid süvendamiseks, täitmiseks, kaadamiseks, maa-ainese ja maavarade ammutamiseks mahus 26,8 miljonit kuupmeetrit. Mõjutatud ala summaarset ulatust nimetatud arendustega seoses pole hinnatud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Ei ole.

12. Kasutatud kirjandus.

EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2000/60/EÜ.

EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2008/56/EÜ.

Keskkonnaministri määrus. Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. 28.07.2009.

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. (RT I 2005, ...)

VEESEADUS (RT I 1994, ...)

LÄÄNESAARTE ALAMVESIKONNA VEEMAJANDUSKAVA. 2006. Saaremaa ja Hiiumaa keskkonnateenistused.

Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava, 2010. Keskkonnaministeerium

Riiklik keskkonnalubade register (KLIS)

1. Indikaatori nimetus.

Püsivast muutusest mõjutatud loodusdirektiivi lisa I elupaikade ruumiline ulatus.

Spatial extent of habitats (listed in Habitat Directive Annex I) affected by the permanent alteration.

2. Indikaatori kood.

7.2.1 1

3. Autor(id)

Peeter Laas, Urmas Lips

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaatoriks on iga kindla elupaiga suhteline ruumiline ulatus, kus on toimunud inimtegevusest põhjustatud hüdrograafiliste tingimuste püsivad muutused.

Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisas on välja toodud olulised elupaigad, mille kaitsmine eeldab spetsiaalsete kaitstavate alade loomist. Eestis esineb antud direktiivis toodud mere-elupaikadest kuus: laiad madalad abajad ja lahed, mereveega üleujutatud liivamadala, jõgede lehtersuudmed, mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud, rannikulõukad ning karid. Indikaator peaks käsitlema nimetatud elupaikasid ja oleks defineeritud iga elupaiga jaoks kui mõjutatud elupaiga pindala protsentuaalselt kogupindalast.

Indikaatori võib jagada alamindikaatoriteks hinnates eraldi iga nimetatud (või valitud, enim ohustatud) elupaiga ulatust, mis on mõjutatud inimtegevusest põhjustatud hüdrograafiliste tingimuste püsivatest muutustest.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuste hindamiseks on vajalik leida iga kindla elupaiga jaoks protsentuaalne mõjutatud ala. See eeldab esiteks nimetatud kuue elupaigatüübi (või nende seast valitud elupaikade) kogupindalade hindamist (pole kõikide elupaikade jaoks veel hinnatud). Järgnevalt on vajalik piirkondades, kus võib eeldada mingi püsiva mõju olemasolu, määrata mõjutatud ala pindala.

Indikaatori numbrilise väärtuse määramiseks puudub hetkel meetodika, eelkõige on vaja defineerida piirid/kriteeriumid, mille alusel eristada mõjutamata ja mõjutatud ala. Esimeses lähenduses võib hinnata potentsiaalselt mõjutatud ala ulatust, kus on toimunud merepõhja topograafia, temperatuurirežiimi, hoovuste, lainetuse, vee hägususe, vee viibeaja või soolsuse muutused. Selleks on vajalik võrrelda olemasolevaid hüdrograafilisi tingimusi ja samades piirkondades modelleerimise teel saadud hüdrograafilisi tingimusi inimtegevuse puudumisel.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaator on oma iseloomult surveteguri ja mõju kombinatsioon. Konkreetsed tegevused / survetegurid, millega indikaator on seotud, on järgmised (Direktiivi 2008/56/EÜ III lisa tabel 2): füüsiline kadu – katmine (mereala täitmine) ja blokeerimine, millega väheneb merealal pindala; füüsiline kahju – süvendamine, kaadamine, kaevandamine, mis muudavad põhjatopograafiat ja sellega seoses lainetuse, hoovuste režiimi; rajatiste ehitamine, mis põhjustavad muutuseid setete transpordis (erosioon, mudastumine vmt.); Häired hüdrooloogilistes protsessides – märkimisväärsed muutused soojusrežiimis (nt elektrijaamade veelaskmed) või soolsusrežiimis (nt vee liikumisi takistavate konstruktsioonide, veevõtmise tulemusel).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks antud indikaatori mõttes on inimtegevusest mõjutatud alade puudumine Eesti merealal iga loodusdirektiivi elupaiga puhul

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundit on võimalik määratleda hetkel ainult kvalitatiivselt, sest kvantitatiivsete kriteeriumite jaoks puuduvad meetodikad.

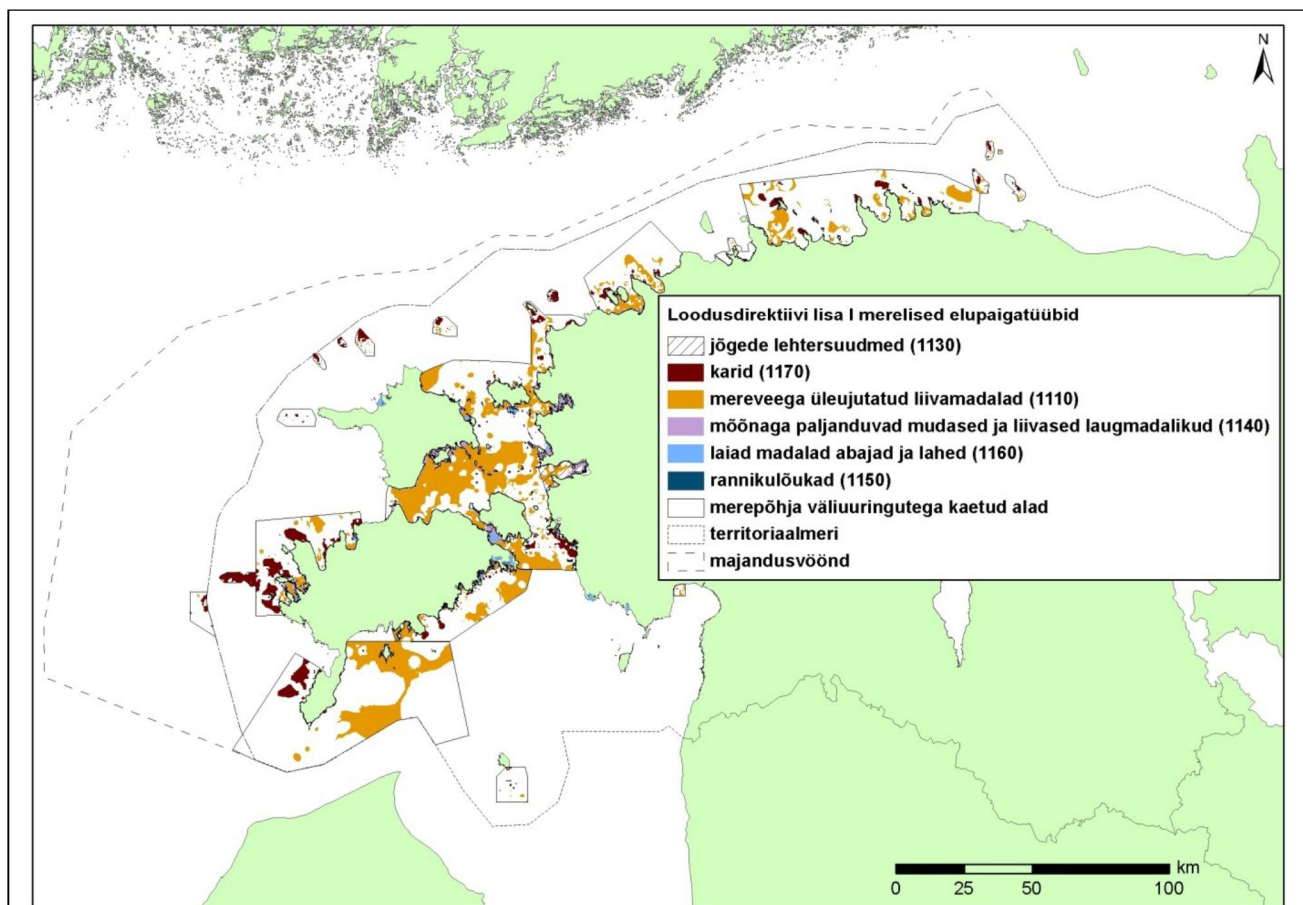
9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Arvuline väärtus puudub. Kvalitatiivselt – püsivatest hüdrograafilistest muutustest mõjutatud elupaikade ruumiline ulatus ei avalda olulist mõju loodusdirektiivi lisa I elupaikatüüpide ruumilisele levikule ja nendega seotud ökosüsteemide funktsioneerimisele.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti mereala kohta pole loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaikade seisundit täies mahus hinnatud, kuna puudub vastav meetodika. HELCOM hinnangus (HELCOM, 1998) on kogu Läänemere ulatuses teostatud hinnangus viis nimetatud elupaika defineeritud kui ohustatud elupaigatüübid ja üks (rannikulõukad) kui tugevasti ohustatud elupaigatüüp.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.



Loodusdirektiivi lisa I merelised elupaigatüübid Eesti merealal. Karide, liivamadalate ja laugmadalike hinnangud pärinevad ainult merepõhja väliuuringutega kaetud mereala piirkondadest.

12. Kasutatud kirjandus.

Loodusdirektiiv. 2009/147/EÜ. EÜT L 20, 26.01.2010.

EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2008/56/EÜ

HELCOM. 1998. Red List of Marine and Coastal Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat - Including a comprehensive description and classification system for all Baltic Marine and Coastal Biotopes. HELCOM-*Baltic Sea Environment Proc.* 75, Helsinki Commission

1. Indikaatori nimetus.

Muutunud hüdrograafiliste tingimuste tagajärjel toimunud muutused kalade kudemistingimustes
Changes in spawning conditions due to altered hydrographic conditions

2. Indikaatori kood.

7.2.2.1

3. Autor(id)

Peeter Laas, Urmas Lips

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaatoriks on kalade noorjarkude arvukus ja selle muutused, mida on võimalik seostada muutunud hüdrograafiliste tingimustega – muutustega lainetuse, hoovuste, soolsuse või temperatuurirežiimis või muutustega vee hägususes (Prins ja Holzauer, 2011). Indikaatori rakendamiseks on vajalik välja valida kalaliigid, mille kudemistingimusi ja nendes toimunud muutusi hinnatakse.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori väärtuste hindamiseks on vajalik esiteks leida piirkonnad, kus nimetatud hüdrograafilised tingimused on inimtegevuse tagajärjel muutunud ulatuses, mis potentsiaalselt võib mõjutada kalade kudemistingimusi. Et leida, kas ja missuguses ulatuses on kalade kudemine häiritud või muutunud, hinnatakse kas ja kui palju on muutunud kalade noorjarkude arvukus nendes piirkondades. Kõigi tegevuste/arendustööde tagajärjel toimunud muutused kalade noorjarkude arvukuses summeeritakse kogu Eesti mereala kohta.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaator on seotud järgmiste tegevuste / surveteguritega (Direktiivi 2008/56/EÜ III lisa tabel 2):
füüsiline kadu – katmine (mereala täitmine) ja blokeerimine, millega väheneb merealal pindala;
füüsiline kahju – süvendamine, kaadamine, kaevandamine, mis muudavad põhjatopograafiat ja sellega seoses lainetuse, hoovuste režiimi; rajatiste ehitamine, mis põhjustavad muutuseid setete transpordis (erosioon, mudastumine vmt.);
häired hüdroloogilistes protsessides – märkimisväärsed muutused soojusrežiimis (nt elektrijaamade veelaskmed) või soolsusrežiimis (nt vee liikumisi takistavate konstruktsioonide, veevõtmise tulemusel).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Hüpoteetilised taustatingimused vastaksid olukorrale, kus muutunud hüdrograafiliste tingimuste tagajärjel toimunud muutused kudemistingimustes puuduvad. Kuna Läänemeres (sh Eesti mereala) on raske eeldada tingimuste olemasolu, kus inimtegevuse mõjud täielikult puuduvad, siis taustatingimuste määramine on võimalik modelleerimise või ekspertarvamuste abil. Käesoleval ajal vastav meetodika puudub.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundit on võimalik määratleda hetkel ainult kvalitatiivselt, sest kvantitatiivsete kriteeriumite jaoks puuduvad meetodikad. Näiteks, hüdrograafiliste tingimuste püsivad muutused ei mõjuta oluliselt kalade kudemistingimusi (noorjarkude arvukust). Kvantitatiivseks määratluseks on vaja defineerida, missugune muutus noorjarkude arvukuses mõjutab oluliselt (märgatavalt) valitud liigi / populatsiooni dünaamikat.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Arvuline väärtus puudub. Kvalitatiivselt – hüdrograafiliste tingimuste püsivate muutuste tagajärjel toimunud muutused kudemistingimusi (noorjarkude arvukus) ei mõjuta märgatavalt valitud liigi / populatsiooni dünaamikat.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal selle indikaatori alusel tehtud hinnangud peaaegu puuduvad. Olemas on hinnang Väikse Väina rannikuvee kohta. Läänesaarte alavesikonna veemajanduskava (2006) lisas 23 on välja toodud, et Väikse Väina rannikuvees on kalade kudemistingimused oluliselt halvenenud ning ka kalasaagid on langenud.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puuduvad.

12. Kasutatud kirjandus.

Theo Prins, Harriet Holzauer. 2011. Environmental targets and associated indicators. Appendix B Factsheets Targets and Indicators. 7 Hydrographical conditions.

http://www.noordzeeloket.nl/krm/Images/1204315%20Environmental%20targets%20and%20associated%20indicators%20Appendix%20B_tcm19-5045.pdf

LÄÄNESAARTE ALAMVESIKONNA VEEMAJANDUSKAVA. 2006. Saaremaa ja Hiiumaa keskkonnateenistused

Tunnus 8. Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid.

1. Indikaatori nimetus.

Raskmetallid (Cd, Pb, Hg, Ni)

Trace metals (Cd, Pb, Hg, Ni)

2. Indikaatori kood.

8.1.1.1*, 8.2.1.1**, 8.2.2.1***

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Metallidest on EL direktiivis hea keskkonnaseisundi taseme väärtus vees toodud Cd, Pb, Hg ja Ni kohta (Anon., 2008). Euroopa Komisjoni ettepanekus on Hg puhul toodud ka hea keskkonnaseisundi taseme väärtus elustikus, kalades (Anon., 2012). Metallide puhul võib mainida nende tulekut merre õhu kaudu- Pb 41%, Hg 31%, Cd 14%. Kindlasti on aga kaheldav, et Hg sissevool Eestist moodustab 61% (Helcom, 2007).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Analüüsimeetodid peavad olema akrediteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 nõuetele, ning arvestama prioriteetsete ainete faktilehtedel toodud informatsiooni ning EL direktiivis (Anon., 2008) toodud keskkonnakvaliteedi standardeid. Määramistäpsus peab vastama EÜ direktiivis (Anon., 2009) toodud määramistäpsuse nõuetele. Metallide puhul viitab EQS metalli kontsentratsioonile lahuse faasis, s.t veeproovis, mida on puhastatud filtrimisega läbi filtri, mille poori suurus on 0,45 µm, või muu samaväärselise eelpuhastusmeetodiga. Samuti on vaja metallide puhul arvestada nende looduslike taustakontsentratsioone ja vee karedust, pH taset või muid vee kvaliteedi parameetreid, mis mõjutavad metallide biosaadavust (Anon., 2008).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Pb ja Hg mõjutavad laste tervist isegi madalatel doosidel. Pb puhul on teada tema mõju täiskasvanute südame-veresoonkonnale. Tugevasti saastatud aladel võib Hg põhjustada sünnidefekte. Cd võib kahjustada neeru funktsioone, aga samuti luude arengut (Helcom, 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimatriksite) valikul on aluseks Euroopa Liidu aruande soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas (EC 2010). Metalle soovitatakse määrata kas elustikus või setetes (Helcom, 2012).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Informatsioon metallide proovivõtu, keemiliste analüüsidemetoodikate ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes ja elustikus on toodud aruandes (Roots & Nõmmsalu, 2011).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Piirnormid vees, aasta keskmine (AA), suurim lubatud (MAC); (Anon., 2008).

Cd – AA 0,2 µg/l ja MAC <0,45 kuni 1,5 µg/l olenevalt vee karedusest.

Pb – AA 7,2 µg/l; MAC ei kohaldata.

Hg – AA 0,05µg/l; MAC 0,07 µg/l; elustikus 20 mg/kg mägkaalu kohta (Anon., 2012).

Ni – AA 20 µg/l; MAC ei kohaldata.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kaadmiumi sisaldus ületab määramispiiri vees ainult ühel korral rannikumerest võetud proovis (Laht et al., 2011). Plii ja nikli sisaldus vees ei ületa aasta keskmist ühenditele kehtestatud piirväärtust pinnavees (Tamm, 2010; Roots & Nõmmsalu, 2011). Hg kontsentratsioon räimes ja ahvenas (vastavalt 62 ja 112 proovi) ületab piirnormi vastavalt 13% ja 57% proovidest (Martin, 2011).

Metallide sisalduse alusel vees võib Eesti mereala seisundi hinnata heaks. Hg sisaldusele kalades on kehtestatud väga madal EQS väärtus, millest kõrgemad kontsentratsioonid on määratud ka Läänemere ülejäänud osade kalades.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Plii ja nikkli sisaldus üheteistkümnes Läänemerre suubuvast jõe vees ei ületanud aasta keskmist ühenditele kehtestatud piirväärtust pinnavees (Tamm, 2010, Roots, Nõmmsalu, 2011). Samuti ei ületanud piirnorme plii ja Ni sisaldus Narva jõe ja Sillamäe ranniku setetes (Roots, Nõmmsalu, 2011). Keskkonnaministeeriumi tellitud uuringus leiti üle määramispiiri üksikutes uuringukohtades kaadmiumi ja niklit (Tamm, 2010). Mitte ühegi uuritud raskmetalli sisaldus reoveepuhastite heitvees ei ületanud veekogusse juhitava heitvee raskmetallide sisaldusele hetkel Eestis kehtestatud piirväärtusi. Kõikide uuritud reoveepuhastite heitvesi vastas raskmetallide osas nõuetele (Roots & Nõmmsalu, 2011).

12. Kasutatud kirjandus.

- Anon., 2008. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse Nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ (2008/105/EÜ).
- Anon., 2009. Euroopa Komisjoni direktiiv 31. juuli 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (2009/90/EÜ).
- Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.1.2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst) {SEC(2011) 1546 final} {SEC(2011) 1547 final}.
- EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- HELCOM, 2007. Heavy Metal Pollution to the Baltic Sea in 2004. HELCOM Balt. Sea Environ. Proc. No. 108.
- HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129 B.
- Laht, M., Kõrgmaa, V., Volkov, E. & Leisk, Ü. 2011. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks uuringu korraldamine prioriteetsete ainete sisalduse määramiseks vees, vee elustikus ning põhjasetetes. Aruanne.
- Martin, G., 2011. Riiklik Keskkonnaseire Programm. „Ohtlike ainete seire ja uuringud rannikumeres“. 2011. aasta aruanne.
- Roots, O. & Nõmmsalu, H., 2011. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis. Baltacthaz, 1-95.
- Tamm, I. (Koostaja) 2010. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks prioriteetsete ainete inventuur ning seirekorralduse analüüs. MAVES, Tallinn, 1-24.

*Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

**Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

***Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events.

1. Indikaatori nimetus.

Fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid

Phenols, alkylphenols and their ethoxylates

2. Indikaatori kood.

8.1.1.2*, 8.2.1.2**, 8.2.2.2***

3. Autor(id)

O. Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on fenoolidele, alküülfenoolidele ja nende etoksülaatidele kehtestatud hea keskkonnaseisundi taseme väärtus ainult :

oktüülfenoolile aasta keskmine keskkonakvaliteedi standard – muudes pinnaveses – 0,01 µg/l, suurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;

4-nonüülfenoolile – muudes pinnaveses – 0,3 µg/l, suurim lubatav kontsentratsiooni 2,0, µg/l;

pentaklorofenoolile - muudes pinnaveses – 0,4 µg/l, suurim lubatav kontsentratsiooni 1,0, µg/l;

Keskkonnaministri määrusega nr. 49, 0909.2010 on kehtestatud Eestis ühe- ja kahealuselistele fenoolidele keskkonakvaliteedi piirväärtusteks muus pinnaveses, vastavalt 1,0 ja 10 µg/l

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-valiteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Pinnaveses ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnaveses prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid (Keskkonnaministri määrus, 2010).

Ühe- ja kahealuseliste ühendite keskkonakvaliteedi piirväärtus on selle rühma üksikute ainete summaarne piirväärtus (Keskkonnaministri määrus, 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Sillamäe lahe vees ja Läänemerre suubuvate jõgede vee oktüülfenooli, 4-nonüülfenooli ja pentaklorofenooli sisaldused jäävad enamasti alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri ja keskkonnakvaliteedi standardi väärtust muus pinnavees (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Kuna siamaani on fenoolide, alküülfenoolide ja nende etoksülaatide sisaldusi uuritud vähe, siis HELCOMi soovitus oleks ühendite seiret suurendada, seda eelkõige Läänemere põhjasetetes ((HELCOM Screening project. 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande(Guidance document no.25. 2010) soovitused, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Oktüülfenooli ja 4-nonüülfenooli puhul eelistatumaks/parimaks (nn.“preferred matrix”) maatriksiks on vesi või sete, vabalt valitud maatriksiks (nn.“optional matrix”) bioota (Guidance document no.25. 2010).

Pentaklorofenooli puhul on nii vesi, sete kui bioota vabalt valitud maatriksiks (nn.“optional matrix”) (Guidance document no.25. 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas.(vaata punkt 4 ja5).

Proovivõtt ja keemiline analüüs. .Heit- ja pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 “Proovivõtumeetodid” Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 “ Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord” kohaselt. .Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavadid. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile.

Täpsem informatsioon fenoolide, alküülfenoolide ja nende etoksülaatide proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodikate ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes (Roots, Suursaar, 2010;Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on fenoolidele, alküülfenoolidele ja nende etoksülaatidele kehtestatud hea keskkonnaseisundi taseme väärtus :

- oktüülfenoolile aasta keskmine keskkonakvaliteedi standard – muudes pinnaveses – 0,01 µg/l, suurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;
- 4-nonüülfenoolile – muudes pinnaveses – 0,3 µg/l, suurim lubatav kontsentratsiooni 2,0, µg/l;
- pentaklorofenoolile - muudes pinnaveses – 0,4 µg/l, suurim lubatav kontsentratsiooni 1,0, µg/l;

Keskkonnaministri määrusega nr. 49, 0909.2010 on kehtestatud Eestis ühe- ja kahealuselistele fenoolidele keskkonakvaliteedi piirväärtusteks muus pinnavees, vastavalt 1,0 ja 10 µg/l .

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud kõikide seni uuritud Läänemere suubuvate Eesti jõgede (Narva, Kohtla, Pühajõgi, Kunda, Mustajõgi, Jägala, Keila, Väana, Vasalemma , Kasari ja Pärnu jõe) jõgede ja Sillamäe lahe vees. (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). Eesti mereala vees tuleks siiski jälgida edaspidi ühe- ja kahealuseliste fenoolide sisaldusi Kirde-Eesti põlevkivipiirkonnas (Roots, 2008; Roots, Suursaar, 2010), seda eriti resortsiinide osas (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b)..

Teistel andmetel (Lilja et al., 2009) jäid enamuse fenoolide sisaldusi alla kasutatud analüüsimetoodika määramispiiri, kuid Eesti merealas: Sillamäe lahe, Soome lahe lääneosa ja läänemere avaosa vees analüüsitud nonüülfenooli sisaldusi üle määramispiiri, vastavalt 66, 26 ja 13 ng/l. Läänemere idaosa nonüülfenoolide sisaldused vees on väiksemad, kui Läänemere põhja- ja lääneosas. Oktüülfenoolide ja nende etoksülaatide sisaldused Läänemeres on madalad ja erinevusi mere ida- ja lääneosa merealadel ei täheldatud (HELCOM Screening project. 2010).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. IVL, IVL report B1874,1-57p (Soovitav välja tuua aruandes olevad joonised fenoolide, alküülfenoolide ja nende etoksülaatide sisalduste kohta vees ja kalades Läänemere idaosas, Balti riikide ja Poola merealadel).

Roots, O. 2008.. Proposal for selection of national priority hazardous substances for Estonian surface water bodies. Ecological Chemistry, St. Petersburg University and Thesa, 17,, 22-34 (ISSN 0869-3498).

HELCOM Screening project. 2010. Information on the hazardous substances identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. (Prepared by J.Mehtonen) Nordic Council of Ministers, 1-52p.(Soovitustega tuleks arvestada)

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

HELCOM Screening project. 2010. Information on the hazardous substances identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. (Prepared by J.Mehtonen) Nordic Council of Ministers, 1-52p.

Keskkonnaministri määrus nr. 49, 2010. Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. IVL, IVL report B1874,1-57p.

Roots, O. 2008.. Proposal for selection of national priority hazardous substances for Estonian surface water bodies. Ecological Chemistry, St. Petersburg University and Thesa, 17,, 22-34 (ISSN 0869-3498).

Roots, O. & Suursaar, Ü. 2010. Hazardous substances in the water, biota and sediments of the North Estonian coastal sea. C.A.Brebbia, V..Popov (Eds.. Environmental Toxicology III.Southampton, Boston:WIT Press , 79-90.

Roots, O.,& Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn,1-95 lk.

Roots, O.& Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs),

2. Indikaatori kood.

8.1.1.3*, 8.2.1.3**, 8.2.2.3***

3. Autor(id)

O. Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Polütsükliliste aromaatsete süsivesinike hulka arvatakse benso(a)püreen, benso(b)fluoranteen, benso(g,h,i)perüleen, benso(k)fluoranteen, indeno(1,2,3-cd)püreen ja välja arvatud eraldi kvaliteedistandardid on kehtestatud antratseenile, fluoranteenile ja naftaleenile, mis on loetletud eraldi. Polütsüklilised aromaatsetest süsivesinikud (PAH) on määratletud prioriteetse ohtliku aina (Anon., 2008, 2012). Seire- ja sõeluuringute käigus on uuritud PAH-ide sisaldusi veeproovides, nii reoveepuhastite väljalaskudes Läänemerre, kui jõgede suublates ning Eesti mereala (Sillamäe laht) veeproovides (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). PAH-ide sisaldused olid alla kasutatud analüüsimetoodika määramispiiri (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) või tunduvalt alla hea keskkonnakvaliteedi standardi väärtust (Ohtlikud ained Eesti keskkonnas, 2003; Loos, et al., 2008; Tamm, 2010).

Sillamäe lahe setteproovide PAH-ide sisaldus jäi allapoole kasutatud analüüsimetoodika määramispiiri kõigi PAH-ide puhul (määramispiir üksikutele PAH-idele 2-10 µg/kg kuivaine kohta).

Kalade lihaskoes on Eestis riikliku rannikumere seireprogrammi raames määratud, PAH-e TÜ Eesti

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-valiteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Elustikus:

PAH hulka kuuluvate prioriteetsete ainete rühma puhul võetakse elustiku keskkonnakvaliteedi standardi (EQS) aluseks benso(a)püreeni toksilisus, mille mõõtetulemusi saab kasutada markerina muude polütsükliliste aromaatsete süsivesinike puhul ja mille kontsentratsiooni tuleks võrrelda EQSiga. Vee AA-EQS on vastav väärtus –0,17 ng/l ja MAC-EQS muud pinnaveed – 0,027 µg/l.

Elustiku keskkonnakvaliteedi standard (EQS) on: kaladele - 2 µg/kg, koorikloomad ja peajalgad - 5 µg/kg ja 10 µg/kg molluskite jaoks, kõik märgkaalu kohta (Anon., 2012).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike hulka arvatakse benso(a)püreen, benso(b)fluoranteen, benso(g,h,i)perüleen, benso(k)fluoranteen, indeno(1,2,3-cd)püreen ja välja arvatud eraldi kvaliteedistandardid on kehtestatud antratsleenile, fluoranteenile ja naftaleenile, mis on loetletud eraldi. Polütsükliilised aromaatsetest süsivesinikud (PAH) on määratletud prioriteetse ohtliku ainaena (Anon., 2008, 2012). Seire- ja sõeluuringute käigus on uuritud PAHide sisaldusi veeproovides, nii reoveepuhastite väljalaskudes Läänemerre, kui jõgede suublates ning Eesti mereala (Sillamäe laht) veeproovides (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). PAH-ide sisaldused olid alla kasutatud analüüsimeetodika määramispiiri (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) või tunduvalt alla hea keskkonnakvaliteedi standardi väärtust (Ohtlikud ained Eesti keskkonnas, 2003; Loos, et al., 2008; Tamm, 2010).

Läänemere kalade, ohtlike ainete sisaldus ei ole üldiselt vastuolus Euroopa Liidu normides toodud eesmärgiga – ohtlike ainete sisaldus ei tohi oluliselt suureneeda ajas (HELCOM, 2010; Roots et al., 2011; Martin, 2011).

HELCOMi soovitus analüüsida PAH-e Läänemere põhjasetetes. Andmeid on vähe Läänemere idaosast (HELCOM, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande (Guidance document no.25. 2010) soovitused, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike puhul eelistatakse proovimaatriksina setet või biootat.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Proovivõtt ja keemiline analüüs. Pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid" Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt. Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavasid. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile.

Täpsem informatsioon proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodikate ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes (Loos et al., 2008; Tamm, 2010; Roots, et al. 2011; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) ja elustikus (Martin, 2011)

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Vees: Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonnavaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ. PAH hulka kuuluvate prioriteetsete ainete rühma puhul võetakse elustiku keskkonnavaliteedi standardi (EQS) aluseks benzo(a)pireeni toksilisus, mille mõõtetulemusi saab kasutada markerina muude polütsükliliste aromaatsete süsivesinike puhul ja mille kontsentratsiooni tuleks võrrelda EQSiga. Vee AA-EQS on vastav väärtus –0,17 ng/l ja MAC-EQS muud pinnaveed – 0,027 µg/l. Elustiku keskkonnavaliteedi standard (EQS) on: kaladele - 2 µg/kg märgkaalu kohta (Anon., 2012).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud kõikide seni uuritud Läänemere suubuvate Eesti jõgede vees ja Eesti merealas Sillamäe lahe vees. (Loos et al. 2008; Tamm, 2010; Roots et al. 2011; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Läänemere kalade, ohtlike ainete sisaldus ei ole üldiselt vastuolus Euroopa Liidu normides toodud eesmärgiga – ohtlike ainete sisaldus ei tohi oluliselt suureneeda ajas (HELCOM, 2010; Roots et al., 2011; Martin, 2011).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Martin, G. 2011. Riiklik keskkonnaseire programm. Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 44lk.

2010. aastal analüüsiti lisaks traditsioonilistele ohtlikele ainetele n.ö. „täiendavalt“ 18 erineva ühendi sisaldust räime lihase proovides. Sisaldused on antud mg/kg lipiide, kusjuures keskmiste arvutamisel on allpool määramispiiri olevad tulemused võrdsustatud määramispiiriga (vastavalt 0,001 või 0,01 mg/kg lipiide).

Antratseen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ainult ühes Soome lahe lääneosa räime proovis (0,03 mg/kg lipiide).

Fluoranteen. Keskmine sisaldus $0,045 \pm 0,019$ mg/kg lipiide. Kahes Liivi lahe räime proovis oli sisaldus allpool määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide). Soome lahe lääneosas oli sisaldus kõrgem kui idaosas (vastavalt 0,083 ja 0,044 mg/kg lipiide).

Benso(a)püreen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ainult ühes Soome lahe idaosa räime proovis (0,057 mg/kg lipiide).

Benso(b)fluoranteen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ainult ühes Soome lahe idaosa räime proovis (0,039 mg/kg lipiide).

Benso(k)fluoranteen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ühes Soome lahe idaosa ja ühes lahe lääneosa proovis (vastavalt 0,034 ja 0,015 mg/kg lipiide).

Benso(g,h,i)perüleen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ühes Soome lahe idaosa ja ühes lahe lääneosa proovis (vastavalt 0,076 ja 0,0102 mg/kg lipiide).

Indeno(1,2,3-cd)püreen. Sisaldus ületas määramispiiri (0,01 mg/kg lipiide) ainult ühes Soome lahe idaosa räime proovis (0,080 mg/kg lipiide).

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 1-116.

Loos, R., Gawlik, B.M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., Bidoglio, G. 2008. .EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Water. JRC Scientific and Technical Reports EUR 23568 EN, JRC 48459, 51p.

Martin, G. 2011. Riiklik keskkonnaseire programm. Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 44lk.

Ohtlikud ained Eesti keskkonnas. 2003. (Toimetajad Roose, A., Otsa, E., Roots, O.), Keskkonnaministeerium, 112lk.

Roots, O., Zitko, V., Kumar, K-S., Sajwan, K. & Loganathan, B.G. 2011. Contamination Profiles and Possible Trends of Organohalogen Compounds in the Estonian Environment and Biota. Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals (Ed. B.G. Loganathan, P.K-S. Lam), USA, CRC Press, Taylor & Francis Group, 2011, 305-333.

Roots, O., & Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn, 1-95 lk.

Roots, O., & Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V., Besada, V., Bignert, A., Bitterhoff, A., hallikainen, A., Hoogenboom, R., Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9. Contaminants in fish and other seafood. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24339 EN, 36p.

Tamm, I. 2010. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6 detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks prioriteetsete ainete inventuur ning seirekorralduse analüüs, MAVES, Tallinn, 24lk.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Lenduvad orgaanilised ühendid

Volatile organic compounds

2. Indikaatori kood.

8.1.1.4*, 8.2.1.4**, 8.2.2.4***

3. Autor(id)

O.Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008) ettepanek (Anon., 2012), mis käsitleb keskkonna kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on lenduvatele orgaanilistele ühenditele kehtestatud hea keskkonnaseisundi taseme väärtus :

benseen aasta keskmine keskkonnakvaliteedi standard – muudes pinnaveses – 8,0 µg/l, suurim lubatav kontsentratsioon - 50 µg/l;

1,2-dikloroetaan, trikloroetüleen ja tetrakloroetüleen kõigil aasta keskmine 10µg/l ja suurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;

Diklorometaan , vastavalt 20µg/l ja ei kohaldata suurimat lubatavat kontsentratsiooni; Triklorometaan (kloroform) 2,5µg/l jasuurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;

Lenduvatele orgaanilistele ühenditele pole elustikus keskkonnakvaliteesistandardeid kehtestatud.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-valiteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Pinnaveses ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnaveses prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid (Keskkonnaministri määrus, 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Sillamäe lahe vees ja Läänemerre suubuvate jõgede vee lenduvate orgaaniliste ühendite sisaldused jäävad enamasti alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri ja aasta keskmist keskkonnakvaliteedi standardi väärtust muus pinnavees **(Roots, Nõmmsalu, 2011a,b)**.

Välja arvatud Pühajõgi ja Kunda jõe benseeni sisaldused Soome lahte suubuvast jõevees olid vastavalt 13,3 ja 19,7 µg/l, kuid olid madalamad suuremast lubatud kontsentratsioonist - 50 µg/l (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande (Guidance document no.25. 2010) soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Enamiku lenduvate orgaaniliste ühendite puhul eelistatakse/parimaks (nn. "preferred matrix") maatriksiks on vesi, Setteid ja biootat maatriksitena ei soovitata.

Ainult tetrakloroetüleeni puhul valitud maatriksiks (nn. "optional matrix") vesi ja setted. Biootat ei soovitata (Guidance document no.25. 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas. (vaata punkt 4 ja 5). Samuti Euroopa Komisjon 31.01. 2012.

Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete (EMPs kohaldatav tekst) SEC(2011) 1546 final SEC(2011) 1547 final (Anon., 2012).

Proovivõtt ja keemiline analüüs. Heit- ja pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid" Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt. Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavad. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile.

Täpsem informatsioon lenduvate orgaaniliste ühendite proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodite ja kontsentratsioonide kohta pinnavees (Roots, Kakum, 2003; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008) ettepanek (Anon., 2012), mis käsitleb keskkonna kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on lenduvatele orgaanilistele ühenditele kehtestatud hea keskkonnaseisundi taseme väärtus :

benseeni aasta keskmine keskkonnakvaliteedi standard – muudes pinnaveses – 8,0 µg/l, suurim lubatav kontsentratsioon - 50 µg/l;

1,2-dikloroetaan, trikloroetüleen ja tetrakloroetüleen kõigil aasta keskmine 10µg/l ja suurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;

Diklorometaan , vastavalt 20µg/l ja ei kohaldata suurimat lubatavat kontsentratsiooni; Triklorometaan (kloroform) 2,5µg/l ja suurimat lubatavat kontsentratsiooni ei kohaldata;

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud kõikide seni uuritud Läänemere suubuvate Eesti jõgede (Narva, Kohtla, Pühajõgi, Kunda, Mustajõgi, Jägala, Keila, Väana, Vasalemma , Kasari ja Pärnu jõe) jõgede ja Sillamäe lahe vees. (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). Eesti mereala vees tuleks siiski jälgida edaspidi teatud lenduvaid orgaanilisi ühendeid, nagu benseeni, triklorometaani sisaldusi Kirde-Eesti põlevkivi piirkonnas (Roots, Kakum, 2003; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b)..

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnaväliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

Keskkonnaministri määrus nr. 49, 2010. Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid.

Roots, O. & Kakum, T. 2003. Ohtlikud ained suublates. In: Ohtlikud ained Eesti keskkonnas. (Toim. A. Roose, E. Otsa ja O. Roots) Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium, 38-41.

Roots, O., & Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn, 1-95 lk.

Roots, O. & Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Tinaorgaanilised ühendid

Organotin compounds

2. Indikaatori kood.

8.1.1.5*, 8.2.1.5**, 8.2.2.5***

3. Autor(id)

O.Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on tinaorgaanilistest ühenditest hea keskkonnaseisundi taseme väärtus kehtestanud ainult tributüültina ühenditele (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon – 0,0015 µg/l ja aasta keskmise kontsentratsiooni 0,0002 . µg/l.

Tinaorgaanilistele ühenditele pole elustikus keskkonnakvaliteesi standardeid kehtestatud.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu otsuses nr 2455/2001/EÜ, millega kehtestatakse veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete nimistus loetletud tributüültina on arvatud prioriteetsete ohtlike ainete nimekirja (Anon., 2001).

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-valiteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid (Keskkonnaministri määrus, 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel

Tallinna lahest, Balti Laevaremonditehase territooriumiga piirnevalt merealalt võetud veeproovides leiti ülikõrgeid tinaorgaaniliste ühendite sisaldusi, sealjuures tributüültina sisaldus ületas sellele ainele seatud keskkonnakvaliteedi suurima lubatud piirväärtuse (0,0015 µg/l) rohkem kui 6000 korda. Tallinna lahe setetest Balti Laevaremonditehase dokkidega piirnevalt alalt tuvastati sinna akkumuleerunud selliste tinaorgaaniliste ühendite nagu tributüültina, dibutüültina, monobutüültina suuri koguseid (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). Sillamäe lahe merealalt võetud veeproovides jäid tributüültina sisaldused alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri - 0,0002 µg/l. Sillamäe lahe põhjasetete tributüültina sisaldused jäid alla 0,2µg/kg k.a. (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b). Kõrgemad tributüültina sisaldused analüüsiti Läänemere kalades ja põhjasetetes Läänemere keskosas, Bothnia lahes ja meres (HELCOM, 2010). HELCOMi aruande põhjal on Eesti rannikumere tributüültina sisaldused kalades (räim, ahven) ühed väiksemad kogu Läänemeres. (HELCOM, 2010). Teistel andmetel (Lilja et al., 2009) analüüsid viidi läbi ainult Läänemere idaosas. Tributüültina kõrgemad sisaldused räämes analüüsiti Sillamäe ja Gdanski lahes. Gdanski lahes ka ka lestad. Ahvenas Szczecini lahes.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande (Guidance document no.25. 2010) soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Tinaorgaaniliste ühendite – tributüültina - puhul eelistatakse proovimaatriksina biootat (preferred matrix), Vesi ja sette on nn. vabalt valitud maatriks (optional matrix) (Guidance document no.25. 2010)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on tinaorgaanilistest ühenditest hea keskkonnaseisundi taseme väärtus kehtestanud ainult tributüültina ühenditele (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon – 0,0015 µg/l ja aasta keskmise kontsentratsiooni 0,0002 µg/l).

Proovivõtt ja keemiline analüüs. Heit- ja pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid" Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt. Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavadid. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile. Täpsem informatsioon tinaorgaanika proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodite ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) ja elustikus (Roots et al., 2008,2009,2010). Tinaorgaaniliste ühendite sisaldusi tuleks edaspidi seirata nii Eesti mereala kalades kui põhjasetetes.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on tinaorgaanilistest ühenditest hea keskkonnaseisundi taseme väärtus kehtestanud ainult tributüültina ühenditele (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon – 0,0015 µg/l ja aasta keskmise kontsentratsiooni 0,0002 . µg/l).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Tallinna lahest, Balti Laevaremonditehase territooriumiga piirnevalt merealalt võetud veeproovides leiti ülikõrgeid tinaorgaaniliste ühendite sisaldusi, sealjuures tributüültina sisaldus ületas sellele ainele seatud keskkonnakvaliteedi suurima lubatud piirväärtuse (0,0015 µg/l) rohkem kui 6000 korda. Tallinna lahe setetest Balti Laevaremonditehase dokkidega piirnevalt alalt tuvastati sinna akkumuleerunud selliste tinaorgaaniliste ühendite nagu tributüültina, dibutüültina, monobutüültina suuri koguseid (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Tinaorgaaniliste ühendite sisaldusi tuleks edaspidi seirata nii Eesti mereala kalades kui põhjasetetes.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

HELCOM Screening project. 2010. Information on the hazardous substances identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. (Prepared by J. Mehtonen) Nordic Council of Ministers, 10-16.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 29-31.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. IVL, IVL report B1874, 21-22.

Anon., 2001. Euroopa parlamendi ja nõukogu otsuses nr 2455/2001/EÜ, millega kehtestatakse veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete nimistu ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ, loetletud bromodifenüüleerite hulka kuuluvatest prioriteetsetest ainetest kehtestatakse piirväärtused üksnes derivaatidele numbriga 28, 47, 99, 100, 153 ja 154.

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 1-116.

HELCOM Screening project. 2010. Information on the hazardous substances identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. (Prepared by J.Mehtonen) Nordic Council of Ministers, 1-52p.

Keskkonnaministri määrus nr. 49, 2010. Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. IVL, IVL report B1874,1-57p.

Roots, O.,& Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn,1-95 lk.

Roots, O.,& Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Polübroomitud difenüüleetrid (PBDE)

Polybrominated diphenylethers (PBDE)

2. Indikaatori kood.

8.1.1.6*, 8.2.1.6**, 8.2.2.6***

3. Autor(id)

O. Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on PBDE hea keskkonnaseisundi taseme väärtus (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon) – 0,014 µg/l.

Euroopa Komisjoni ettepanek Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PBDE (Bromodifenüüleetreite hulka kuuluvate prioriteetsete ainete rühma puhul võrreldakse EQS derivaatide nr 28, 47, 99, 100, 153 ja 154) kontsentratsioonide summaga elustikus - 0.0085 µg/kg märgkaalu kohta.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu otsuses nr 2455/2001/EÜ, millega kehtestatakse veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete nimistus loetletud bromodifenüüleetrite hulka kuuluvatest prioriteetsetest ainetest kehtestatakse piirväärtused üksnes derivaatidele numbriga 28, 47, 99, 100, 153 ja 154. (Anon., 2001).

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-valiteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid (Keskkonnaministri määrus, 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Läänemere suubuvate jõgede vee PBDE derivaatide sisaldused jäävad enamasti alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri.

Kõrgemad PBDE sisaldused analüüsiti Läänemere kalades Gdanski lahe ja Klaipeda piirkonnas (Lilja et al., 2009; HELCOM, 2010). *Kõrgenenud PBDE sisaldusi Soome lahe kalades ei ole aga täheldatud (Helcom, 2010; Hallikainen et al., 2012).* HELCOMi aruande põhjal on Eesti rannikumere PBDE indikaator derivaadi PBDE 47 sisaldused kalades (räim, ahven) ühed väiksemad kogu Läänemeres ega ületa derivaadi läviväärtust (The threshold value – 0,005 mg/kg lipiidide kohta)(HELCOM, 2010).

Edaspidi tuleks seirata PBDE sisaldusi Eesti rannikumere põhjasetetest, milliste kohta siiani andmed puuduvad.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande(Guidance document no.25. 2010) soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biotas.

PBDE puhul eelistatakse proovimaatriksitena setteid ja biootat (Guidance document no.25. 2010)

.Prioriteetseks proovimaatriksiks oleks bioota (Anon., 2012)

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on PBDE hea keskkonnaseisundi taseme väärtus (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon) – **0,014 µg/l**.

Proovivõtt ja keemiline analüüs. .Heit- ja pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid" Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt. .Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavasid. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile.

Täpsem informatsioon PBDE-de proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodite ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) ja elustikus (Roots et al., 2008,2009,2010).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna - kvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas on PBDE hea keskkonnaseisundi taseme väärtus (muud pinnaveed - suurim lubatud kontsentratsioon) muud pinnaveed – 0,014 µg/l.

Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PBDE (Bromodifenüüleetreite hulka kuuluvate prioriteetsete ainete rühma puhul võrreldakse EQS derivaatide nr 28, 47, 99, 100, 153 ja 154) kontsentratsioonide summaga elustikus - 0,0085 µg/kg märgkaalu kohta (EQS viitab kaladele)

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud kõikide seni uuritud Läänemerre suubuvate Eesti jõgede (Narva, Kohtla, Pühajõgi, Kunda, Mustajõgi, Jägala, Keila, Väana, Vasalemma , Kasari ja Pärnu jõe) jõgede vees. (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

PBDE derivaatide sisaldusi rannikumere kalades on uuritud nii rahvusvahelisel (Lilja et al., 2009; HELCOM, 2010), kui Eesti tasandil (Roots et al., 2008, 2009, 2010). PBDE sisaldused Läänemere räämes olid kõrgeimad kui lestas ja ahvenas (Lilja et al., 2009). Kõrgemad PBDE sisaldused analüüsiti Läänemere kalades Gdanski lahe ja Klaipeda piirkonnas (Lilja et al., 2009; HELCOM, 2010). Lilja et al., 2009 tulemustega on raske arvestada, kuna analüüsimeetodika määramispiir <0,01 µg/kg märgkaalu kohta ei rahulda Euroopa Komisjoni ettepanekut 0,0085 µg/kg märgkaalu kohta (Anon., 2012). HELCOMi aruande põhjal on Eesti rannikumere PBDE indikaator derivaadi PBDE 47 sisaldused kalades (räim, ahven) ühed väiksemad kogu Läänemeres (HELCOM, 2010).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Edaspidi soovitatakse rangemaks muuta PBDE vee kvaliteedi standard ja lisadauuritavate PBDE derivaatide nimekirjakaubanduslik okta PBDE (PBDE 197.)(Anon., 2012).

Anon., 2001. Euroopa parlamendi ja nõukogu otsuses nr 2455/2001/EÜ, millega kehtestatakse veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete nimistu ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ, loetletud bromodifenüüleetriite hulka kuuluvatest prioriteetsetest ainetest kehtestatakse piirväärtused üksnes derivaatidele numbriga 28, 47, 99, 100, 153 ja 154.

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

Hallikainen, A., Kiviranta, H., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Vuorinen, P.J., Jääskeläinen, T. & Mannio, J. 2012. Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. Eviran tutkimuksia, 2, 1-106.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 1-116.

Keskkonnaministri määrus nr. 49, 2010. Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. IVL, IVL report B1874,1-57p.

Roots, O., Zitko V., Kiviranta, H. & Rantakokko, P. 2008. Profiles of seven brominated diphenyl ethers (BDEs) in aquatic biota from the Baltic Sea and Great Lakes. *Organohalogen Compounds*, **70**, 2102-2106.

Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P., Ruokajärvi, P. 2009. Concentrations and profiles of brominated diphenyl ethers (BDEs) in Baltic and Atlantic herring. *Oceanologia*, **51**, 515-523.

Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P. & Ruokajärvi, P. 2010. Polybrominated diphenyl ethers in Baltic herring from Estonian waters, 2006-2008. *Russian Journal of General Chemistry*, **80**, 2724–2730.

Roots, O. & Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn, 1-95 lk.

Roots, O. & Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Perfluorühendid

Perfluoro-compounds

2. Indikaatori kood.

8.1.1.7*, 8.2.1.7**, 8.2.2.7***

3. Autor(id)

O. Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Perfluorühendite alla kuuluvad eelkõige: perfluorooktaansulfonaat (PFOS), perfluoroktaanhape (PFOA) ja nende derivaadid)

Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PFOS-ile suurim lubatud kontsentratsioon (muud pinnaveed)- 7,2 µg/l ja elustikus 9,1 µg/kg märgkaalu kohta.

Mõningatel andmetel perfluorühendid akumuleeruvad proteiini rikastes kudedes, nagu, maks, munad ja veri (HELCOM, 2010). Falandysz et al., 2006 andmetel kõrge PFOS-ide sisaldusega Läänemere kala tarbimine tõstab inimeste veres PFOS-ide sisaldust.

PFOS-ide kasutamine on reguleeritud näiteks Canadas ja Euroopa Liidus, kuid suuremahuline PFOS-idetootmine jätkub üle maailma (HELCOM, 2010).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Proovivõtt ja keemiline analüüs. Pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid"

Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt.

Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavad. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Kaladest proovivõtt ja proovide ettevalmistamine keemiliseks analüüsiks on esitatud Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi aruannetes (Martin, 2009).

Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PFOS-ile suurim lubatud kontsentratsioon (muud pinnaveed)- 7,2 µg/l ja elustikus 9,1 µg/kg märgkaalu kohta.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Läänemerre suubuvate jõgede(Narva, Kohtla ja Kunda)ja Eesti mereala-Sillamäe laht vee PFOS-ide sisaldused olid alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri(0,03 µg/l)(Roots, Nõmmsalu, 2011 a,b).

Lilja et al., 2009 andmetel olid kõikides Eesti merealalt võetud veeproovides PFOS-ide ja PFOA-de sisaldused alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri (vastavalt 1,0 ja 5,0 ng/l).

Kõrgeimad PFOS-ide sisaldused analüüsiti Läänemere räime lihaskoes Rootsi merealal (Botnia lahes ja –meres ning Gotlandi saare piirkonnas)(SEPA, 2006;HELCOM, 2010) ja Kattegati väinas(Nordic Council of Ministers, 2004; HELCOM, 2010).

Eesti merealal on PFOS-ide sisaldus räime lihaskoes vahemikus 4-10 µg/kg määrgkaalu kohta (HELCOM, 2010).

Uuritud Läänemere kalade maksas olid PFOS-ide sisaldused kõrgemad ahvena ja madalamad räime maksas.(Lilja et al.,2009; Hallikainen et al., 2012),

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande(Guidance document no.25. 2010) soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.PFOS-ide kohta dokumendis soovitusel puuduvad.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Läänemerre suubuvate jõgede(Narva, Kohtla ja Kunda)ja Eesti mereala-Sillamäe laht vee PFOS-ide sisaldused olid alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri(0,03 µg/l)(Roots, Nõmmsalu, 2011 a,b).

Lilja et al., 2009 andmetel olid kõikides Eesti merealalt võetud veeproovides PFOS-ide ja PFOA-de sisaldused alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri (vastavalt 1,0 ja 5,0 ng/l).

Eesti mereala kalades on PFOS-ide ja PFOA-de analüüse tehtud ebapiisavalt järelduste tegemiseks. Oht on neid ühendeid saada õhusaaste kaudu piirkondadest, kus nende sisaldused on kõrgemad. Läänemerel valitsevad edelasuunalised tuuled (Roots, et al., 2010).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Euroopa Komisjoni ettepanek Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PFOS-ile suurim lubatud kontsentratsioon (muud pinnaveed) - 7,2 µg/l ja elustikus 9,1 µg/kg märgkaalu kohta. Eesti mereala-Sillamäe laht vee PFOS-ide sisaldused olid alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri (0,03 µg/l) (Roots, Nõmmsalu, 2011 a,b). Lilja et al., 2009 andmetel olid kõikides Eesti merealalt võetud veeproovides PFOS-ide ja PFOA-de sisaldused alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri (vastavalt 1,0 ja 5,0 ng/l). Eesti mereala kalades ja põhja-setetes on liiga vähe PFOS ja PFOA analüüse tehtud, et saaks keskkonnaseisundi taset määrata. Eesti merealal on PFOS-ide sisaldus räime lihaskoes vahemikus 4-10 µg/kg märgkaalu kohta (HELCOM, 2010).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud seni uuritud Läänemerre suubuvate Eesti jõgede jõgede vees ja Eesti mereala vees kõik PFOS-ide ja PFOA-de sisaldused olid alla kasutatud analüüsimeetodi määramispiiri. (Lilja et al., 2009; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Eesti mereala kalades ja põhja-setetes on liiga vähe PFOS ja PFOA analüüse tehtud, et saaks mereala keskkonnaseisundi taset määrata. Eesti merealal on PFOS-ide sisaldus räime lihaskoes vahemikus 4-10 µg/kg märgkaalu kohta (HELCOM, 2010).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

HELCOM, 2010. Hazardous sbstances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 1-116.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Falandysz, J., Taniyasu, S., Gulkowska, A., Yamashita, N. & Schulte-Oelmann, U. 2006. Is fish a major source of fluorinated surfactants and repellents in humans living on the Baltic coast? *Environmental Science and Technology*, 40, 748-751.,

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

Hallikainen, A., Kiviranta, H., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Vuorinen, P.J., Jääskeläinen, T. & Mannio, J. 2012. Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. *Eviran tutkimuksia*, 2, 1-106.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B*, 1-116.

Keskkonnaministri määrus nr. 49, 2010. Pinnavees ohtlike ainete, sealhulgas prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, pinnavees prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kohaldamise meetodid.

Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, Ghebremeskel, M. & Schlabach, M. 2009. Screening of selected hazardous substances in the eastern baltic marine environment. *IVL, IVL report B1874*, 1-57p.

Martin, G., 2009. Riiklik Keskkonnaseire Programm. "Ohtlike ainete seire ja uuringud rannikumeres". 2009. aasta aruanne.

Nordic Council of Ministers. 2004. Perfluorinated Alkylated Substances (PFAS) in the Nordic Environment, Prepared by Kallenborn, R., Berger, U & Järnberg, U. Nordic Council of Ministers, Copenhagen (ISBN 92-893-1051-0).

Roots, O.,Roose, A., Kull, A.,Holoubek, I., Cupr,P., Klanova, J.2010.. Distribution pattern of PCBs, HCB and PeCB using passive air and soil sampling in Estonia. *Environmental Science and Pollution Research*, . 17, 740 –749.

Roots, O.,& Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn,1-95 lk.

Roots, O.,& Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

SEPA 2006. Perfluoroalkylated acids and related compounds (PFAS) in the Swedish environment Protection Agency by Järnberg, U., Holmström, K., Bavel van B & Kärman.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events).

1. Indikaatori nimetus.

Pestitsiidid

Pesticides)

2. Indikaatori kood.

8.1.1.8*, 8.2.1.8**, 8.2.2.8***

3. Autor(id)

O. Roots

4. Indikaatori kirjeldus

Pestitsiididest uuriti 23 pestitsiidi (Aldriin, dieldriin, endriin, isodriin, endosulfaan, heksaklorobutadieen, heksaklorotsükloheksaan, alfa-endosulfaan, heksaklorobutadieen, heptakloor endoepoksiid, beeta-heksaklorotsükloheksaan, alfa-heksaklorotsükloheksaan, gamma-heksaklorotsükloheksaan, kloorfenvinifoss, alakloor, atrasiin, isoproturoon, kloorpürifoss, simasiin, glüfosaat, AMPA, mekoprop (MCP) sisaldusi Eesti põllumajanduspiirkondade ja Läänemere suubuvate jõgede vees. Kõikide proovide sisaldused olid allapoole kasutatud analüüsimeetodite määramispiiri (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) või tunduvalt alla hea keskkonnaväliteedi standardit väärtust (Loos, et al., 2008; Tamm, 2010).

Läänemerest püütud kaladest, loetakse tähtsamateks Läänemere räime, kilu, lõhet ja ahvenat (Swartenbroux et al. 2010). Eestis on riikliku seireprogrammi alusel määratud, alates 1994 aastast, kloororgaaniliste pestitsiidide põhiliselt Läänemere räime ja ahvena lihaskoes (Ohtlikud ained Eesti keskkonnas, 2003; Roots, et al. 2011; Martin, 2012).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Vees:

Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonna-väliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Elustikus:

Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus antud elustikus ainult osale eeltoodud 23 pestitsiidist: heksaklorobutadieenile – 55 µg/kg, ja heptakloorepoksiidile – 6,7 ng/kg mmärkaalu kohta.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Pestitsiididest uuriti 23 pestitsiidi (Aldriin, dieldriin, endriin, isodriin, endosulfaan, heksaklorobutadieen, heksaklorotsükloheksaan, alfa-endosulfaan, heksaklorobutadieen, heptakloor endoepoksiid, beeta-heksaklorotsükloheksaan, alfa-heksaklorotsükloheksaan, gamma-heksaklorotsükloheksaan, kloorfenvinfoss, alakloor, atrasiin, isoproturoon, kloorpürifoss, simasiin, glüfosaat, AMPA, mekoprop (MCP) sisaldusi Eesti põllumajanduspiirkondade ja Läänemere suubuvate jõgede vees. Kõikide proovide sisaldused olid allapoole kasutatud analüüsimeetodite määramispiiri (Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Läänemere kalade, ohtlike ainete sisaldus ei ole üldiselt vastuolus Euroopa Liidu normides toodud eesmärgiga – ohtlike ainete sisaldus ei tohi oluliselt suureneeda ajas (HELCOM, 2010; Roots et al., 2011; Martin, 2012).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Indikaatorite (proovimaatriksite) valikul võtsime aluseks Euroopa Liidu aruande (Guidance document no.25. 2010) soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Kloororgaaniliste pestitsiidide puhul (DDT, DDE, DDD, aldriin, eldriin, dieldriin, isodriin) eelistatakse proovimaatriksitena setteid ja biootat. Trifuraliini puhul setteid.

Alakloori, atrasiini, isoproturooni, simasiini puhul eelistatakse maatriksina vett.

Kloorfenvinfossi, endosulfaani, puhul pole maatriksite valikul eelistusi.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Proovivõtt ja keemiline analüüs. Pinnavee ning sette proovide võtmisel, säilitamisel ja käsitlemisel tuleb lähtuda keskkonnaministri 6. mai 2002 aasta määrusest nr. 30 "Proovivõtumeetodid" Proovivõtjateks peavad olema spetsialistid, kes on atesteeritud keskkonnaministri 11. jaanuari 2002. aasta määruse nr 3 "Veeuringut teostava proovivõtja atesteerimise kord" kohaselt. Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavasid. Komisjoni direktiivis nr 2009/90/EÜ 31. juulist 2009 a. Sätestatakse, et laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema valideeritud ja dokumenteeritud vastavalt EN ISO/IEC 17025 standardile.

Täpsem informatsioon proovivõtu, keemiliste analüüsimeetodite ja kontsentratsioonide kohta pinnavees, setetes (Loos et al., 2008; Tamm, 2010; Roots, et al. 2011; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b) ja elustikus (Martin, 2012)

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Vees: Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ (Anon., 2008), mis käsitleb keskkonnavaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Elustikus: Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus antud elustikus ainult osale eeltoodud 23 pestitsiidist: heksaklorobutadieenile – 55 µg/kg, ja heptakloorepoksiidile – 6,7 ng/kg mmärkaalu kohta.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Hea Keskkonnaseisund, on saavutatud kõikide seni uuritud Läänemere suubuvate Eesti jõgede vees. (Loos et al. 2008; Tamm, 2010; Roots et al. 2011; Roots, Nõmmsalu, 2011a,b).

Läänemere kalade, ohtlike ainete sisaldus ei ole üldiselt vastuolus Euroopa Liidu normides toodud eesmärgiga – ohtlike ainete sisaldus ei tohi oluliselt suureneeda ajas (HELCOM, 2010; Roots et al., 2011; Martin, 2012).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Rahvusvahelise projekti “EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Water” raames uuriti 2008 aastal 27 Euroopa Liidu riigi 122 veeproovi, sealhulgas 100 Euroope jõe ja teiste vooluvete saastatust 35 väljavalitud polaarse püsiva orgaanilise ühendiga. Eestist osales projektis 3 jõge: Narva jõgi, Purtse jõgi ja Emajõgi. Puhtamad veeproovid olid võetud Eesti, Leedu ja Rootsi veekogudest (Loos et al., 2008).

Stockholmi Püsivate orgaaniliste Saasteainete Konventsiooni Rakenduskava. 2011. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 56lk+lisa. (Informatsioon, joonised/tabelid kloororgaaniliste pestitsiidide kasutamise piiramise, leviku, heidete jaseire kohta).

Martin, G. 2012. Riiklik keskkonnaseire programm. Ohtlike ainete seire rannikumeres 2011 aastal. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 55lk. Võiks kasutada aruande jooniseid või tabelleid.

Anon., 2008. Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, mis käsitleb keskkonnavaldkonnade standardite veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse nõukogu direktiive 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ, 86/280/EMÜ ja tunnistatakse need seejärel kehtetuks ning muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.01. 2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete (EMPs kohaldatav tekst){SEC(2011) 1546 final}{SEC (2011) 1547 final}

Guidance document no.25. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), European Union, 11-12.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B, 1-116.

Loos, R., Gawlik, B.M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., Bidoglio, G. 2008. EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Water. JRC Scientific and Technical Reports EUR 23568 EN, JRC 48459, 51p.

Martin, G. 2012. Riiklik keskkonnaseire programm. Ohtlike ainete seire rannikumeres 2011 aastal. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 55lk.

Ohtlikud ained Eesti keskkonnas. 2003. (Toimetajad Roose, A., Otsa, E., Roots, O.), Keskkonnaministeerium, 112lk.

Roots, O., Zitko, V., Kumar, K-S., Sajwan, K. & Loganathan, B.G. 2011. Contamination Profiles and Possible Trends of Organohalogen Compounds in the Estonian Environment and Biota. Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals (Ed. B.G. Loganathan, P.K-S. Lam), USA, CRC Press, Taylor & Francis Group, 2011, 305-333.

Roots, O., & Nõmmsalu, H. 2011a. Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis (Toimetaja M. Viisimaa), Tallinn, 1-95 lk.

Roots, O., & Nõmmsalu, H. 2011b. Report Hazardous substances Screening Results in the Aquatic Environment of Estonia (Editor M. Viisimaa), BEF, Tallinn, 1-97p.

Stockholmi Püsivate orgaaniliste Saasteainete Konventsiooni Rakenduskava. 2011. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 56lk+lisa.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V., Besada, V., Bignert, A., Bitterhoff, A., hallikainen, A., Hoogenboom, R., Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, s. 2010. MSFD. Task Group 9. Contaminants in fish and other seafood. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24339 EN, 36p.

Tamm, I. 2010. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6 detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks prioriteetsete ainete inventuur ning seirekorralduse analüüs, MAVES, Tallinn, 24lk.

* - Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

** - Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

*** - Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events.

1. Indikaatori nimetus.

Dioksiinid(PCDD/F) ja dioksiinilaadsed PCB (dl-PCB)
Dioxins (PCDD/F) and dioxin-like PCB (dl-PCB)

2. Indikaatori kood.

8.1.1.9*, 8.2.1.9**, 8.2.2.9***

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Euroopa Komisjoni ettepanekus Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiivi kohta (Anon., 2012) on hea keskkonnaseisundi taseme väärtus PCDD/F ja dl-PCB puhul toodud vaid elustiku, kalade kohta. PCDD/F ja dl-PCB kontsentratsioon Eesti mereala kalades on analüüsitud tunnuse D9 all.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Elustiku kohta toodud Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus PCDD/F ja dl-PCB puhul (Anon., 2012) on 0,008 µg/kg TEQ. Tõenäoliselt on siin tegemist varasemas, 2006. aasta määruses toodud piirväärtusega kalades – 8 pg TEQ₁₉₉₈/g märgmassi kohta (Anon., 2006). 2011 aasta EL direktiiv dioksiinide piirnormidest toidus (Anon., 2011a) annab tulemused 2005. aasta TEF väärtuste alusel. Kalades on piirnormiks PCDD/F puhul 3,5 pg TEQ₂₀₀₅/g märgkaalu kohta ja PCDD/F ning dl-PCB summa puhul 6,5 pg TEQ₂₀₀₅/g märgkaalu kohta.

Nõuded määramismetoodika kohta on toodud EL dokumentides (Anon., 2006; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Hinnang PCDD/F ja dl-PCB mõjust inimeste tervisele on toodud EFSA ajakirjas (EFSA, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Saasteainete määramisel on oluline, millist maatriksit kasutatakse. Uuringud inimtarbimiseks mõeldud objektides erinevad keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud töödest kalades. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas. Seiremeetodika on piisava põhjalikkusega kajastatud EL dokumentides (Anon., 2006; EC, 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi tase, piirnorm, kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Dioksiinide ja dl-PCB summa on väljendatud WHO toksisusekvivalendina (TEQ₂₀₀₅), kusjuures kasutatakse 2005 aasta toksilisuse ekvivalentfaktoreid (WHO-TEF) (Anon., 2011a).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Kalades on piirnormiks PCDD/F puhul 3,5 pg TEQ₂₀₀₅/g märgkaalu kohta ja PCDD/F ning dl-PCB summa puhul 6,5 pg TEQ₂₀₀₅/g märgkaalu kohta (Anon., 2011a).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Dioksiinide „pomm” Kymijoki suudmes, setetes. Kõrge PCDD/F ja dl-PCB sisaldus kogu Soome lahe setetes (Isosaari et al., 2002). Kõrgenenud PCDD/F ja dl-PCB sisaldusi Soome lahe kalades ei ole aga täheldatud (Hallikainen et al., 2012; Vuorinen et al., 2012; Anon., 2011b).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)

Anon., 2011a. Euroopa Komisjoni määrus 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja muude kui dioksiinitaoliste PCBde piirnormidega toiduainetes (2011/1259/EL)

Anon., 2011b. Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale, lõpparuanne. TTÜ Meresüsteemide Instituut ja TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 1-74.

Anon., 2012. Euroopa Komisjon 31.1.2012. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega (EMPs kohaldatav tekst) {SEC(2011) 1546 final} {SEC(2011) 1547 final}

EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EFSA, 2010. Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. EFSA Journal, 8, 1-35.

Hallikainen, A., Kiviranta, H., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Vuorinen, P.J., Jääskeläinen, T. & Mannio, J. 2012. Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. Eviron tutkimuksia, 2, 1-106.

Isosaari, P., Kankaanpää, H., Mattila, J., Kiviranta, H., Verta, M., Salo, S. & Vartiainen, T. 2002. Spatial distribution and temporal accumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the Gulf of Finland. Environ. Sci. Technol. 36, 2560-2565.

Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Kiviranta, H., Koistinen, J., Kiljunen, M., Myllylä, T., Pönni, J., Peltonen, H., Verta, M., & Karjalainen, J. 2012. Biomagnification of organohalogens in Atlantic salmon (*Salmo salar*) from its main prey species in three areas of the Baltic Sea. Science of the Total Environment, 421-422, 129–143.

*Saasteainete kontsentratsioon (Concentration of contaminants)

**Saastuse mõju tase (Levels of Pollution effects)

***Akuutse reostuse esinemine (võimaluse korral) ja ulatus (Occurrence, origin (where possible), extent of significant acute pollution events.

Tunnus 9. Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides.

1. Indikaatori nimetus.

Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalsed taset ületavate saasteainete arv. Metallid (Pb, Cd, Hg). Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels. Metals (Pb, Cd, Hg).

2. Indikaatori kood.

9.1.1.1

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Kala ja muude inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Mereandidest tarbitakse Eestis peamiselt Läänemere kala. Seetõttu on antud tunnuse puhul välja jäetud saasteainete sisaldused koorikloomades, krabides ja molluskites. Käsitletakse metalle – Pb, Cd, Hg - kalade lihaskoes. Saasteainete piirnormid toiduainetes on sätestatud Euroopa Komisjoni määrusega (Anon., 2006). Elavhõbedale on antud ka keskkonnakvaliteedi standard (EQS) elustikus, kalades (Anon., 2011).

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

Konkreetsed, Eestis kasutatavad määramismeetodid (Margna & Reinik, 2009) lähtuvad EL vastavatest ettekirjutistest (Anon., 2001; 2007; 2009; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Piirnormide põhjendused, kõrgeenenud saasteainete tasemete mõju inimeste tervisele on välja töötatud nii plii (EFSA, 2010), kaadmiumi (EFSA, 2012) kui ka elavhõbeda (EFSA, 2004) kohta.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi vastavalt EL nõuetele (Anon., 2001; EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi taseme määramisel on lähtutud EL kehtestatud piirnormide määramise meetodikast (Anon., 2001; 2007; EC 2010). Veterinaar- ja Toidulaboris teostatakse proovide eeltötlus plii, kaadmiumi ja elavhõbeda määramiseks mikrolaineahjus. Plii ja kaadmiumi määramine toimub AAS grafiitmeetodil, elavhõbeda määramine AAS külmaurumeetodil. Määratud analüütide määramispiir ja mõõtemääramatuse hinnangud määramispiiril on järgmised: plii 0,05 ja 0,01 mg/kg, kaadmium 0,002 ja 0,001 mg/kg ning elavhõbe 0,01 ja 0,001 mg/kg (Margna & Reinik, 2009).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Metallide piirnormid kalade lihaskoes (Anon., 2001).

Plii 0,30 mg/kg märgkaalu kohta.

Kaadmium 0,050mg/kg märgkaalu kohta (osadele kaladele, näiteks angerjas 0,10 mg/kg märgkaalu kohta).

Elavhõbe 0,50 mg/kg märgkaalu kohta (osadele kaladele, näiteks angerjas, haug 1,0 mg/kg märgkaalu kohta).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kõik analüüsitud plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldused Eesti mereala kalades (aastatel 2005 kuni 2011 kokku 86 proovi) on piirnormist madalamad. Seega plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisalduse alusel kalades kui inimeste toidus on Hea Keskkonnaseisund saavutatud. Õigem on muidugi järeldus, et selle indikaatori alusel ei ole keskkonnaseisund halb.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldust on analüüsitud 2005. aastal Eesti vetest püütud 14-st kalaliigis, kokku 25-s proovis. Merest püütud kaladest analüüsiti Väinamere ja Soome lahe kala. Väinamere kalades varieerub plii sisaldus (mg/kg märgkaalu kohta) piirides <0,05 kuni 0,06, kaadmium <0,002 kuni 0,01 ja elavhõbe <0,01 kuni 0,07. Soome lahe kalades on piirid vastavalt <0,05 (plii), <0,002 kuni 0,01 (kaadmium) ja 0,02 kuni 0,03 (elavhõbe). Üle määramispiiri on plii sisaldus ainult haugis ja kaadmiumi sisaldus räimes. Elavhõbedat on määratavas koguses kõigis kalaliikides (Margna & Reinik, 2009). Aastatel 2009 kuni 2011 on Veterinaar- ja Toidulaboris analüüsitud metalle 61-s värske, jahutatud kala proovis, kusjuures plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldus ületab määramispiiri vaid kuues proovis (väljavõtte VTA andmebaasist, K. Ehandi).

12. Kasutatud kirjandus.

- Anon., 2001. Euroopa Komisjoni direktiiv 8. märts 2001, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda ja 3-MCPD sisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2001/22/EÜ).
- Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)
- Anon., 2007. Euroopa Komisjoni määrus 28. märts 2007, milles sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja benzo(a)pireenisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2007/333/EÜ)
- Anon., 2009. Euroopa Komisjoni direktiiv 31. juuli 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (2009/90/EÜ).
- Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 29. aprill 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2011/420/EL).
- EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EFSA, 2004. Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food. EFSA Journal, 34, 1-14.
- EFSA, 2010. Panel on contaminants in the food chain (CONTAM): scientific opinion on lead in food. EFSA Journal, 8, 1-147.
- EFSA, 2012. Cadmium dietary exposure in the European population. EFSA Journal, 10, 1-37.
- Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.
- Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv. Polüaromaatsed süsivesinikud. Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels. Polyaromatic hydrocarbons

2. Indikaatori kood.

9.1.1.2

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Benso(a)püreeeni kui PAHide leidumise indikaatori sisaldus kalades. Mitmed PAH ühendid on genotoksilised kantserogeenid ning toidu teaduskomitee jõudis järeldusele, et benso(a)püreeeni võib kasutada toiduainetes sisalduvate kantserogeensete PAHide esinemise ja mõju märgistusainena (Anon., 2006). Hiljem on leitud, et selgroogsetes PAH ühendid degradeeruvad efektiivselt ja seepärast on otstarbekas määrata kalades vaid PAH metaboliite (HELCOM, 2012). Aastal 2011 on järeldatud (Anon., 2011), et PAHid muunduvad värskes kalas väga kiiresti ega ladestu lihaskoes. Seepärast ei ole värsket kala puhul PAHide piirnormi säilitamine enam asjakohane ja alates aastast 2011 kalades PAHide piirnorm puudub.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

PAHide puhul peab analüüsimeetodi LOD peab olema alla 0,3 µg/kg ja LOQ alla 0,9 µg/kg (Swartenbroux et al., 2010). Proovide võtmise ja analüüsimise meetodika kohta on EL eeskirjad (Anon., 2005; 2007; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

PAHide piirnormide väljatöötamisel toidus on lähtutud Toidu teaduskomitee arvamustest (Anon., 2002; 2004) ja tervisekaitse põhimõtetest (FAO/WHO, 2005). Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi, lähtudes EL nõuetest (Anon., 2007; EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

PAHide piirnormide määramise meetodika vastab Euroopa komisjoni määrustele ja direktiividele (Anon., 2005; 2006).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Benso(a)püreeeni sisaldus kalade lihaskoes (välja arvatud suitsukala) - 2,0 µg/kg märgkaalu kohta (Anon., 2006).

Käesoleval ajal PAHide piirnorm värskes kala puhul ei kehti. Euroopa Komisjoni määruses (Anon., 2011) on järeldatud, et PAHid muunduvad värskes kalas väga kiiresti ega ladestu lihaskoes ja seepärast ei ole värskes kala puhul PAHide piirnormi säilitamine enam asjakohane.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kuna aastatel 2003 kuni 2008 määratud benso(a)püreeeni sisaldus Eesti mereala kalade lihaskoes on olnud alla määramispiiri (Margna & Reinik, 2009), siis võib antud indikaatori alusel hinnata keskkonnaseisundit heaks. Täpsem oleks muidugi järeldus, et Eesti keskkonnaseisundit ei saa hinnata halvaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Veterinaar- ja Toidulaboris on aastatel 2003 kuni 2008 määratud benso(a)püreeeni sisaldus 18 värske kala lihaskoe proovis. Kõigis proovides on sisaldus alla määramispiiri $<0,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ märgmassi kohta (Margna & Reinik, 2009).

12. Kasutatud kirjandus.

- Anon., 2002. Toidu teaduskomitee arvamus toidus sisalduvate polütsükliliste aromaatsete süsivesinikega seotud terviseriskide kohta. http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out153_en.pdf.
- Anon., 2004. Aruanded teaduskoostöö ülesannete kohta, ülesanne 3.2.12 „Polütsükliliste aromaatsete süsivesinike esinemist käsitlevate andmete kogumine toidus“.
- Anon., 2005. Euroopa Komisjoni direktiiv 4. veebruar 2005, millega kehtestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrollimiseks toiduainetes (2005/10/EÜ).
- Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)
- Anon., 2007. Euroopa Komisjoni määrus 28. märts 2007, milles sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2007/333/EÜ)
- Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 19. august 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses toiduainetes sisalduvate polütsükliliste aromaatsete süsivesinike piirnormidega (2011/835/EL).
- EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): *Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- FAO/WHO, 2005. Teatavate toidus sisalduvate saasteainete hindamine – FAO/WHO ühise lisaainete ekspertkomisjoni aruanne, 1-81.
- HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129 B.
- Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.
- Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv. PCB. Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels. PCB.

2. Indikaatori kood.

9.1.1.3

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Kuue muud kui dioksiinilaadsed polüklooritud bifenuülid (dl-PCB; 28, 52, 101, 138, 153, 180) summa moodustab ligikaudu poole muude kui mitte dl-PCB kogusest toidus. Kala ja teiste inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Mereandidest tarbitakse Eestis peamiselt Läänemere kala ja seetõttu käsitletakse saasteaineid kalade lihaskoes. Muude kui dl-PCB piirnormid toidus on sätestatud Euroopa komisjoni määrusega (Anon., 2011).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

Muude kui dl-PCB piirnorm kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Enamuses laborites on määramispiiriks 1 või 2 µg/kg lipiidide kohta (Anon., 2011). Nõuded määramise meetodika kohta on toodud EL dokumentides (Anon., 2006; 2009, EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset.

Piirnormide kehtestamisel muude kui dl-PCB kohta on arvestatud EFSA teaduslikku arvamust (EFSA, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi lähtudes EL nõudeist (EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

EL direktiivis on ette nähtud kuue muude kui dl-PCB määramine kalades (Anon., 2011). Seevastu Helcom programmis (HELCOM, 2010) on soovitatud kas kahe (CB118 ja 153) või siis seitsme (lisaks nimetatule ka CB118) analüüsimist. Kuna piirnormid toidus on toodud ikkagi kuue ühendi kohta, siis on ka antud indikaatori puhul sellest lähtutud. Muude kui dl-PCB piirnorm kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Enamuses laborites on määramispiiriks 1 või 2 µg/kg lipiidide kohta (Anon., 2011).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Piirnormid kalade lihaskoes (Anon., 2011).

Muud kui dioksiinilaadsed PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153 ja 180 summa) 75ng/g märgkaalu kohta

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealalt püütud kaladele kehtivad samad HKS väärtused. Kuue muu kui dl-PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) summaarne sisaldus Eesti mereala kalades (kokku 121 proovi) ületab piirnormi vaid ühes proovis. Järelikult ei saa selle indikaatori alusel hinnata Eesti mereala seisundit halvaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Paralleelselt dioksiinide määramisega on aastatel 2006 kuni 2011 määratud ka PCB ühendite sisaldust kalades (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>; <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>). Kuue muu kui dl-PCB ühendi sisaldus räime proovides on $15,8 \pm 1,9$ (piirid 5,0 kuni 64,1) ng/g märgkaalu kohta. Kuues kilu proovis on keskmine sisaldus vastavalt $10,1 \pm 0,6$ (piirid 8,2 kuni 11,6) ng/g märgkaalu kohta.

Veterinaar- ja toidulaboris on analüüsitud muu kui dl-PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) sisaldust aastatel 2003, 2007 ja 2008. Kuue muu kui dl-PCB ühendi sisalduse varieeruvus Läänemere kalades on järgmine (sisalduste vahemik, $\mu\text{g}/\text{kg}$ kala märgkaalu kohta): räim 1,2 – 21,5; lest <LOD – 30,6; lõhe <LOD – 12,9; kilu <LOD – 29,0; tuulehaug 3,7 – 104; silmud 12,4 – 30,4; koha 0,2; ahven 0,9 (Margna & Reinik, 2009).

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni soovitus 16. november 2006, dioksiinide, dioksiinitaaliste polükloreeritud bifenüülide ja muude kui dioksiinitaaliste polükloreeritud bifenüülide taustanivoode seire kohta toiduainetes (teatavaks tehtud numbri K(2006) 5425 all) (2006/794/EÜ)

Anon., 2009. Euroopa Komisjoni direktiiv 31. juuli 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (2009/90/EÜ).

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaaliste PCBde ja muude kui dioksiinitaaliste PCBde piirnormidega toiduainetes (2011/1259/EL)

EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EFSA, 2010. Results of the monitoring of non dioxin-like PCBs in food and feed. EFSA Journal, 8, 1-35.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No 120B.

Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Avastatud saasteainete tegelik tase ja kindlaksmääratud maksimaalset taset ületavate saasteainete arv. Dioksiinid. Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels. Dioxins.

2. Indikaatori kood.

9.1.1.4

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Termin "dioksiinid" hõlmab 75 PCDD ja 135 PCDF analoogi. Toksikoloogiliselt ohtlikumad on 17 ühendit – seitse PCDD ja kümme PCDF. PCB on 209 erinevast analoogist koosnev rühm. Tosin, 12 analoogi on oma toksikoloogilistelt omadustelt lähedased dioksiinidele ja neid nimetatakse seetõttu dl-PCB. Kala ja muude inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Eesti mereala mereandidest tarbitakse meil praktiliselt ainult kala. Seetõttu on antud tunnuse puhul välja jäetud saasteainete sisaldused koorikloomades, krabides ja molluskites. Käsitletakse saasteaineid kalade lihaskoes. Saasteainete piirnormid toiduainetes on sätestatud Euroopa Komisjoni määrusega (Anon., 2011). Piirnormid kala lihaskoe kohta on toodud eraldi PCDD/F ja PCDD/F ning dl-PCB summa kohta.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset. Määramise meetodika on toodud EL dokumentides (Anon., 2006; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surve teguri vahel.

Mitmetes Läänemere kalaliikides võib PCDD/F ja dl-PCB sisaldus olla väga kõrge (Anon., 2006). Seega osa Läänemere piirkonna kalaliikidest ei vasta piirnormile ja tuleks inimeste poolt tarbitava toidu hulgast välja jätta. On aga alust arvata, et kala eemaldamine tarbitava toidu hulgast avaldab oluliselt negatiivsemat mõju inimese tervisele (eeskätt südame-veresoonkonna haiguste sagenemise tõttu) kui dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde toksiline mõju (Assmuth, 2011). Hinnang PCDD/F ja dl-PCB mõjust inimeste tervisele on toodud EFSA ajakirjas (EFSA, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Saasteainete määramisel on oluline, millist maatriksit kasutatakse. Uuringud inimtarbimiseks mõeldud objektides erinevad keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud töödest kalades. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massiliselt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas. Seiremeetodika on piisava põhjalikkusega kajastatud EL dokumentides (Anon., 2006; EC, 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi tase, piirnorm, kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Dioksiinide ja dl-PCB summa on väljendatud WHO toksisusekvivalendina (TEQ₂₀₀₅), kusjuures kasutatakse 2005 aasta toksilisuse ekvivalentfaktoreid (WHO-TEF) (Anon., 2011).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Piirnormid kalade lihaskoes (Anon., 2011)

WHO-PCDD/F-TEQ₂₀₀₅ 3,5 pg/g märgkaalu kohta;

WHO-PCD/F-dl-PCB-TEQ₂₀₀₅ 6,5 pg/g märgkaalu kohta.

Erandiks looduslik angerjas, kus WHO-PCD/F-dl-PCB-TEQ₂₀₀₅ 10,0 pg/g märgkaalu kohta.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealalt püütud kaladele kehtivad samad piirnormid, HKS taseme väärtused. PCDD/F sisaldus kalades (kokku 152 proovi) ületab piirnormi kahes räime ja ühes kilu proovis. PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus ületab piirnormi üheksas räime, ühes kilu ja kahes lõhi proovis. Kuues jõesilmu proovis ületab PCDD/F sisaldus piirnormi neljas ja PCDD/F+dl-PCB sisaldus viies proovis (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>; <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

Võib järeldada, et dioksiinid Eesti mereala kalades ei kujuta erilist ohtu inimese tervisele. Võimalik mõju mere ökosüsteemile vajab edasist uurimist.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel. Dioksiinide (PCDD/F) ja dioksiinilaadsete PCB (dl-PCB) sisaldus(avg \pm SE ja piirid) jõesilmus ja erinevates kalaliikides Eesti merealal

Liik	n	PCDD/F	Summa	Üle piirnormi
Jõesilm	6	3,5 \pm 0,3(3,1 – 6,0)	6,2 \pm 0,4(5,5–10,9)	4 PCDD/F 5 PCDD/F+dl-PCB
Angerjas	3	2,0 \pm 0,8 (0,7-3,4)	3,6 \pm 1,1 (1,4-4,7)	
Ahven	10	0,4 \pm 0,1 (0,0 – 0,8)	1,0 \pm 0,2 (0,3-1,7)	
Lest	3	0,4 \pm 0,1 (0,2-0,4)	1,1 \pm 0,3 (0,5-1,6)	
Lõhi	3	3,1 \pm 0,3 (2,7-3,5)	7,1 \pm 0,7 (6,3-8,2)	2 PCDD/F+dl-PCB
Kilu	29	1,9 \pm 0,1 (0,8-3,6)	4,1 \pm 0,3 (1,6-6,5)	1 PCDD/F 1 PCDD/F+dl-PCB
Koha	6	0,35 \pm 0,0 (0,3-0,4)	0,7 \pm 0,0 (0,6-0,8)	
Räim	98	1,6 \pm 0,1 (0,5-3,8)	3,2 \pm 0,2 (1,1-8,4)	2 PCDD/F 9 PCDD/F+dl-PCB

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde sisalduse ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes (2006/1883EÜ).

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 29. aprill 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2011/420/EL).

Assmuth, T., 2011. Policy and science implications of the framing and qualities of uncertainty in risks: toxic and beneficial fish from the Baltic Sea. *Ambio*, 40, 158-169.

EC 2010. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.*

EFSA, 2010. Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. *EFSA Journal*, 8, 1-35.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus. Metallid (Pb, Cd, Hg).

Frequency of regulatory levels being exceeded. Metals (Pb, Cd, Hg).

2. Indikaatori kood.

9.1.2.1

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Kala ja muude inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Mereandidest tarbitakse Eestis peamiselt Läänemere kala. Seetõttu on antud tunnuse puhul välja jäetud saasteainete sisaldused koorikloomades, krabides ja molluskites. Käsitletakse metalle – Pb, Cd, Hg - kalade lihaskoes. Saasteainete piirnormid toiduainetes on sätestatud Euroopa Komisjoni määrusega (Anon., 2006). Elavhõbedale on antud ka keskkonnakvaliteedi standard (EQS) elustikus, kalades (Anon., 2011).

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

Konkreetsed, Eestis kasutatavad määramismeetodid (Margna & Reinik, 2009) lähtuvad EL vastavatest ettekirjutistest (Anon., 2001; 2007; 2009; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Piirnormide põhjendused, kõrgeenenud saasteainete tasemete mõju inimeste tervisele on välja töötatud nii plii (EFSA, 2010), kaadmiumi (EFSA, 2012) kui ka elavhõbeda (EFSA, 2004) kohta.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi vastavalt EL nõuetele (Anon., 2001; EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi taseme määramisel on lähtunud EL kehtestatud piirnormide määramise meetodikast (Anon., 2001; 2007; EC 2010). Veterinaar- ja Toidulaboris teostatakse proovide eeltötlus plii, kaadmiumi ja elavhõbeda määramiseks mikrolaineahjus. Plii ja kaadmiumi määramine toimub AAS grafiitmeetodil, elavhõbeda määramine AAS külmaurumeetodil. Määratud analüütide määramispiir ja mõõtemääramatuse hinnangud määramispiiril on järgmised: plii 0,05 ja 0,01 mg/kg, kaadmium 0,002 ja 0,001 mg/kg ning elavhõbe 0,01 ja 0,001 mg/kg (Margna & Reinik, 2009).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Metallide piirnormid kalade lihaskoes (mg/kg märgkaalu kohta; Anon., 2001): plii 0,30; kaadmium 0,050 (osadele kaladele, näiteks angerjas 0,10), elavhõbe 0,50 (osadele kaladele, näiteks angerjas, haug 1,0).

Kõik analüüsitud plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldused Eesti mereala kalades (aastatel 2005 kuni 2011 kokku 86 proovi) on piirnormist madalamad.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisalduse alusel kalades kui inimeste toidus on Hea Keskkonnaseisund saavutatud. Õigem on muidugi järeldus, et selle indikaatori alusel ei ole keskkonnaseisund halb.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldust on analüüsitud 2005. aastal Eesti vetest püütud 14-st kalaliigis, kokku 25-s proovis. Merest püütud kaladest analüüsiti Väinamere ja Soome lahe kala. Väinamere kalades varieerub plii sisaldus (mg/kg märgkaalu kohta) piirides <0,05 kuni 0,06, kaadmium <0,002 kuni 0,01 ja elavhõbe <0,01 kuni 0,07. Soome lahe kalades on piirid vastavalt <0,05 (plii), <0,002 kuni 0,01 (kaadmium) ja 0,02 kuni 0,03 (elavhõbe). Üle määramispiiri on plii sisaldus ainult haugis ja kaadmiumi sisaldus räimes. Elavhõbedat on määratavas koguses kõigis kalaliikides (Margna & Reinik, 2009). Aastatel 2009 kuni 2011 on Veterinaar- ja Toidulaboris analüüsitud metalle 61-s värske, jahutatud kala proovis, kusjuures plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldus ületab määramispiiri vaid kuues proovis (väljavõtte VTA andmebaasist, K. Ehandi).

12. Kasutatud kirjandus.

- Anon., 2001. Euroopa Komisjoni direktiiv 8. märts 2001, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda ja 3-MCPD sisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2001/22/EÜ).
- Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)
- Anon., 2007. Euroopa Komisjoni määrus 28. märts 2007, milles sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2007/333/EÜ)
- Anon., 2009. Euroopa Komisjoni direktiiv 31. juuli 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (2009/90/EÜ).
- Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 29. aprill 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2011/420/EL).
- EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EFSA, 2004. Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 34, 1-14.
- EFSA, 2010. Panel on contaminants in the food chain (CONTAM): scientific opinion on lead in food. *EFSA Journal*, 8, 1-147.
- EFSA, 2012. Cadmium dietary exposure in the European population. *EFSA Journal*, 10, 1-37.
- Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.
- Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus. Polüaromaatsed süsivesinikud (PAH).

Frequency of regulatory levels being exceeded. Polyaromatic hydrocarbons (PAH)

2. Indikaatori kood.

9.1.2.2

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Benso(a)püreeeni kui PAHide leidumise indikaatori sisaldus kalades. Mitmed PAH ühendid on genotoksilised kantserogeenid ning toidu teaduskomitee jõudis järeldusele, et benso(a)püreeeni võib kasutada toiduainetes sisalduvate kantserogeenide PAHide esinemise ja mõju märgistusainena (Anon., 2006). Hiljem on leitud, et selgroogsetes PAH ühendid degradeeruvad efektiivselt ja seepärast on otstarbekas määrata kalades vaid PAH metaboliite (HELCOM, 2012). Aastal 2011 on järeldatud (Anon., 2011), et PAHid muunduvad värskes kalas väga kiiresti ega ladestu lihaskoes. Seepärast ei ole värske kala puhul PAHide piirnormi säilitamine enam asjakohane ja alates aastast 2011 kalades PAHide piirnorm puudub.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

PAHide puhul peab analüüsimeetodi LOD peab olema alla 0,3 µg/kg ja LOQ alla 0,9 µg/kg (Swartenbroux et al., 2010). Proovide võtmise ja analüüsimise meetodika kohta on EL eeskirjad (Anon., 2005; 2007; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surve teguri vahel.

PAHide piirnormide väljatöötamisel toidus on lähtunud Toidu teaduskomitee arvamustest (Anon., 2002; 2004) ja tervisekaitse põhimõtetest (FAO/WHO, 2005). Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset.

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi, lähtudes EL nõuetest (Anon., 2007; EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

PAHide piirnormide määramise meetodika vastab Euroopa komisjoni määrustele ja direktiividele (Anon., 2005; 2006).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Benso(a)püreeeni sisaldus Eesti mereala kalade lihaskoes ei ületa EL piirnormi (2,0 µg/kg märgkaalu kohta; Anon., 2006).

Käesoleval ajal PAHide piirnorm värskes kala puhul ei kehti. Euroopa Komisjoni määruses (Anon., 2011) on järeldatud, et PAHid muunduvad värskes kalas väga kiiresti ega ladestu lihaskoes ja seepärast ei ole värskes kala puhul PAHide piirnormi säilitamine enam asjakohane.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Kuna aastatel 2003 kuni 2008 määratud benso(a)püreeeni sisaldus Eesti mereala kalade lihaskoes on olnud alla määramispiiri (Margna & Reinik, 2009), siis võib antud indikaatori alusel hinnata keskkonnaseisundit heaks. Täpsem oleks muidugi järeldus, et Eesti keskkonnaseisundit ei saa hinnata halvaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Veterinaar- ja Toidulaboris on aastatel 2003 kuni 2008 määratud benso(a)püreeeni sisaldus 18 värske kala lihaskoe proovis. Kõigis proovides on sisaldus alla määramispiiri $<0,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ märgmassi kohta (Margna & Reinik, 2009).

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2002. Toidu teaduskomitee arvamus toidus sisalduvate polütsükliiliste aromaatsete süsivesinikega seotud terviseriskide kohta. http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out153_en.pdf.

Anon., 2004. Aruanded teaduskoostöö ülesannete kohta, ülesanne 3.2.12 „Polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike esinemist käsitlevate andmete kogumine toidus“.

Anon., 2005. Euroopa Komisjoni direktiiv 4. veebruar 2005, millega kehtestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrollimiseks toiduainetes (2005/10/EÜ).

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2006/1881/EÜ)

Anon., 2007. Euroopa Komisjoni määrus 28. märts 2007, milles sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes (2007/333/EÜ)

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 19. august 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses toiduainetes sisalduvate polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike piirnormidega (2011/835/EL).

EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): **Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive** Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

FAO/WHO, 2005. Teatavate toidus sisalduvate saasteainete hindamine – FAO/WHO ühise lisaainete ekspertkomisjoni aruanne, 1-81.

HELCOM, 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129 B.

Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

1. Indikaatori nimetus.

Kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus. PCB.

Frequency of regulatory levels being exceeded. PCB.

2. Indikaatori kood.

9.1.2.3

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Kuue muud kui dioksiinilaadsed polüklooritud bifenüülid (dl-PCB; 28, 52, 101, 138, 153, 180)summa moodustab ligikaudu poole muude kui mitte dl-PCB kogusest toidus. Kala ja teiste inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Mereandidest tarbitakse Eestis peamiselt Läänemere kala ja seetõttu käsitletakse saasteaineid kalade lihaskoes. Muude kui dl-PCB piirnormid toidus on sätestatud Euroopa komisjoni määrusega (Anon., 2011).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete analüüs inimtarbimiseks mõeldud objektides erineb põhimõtteliselt keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud uuringutest kalades. Eelkõige teostavad neid uuringuid paljudes riikides, sealhulgas ka Eestis, erinevad asutused, ministriumid. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massilisemalt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas.

Muude kui dl-PCB piirnorm kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Enamuses laborites on määramispiiriks 1 või 2 µg/kg lipiidide kohta (Anon., 2011). Nõuded määramise meetodika kohta on toodud EL dokumentides (Anon., 2006; 2009, EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset.

Piirnormide kehtestamisel muude kui dl-PCB kohta on arvestatud EFSA teaduslikku arvamust (EFSA, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Proovide koostamisel on arvestatud kalade bioloogilise analüüsi (liik, pikkus, mass, vanus, sugu) tulemusi lähtudes EL nõudeist (EC 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

EL direktiivis on ette nähtud kuue muude kui dl-PCB määramine kalades (Anon., 2011). Seevastu Helcom programmis (HELCOM, 2010) on soovitatud kas kahe (CB118 ja 153) või siis seitsme (lisaks nimetatule ka CB118) analüüsimist. Kuna piirnormid toidus on toodud ikkagi kuue ühendi kohta, siis on ka antud indikaatori puhul sellest lähtutud. Muude kui dl-PCB piirnorm kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Enamuses laborites on määramispiiriks 1 või 2 µg/kg lipiidide kohta (Anon., 2011).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Muude kui dioksiinilaadsete PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) summa piirnormiks kalade lihaskoes on 75 ng/g märgkaalu kohta (Anon., 2011).

Eesti mereala kalades (kokku 121 proovi) ületab muude kui dl-PCB sisaldus piirnormi vaid ühes proovis.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealalt püütud kaladele kehtivad samad HKS väärtused. Kuue muu kui dl-PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) summaarne sisaldus Eesti mereala kalades (kokku 121 proovi) ületab piirnormi vaid ühes proovis. Järelikult ei saa selle indikaatori alusel hinnata Eesti mereala seisundit halvaks.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Paralleelselt dioksiinide määramisega on aastatel 2006 kuni 2011 määratud ka PCB ühendite sisaldust kalades (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>; <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>). Kuue muu kui dl-PCB ühendi sisaldus räime proovides on $15,8 \pm 1,9$ (piirid 5,0 kuni 64,1) ng/g märgkaalu kohta. Kuues kilu proovis on keskmine sisaldus vastavalt $10,1 \pm 0,6$ (piirid 8,2 kuni 11,6) ng/g märgkaalu kohta.

Veterinaar- ja toidulaboris on analüüsitud muu kui dl-PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) sisaldust aastatel 2003, 2007 ja 2008. Kuue muu kui dl-PCB ühendi sisalduse varieeruvus Läänemere kalades on järgmine (sisalduste vahemik, $\mu\text{g}/\text{kg}$ kala märgkaalu kohta): räim 1,2 – 21,5; lest <LOD – 30,6; lõhe <LOD – 12,9; kilu <LOD – 29,0; tuulehaug 3,7 – 104; silmud 12,4 – 30,4; koha 0,2; ahven 0,9 (Margna & Reinik, 2009).

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni soovitus 16. november 2006, dioksiinide, dioksiinitaoliste polükloreeritud bifenüülide ja muude kui dioksiinitaoliste polükloreeritud bifenüülide taustanivoode seire kohta toiduainetes (teatavaks tehtud numbri K(2006) 5425 all) (2006/794/EÜ)

Anon., 2009. Euroopa Komisjoni direktiiv 31. juuli 2009, millega sätestatakse vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2000/60/EÜ vee seisundi keemilise analüüsi ja seire tehnilised näitajad (2009/90/EÜ).

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja muude kui dioksiinitaoliste PCBde piirnormidega toiduainetes (2011/1259/EL)

EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): **Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive** Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EFSA, 2010. *Results of the monitoring of non dioxin-like PCBs in food and feed. EFSA Journal, 8, 1-35.*

HELCOM, 2010. *Hazardous substances in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No 120B.*

Margna, L. & Reinik, M. 2009. *Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a.*

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. *MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.*

1. Indikaatori nimetus.

Kindlaksmääratud tasemete ületamise sagedus. Dioksiinid.

Frequency of regulatory levels being exceeded. Dioxins.

2. Indikaatori kood.

9.1.2.4

3. Autor(id)

M. Simm

4. Indikaatori kirjeldus

Termin "dioksiinid" hõlmab 75 PCDD ja 135 PCDF analoogi. Toksikoloogiliselt ohtlikumad on 17 ühendit – seitse PCDD ja kümme PCDF. PCB on 209 erinevast analoogist koosnev rühm. Tosin, 12 analoogi on oma toksikoloogilistelt omadustelt lähedased dioksiinidele ja neid nimetatakse seetõttu dl-PCB. Kala ja muude inimtarbimiseks ette nähtud mereandide all mõeldakse antud tunnuse puhul ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. (Swartenbroux et al., 2010). Eesti mereala mereandidest tarbitakse meil praktiliselt ainult kala. Seetõttu on antud tunnuse puhul välja jäetud saasteainete sisaldused koorikloomades, krabides ja molluskites. Käsitletakse saasteaineid kalade lihaskoes. Saasteainete piirnormid toiduainetes on sätestatud Euroopa Komisjoni määrusega (Anon., 2011). Piirnormid kala lihaskoe kohta on toodud eraldi PCDD/F ja PCDD/F ning dl-PCB summa kohta.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Saasteainete piirnormid toidus on välja töötatud EFSA (European Food Safety Authority) poolt tervisekaitse põhimõtetest lähtudes. Need piirnormid on piisavad inimese tervise kaitseks, kuid on liiga kõrged, et neid kasutada merekeskkonna saastatuse indikaatorina. Seega saasteainete kontsentratsioonid, mis on piirnormist madalamad, ei ole rangelt võttes hea keskkonnaseisundi taseme näitajad. Kindlasti näitavad aga piirnormist kõrgemad väärtused keskkonnaseisundi halba taset. Määramise meetodika on toodud EL dokumentides (Anon., 2006; EC 2010).

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Mitmetes Läänemere kalaliikides võib PCDD/F ja dl-PCB sisaldus olla väga kõrge (Anon., 2006). Seega osa Läänemere piirkonna kalaliikidest ei vasta piirnormile ja tuleks inimeste poolt tarbitava toidu hulgast välja jätta. On aga alust arvata, et kala eemaldamine tarbitava toidu hulgast avaldab oluliselt negatiivsemat mõju inimese tervisele (eeskätt südame-veresoonkonna haiguste sagenemise tõttu) kui dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde toksiline mõju (Assmuth, 2011). Hinnang PCDD/F ja dl-PCB mõjust inimeste tervisele on toodud EFSA ajakirjas (EFSA, 2010).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Saasteainete määramisel on oluline, millist maatriksit kasutatakse. Uuringud inimtarbimiseks mõeldud objektides erinevad keskkonnaseisundi hindamiseks teostatud töödest kalades. Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse „turukala” – massiliselt püükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Keskkonnaseisundi hindamisel kogutakse kindlast soost kindla vanuse ja suurusega kalad täpselt määratletud ajal fikseeritud aladelt, kusjuures saasteainete kontsentratsiooni analüüsitakse reeglina kas siis lihaskoes (ilma nahata) või maksas. Seiremetoodika on piisava põhjalikkusega kajastatud EL dokumentides (Anon., 2006; EC, 2010).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnaseisundi tase, piirnorm, kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Dioksiinide ja dl-PCB summa on väljendatud WHO toksisusekvivalendina (TEQ₂₀₀₅), kusjuures kasutatakse 2005 aasta toksilisuse ekvivalentfaktoreid (WHO-TEF) (Anon., 2011).

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Piirnormid kalade lihaskoes (Anon., 2011): WHO-PCDD/F-TEQ₂₀₀₅ 3,5 pg/g märgkaalu kohta; WHO-PCD/F-dl-PCB-TEQ₂₀₀₅ 6,5 pg/g märgkaalu kohta. Erandiks looduslik angerjas, kus WHO-PCD/F-dl-PCB-TEQ₂₀₀₅ 10,0 pg/g märgkaalu kohta.

PCDD/F sisaldus kalades (kokku 152 proovi) ületab piirnormi kahes räime ja ühes kilu proovis. PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus ületab piirnormi üheksas räime, ühes kilu ja kahes lõhi proovis. Kuues jõesilmu proovis ületab PCDD/F sisaldus piirnormi neljas ja PCDD/F+dl-PCB sisaldus viies proovis.

(<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>; <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Võib järeldada, et dioksiinid Eesti mereala kalades ei kujuta erilist ohtu inimese tervisele. Võimalik mõju mere ökosüsteemile vajab edasist uurimist.

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Tabel. Dioksiinide (PCDD/F) ja dioksiinilaadsete PCB (dl-PCB) sisaldus(avg ±SE ja piirid) jõesilmus ja erinevates kalaliikides Eesti merealal

<i>Liik</i>	<i>n</i>	<i>PCDD/F</i>	<i>Summa</i>	<i>Üle piirnormi</i>
<i>Jõesilm</i>	6	3,5±0,3(3,1 – 6,0)	6,2± 0,4(5,5–10,9)	4 PCDD/F 5 PCDD/F+dl-PCB
<i>Angerjas</i>	3	2,0±0,8 (0,7-3,4)	3,6±1,1 (1,4-4,7)	
<i>Ahven</i>	10	0,4±0,1 (0,0 – 0,8)	1,0±0,2 (0,3-1,7)	
<i>Lest</i>	3	0,4±0,1 (0,2-0,4)	1,1±0,3 (0,5-1,6)	
<i>Lõhi</i>	3	3,1±0,3 (2,7-3,5)	7,1±0,7 (6,3-8,2)	2 PCDD/F+dl-PCB
<i>Kilu</i>	29	1,9±0,1 (0,8-3,6)	4,1±0,3 (1,6-6,5)	1 PCDD/F 1 PCDD/F+dl-PCB
<i>Koha</i>	6	0,35±0,0 (0,3-0,4)	0,7±0,0 (0,6-0,8)	
<i>Räim</i>	98	1,6±0,1 (0,5-3,8)	3,2±0,2 (1,1-8,4)	2 PCDD/F 9 PCDD/F+dl-PCB

12. Kasutatud kirjandus.

Anon., 2006. Euroopa Komisjoni määrus 19. detsember 2006, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde sisalduse ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes (2006/1883EÜ).

Anon., 2011. Euroopa Komisjoni määrus 29. aprill 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (2011/420/EL).

Assmuth, T., 2011. Policy and science implications of the framing and qualities of uncertainty in risks: toxic and beneficial fish from the Baltic Sea. *Ambio*, 40, 158-169.

EC 2010. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.*

EFSA, 2010. Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. *EFSA Journal*, 8, 1-35.

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V. Besada, V. Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., R. Hoogenboom, R., L. Jorhem, L., Jud, M., Law, R., Licht Cederberg, D., McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. & Vlad, S. 2010. MSFD. Task Group 9 Joint Report, Contaminants in fish and other seafood. European Commission Joint Research Center and ICES.

Tunnus 10. Mereprahi omadused ja kogus

1. Indikaatori nimetus.

Rannikule uhutud ja ladestunud mereprügi koguste trend

Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines

2. Indikaatori kood.

10.1.1.1.

3. Autor(id)

G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Rannikule uhutud mereprügi kogus, mis on määratud kogu Eesti rannajoonel või eraldi rannalõikudel aasta jooksul.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramiseks on vajalikud regulaarselt korraldada mereprügi koguste hindamist kindlakmääratud rannalõikudel. Seirevaatluste tulemused ekstrapoleeritakse kogu eesti rannajoonele arvestades rannajoone morfoloogiat ja heidiste akumulereumise tõenäosust. Kindlat meetodikat välja töötatud ei ole, kuid meetodika väljatöötamine on tehniliselt teostatav minimaalsete kulutustega.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seos indikaatori väärtuse ja surveteguri vahel ei ole eesti tingimustes dokumenteeritud. Võimalusel tuleks indikaatori väärtust võrrelda nii laevaliikluse intensiivusega hinnatavas piirkonnas kui muude merekasutuste ulatusega (näiteks rekretatsioon, väikelaevad, ranna kalapüük).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuseks võiks võtta eelduse, et ideaaloukorras mereprügi üldse ei teki ja sellega seotud probleeme ei ole võimalik tuvastada.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnataseme määramiseks hetkes informatsioon puudub. Vajab täpsustamist.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS taseme väärtust ei ole võimalik hetkel määrata.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtust ei ole võimalik hetkel Eesti merealade jaoks määrata.

1. Indikaatori nimetus.

Veesambas oleva mereprügi koguste trend

Trends in the amount of litter in the water column

2. Indikaatori kood.

10.1.2.1.

3. Autor(id)

G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Veesambas oleva mereprügi kogus, mis on määratud kogu Eesti mereala kohta või üksikkute rannikumere piirkondade kaupa kindla ajaperioodi jooksul.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramiseks on vajalikud regulaarselt korraldada mereprügi koguste hindamist kindlakmääratud merealadel. Seirevaatluste tulemused ekstrapoleeritakse kogu Eesti rannikumerele arvestades ranniku morfoloogiat ja vemasside liikumist. Kindlat meetodikat välja töötatud ei ole.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seos indikaatori väärtuse ja surveteguri vahel ei ole Eesti tingimustes dokumenteeritud. Puuduvad vastavad uuringud ka mujal Läänemeres. Võimalusel tuleks indikaatori väärtust võrrelda nii laevaliikluse intensiivusega hinnatavas piirkonnas kui muude merekasutuste ulatusega (näiteks rekretatsioon, väikelaevad, ranna kalapüük).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuseks võiks võtta eelduse, et ideaaloukorras mereprügi üldse ei teki ja sellega seotud probleeme ei ole võimalik tuvastada.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnataseme määramiseks hetkes informatsioon puudub. Vajab täpsustamist.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS taseme väärtust ei ole võimalik hetkel määrata.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtust ei ole võimalik hetkel Eesti merealade jaoks määrata.

1. Indikaatori nimetus.

Merepõhjas leiduva mereprügi koguste trend

Trends in litter deposited on the sea- floor

2. Indikaatori kood.

10.1.3.1.

3. Autor(id)

G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Merepõhjas oleva mereprügi kogus, mis on määratud kogu Eesti mereala kohta või üksikute rannikumere piirkondade kaupa kindla ajaperioodi jooksul.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramiseks on vajalikud regulaarselt korraldada mereprügi koguste hindamist kindlakmääratud merealadel. Seirevaatluste tulemused ekstrapoleeritakse kogu Eesti rannikumerele arvestades ranniku morfoloogiat ja vemasside liikumist. Kindlat meetodikat välja töötatud ei ole.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seos indikaatori väärtuse ja surveteguri vahel ei ole Eesti tingimustes dokumenteeritud. Puuduvad vastavad uuringud ka mujal Läänemeres. Võimalusel tuleks indikaatori väärtust võrrelda nii laevaliikluse intensiivusega hinnatavas piirkonnas kui muude merekasutuste ulatusega (näiteks rekretatsioon, väikelaevad, ranna kalapüük).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuseks võiks võtta eelduse, et ideaaloukorras mereprügi üldse ei teki ja sellega seotud probleeme ei ole võimalik tuvastada.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnataseme määramiseks hetkes informatsioon puudub. Vajab täpsustamist.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS taseme väärtust ei ole võimalik hetkel määrata.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtust ei ole võimalik hetkel Eesti merealade jaoks määrata.

1. Indikaatori nimetus.

Suundumused mereloomade poolt allaneelatud prahi koguses ja koostises

Trends in swallowed trash by marine wildlife

2. Indikaatori kood.

10.2.1.1.

3. Autor(id)

G. Martin

4. Indikaatori kirjeldus

Mereorganismide poolt allaneelatud mereprügi kogus ja koostis. Indikaatorit saab mõõta näiteks mereorganismide maoanalüüsi kaudu või jälgides spetsiifiliste matkerite olemasolu ja hulka organismide veres.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori määramiseks on vajalikud regulaarselt analüüside erinevate mereorganismide mao koostist. Seda läbi seirepüükide või muul viisil kogutud materjali analüüsi. Kindlat meetodikat välja töötatud ei ole.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Seos indikaatori väärtuse ja surveteguri vahel ei ole Eesti tingimustes dokumenteeritud. Puuduvad vastavad uuringud ka mujal Läänemeres. Võimalusel tuleks indikaatori väärtust võrrelda nii laevaliikluse intensiivusega hinnatavas piirkonnas kui muude merekasutuste ulatusega (näiteks rekretatsioon, väikelaevad, ranna kalapüük).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimuseks võiks võtta eelduse, et ideaaloukorras mereprügi üldse ei teki ja sellega seotud probleeme ei ole võimalik tuvastada (organismide magudes puuduvad mereprügi jäänused).

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea Keskkonnataseme määramiseks hetkes informatsioon puudub. Vajab täpsustamist.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

HKS taseme väärtust ei ole võimalik hetkel määrata.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Indikaatori väärtust ei ole võimalik hetkel Eesti merealade jaoks määrata.

Tunnus 11. Energia, sealhulgas müra, keskkonda juhtimine

1. Indikaatori nimetus.

Tugevate, lühiajaliste helide esinemissagedus ja ulatus
Temporal and spatial distribution of loud impulsive sounds

2. Indikaatori kood.

11.1.1.1.

3. Autor(id)

Aet Meerits, Urmas Lips

4. Indikaatori kirjeldus

Indikaatoriga hinnatakse erinevate tegevuste summaarset survet mere ökosüsteemile, st antakse hinnang kõigist valjudest lühiajalistest madala ja kõrgsagedusega helide allikatest, aasta ja alade lõikes. Arvestatakse helisid sagedusalal 10 Hz kuni 10 kHz, mida mõõdetakse/hinnatakse heli ekspositsioonitasemena (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$) või kõrgeima helirõhutasemena (dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{peak}}$). Indikaatoriks on päevade arv ja sellele vastav ruumiline jaotus, mil helitase ületas etteantud taseme, mis võib häirida mereelustikku.

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Indikaatori hindamiseks on vajalik teostada otseseid helitugevuse (mürataseme) mõõtmisi erinevate tegevuste (vaiade rammimine, lõhkamine jmt) puhul määramaks, kui ulatuslikul alal esinevad teatud piirist kõrgema tasemega veealused helid. Piirtase võib määrata kirjanduse põhjal. Väljastatud lubade ja reaalset ellu rakendatud tegevuste andmete abil on võimalik analoogiate põhjal hinnata tugevate, lühiajaliste helide esinemise päevade arv ning ruumiline jaotus.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaator iseloomustab survetegureid, millest olulisim on merealal toimuv ehitustegevus, eelkõige vaiade rammimine (NRC 2003; Carstensen *et al.* 2006; OSPAR 2009; Tougaard *et al.* 2009), lisaks veel sonarid, seismilised mõõdistused, lõhkamised (OSPAR 2009).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks on inimtegevuse poolt põhjustatud lühiajaliste tugevate helide puudumine merekeskkonnas.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi määratlemiseks võib seada mingi läve või trendi – päevade osakaal millal lühiajalised helid esinevad ja nende ruumiline jaotus. Võib koostada lühiajaliste helide esinemise registri. Registri põhjal saab teada hetketaseme ja trendi. Hea keskkonnaseisundi taseme määramiseks soovitatakse kasutada müraallikate kumulatiivsete mõjude tasemeid, mis tõenäoliselt põhjustavad mereloomade vältivat käitumist. Eesti merealal oleks võimalik kasutada näiteks loivaliste jaoks antud väärtuseid (loivaliste puhul eeldavad Southall *et al.* (2007), et käitumuslik vastus mürale võib lühiajalise heli puhul tekkida, kui tipp helirõhutase ületab 212 dB re 1 μPa või kui heli ekspositsioonitase on kõrgem kui 171 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{s}$).

Alternatiivne variant oleks kasutada müraallikate kvalitatiivset kirjeldamist – esiteks otsustada milliseid müraallikaid arvestada ja seejärel pakkuda mõistlikud läveväärtused konkreetsetele allikatele.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Kuna puudub piisav informatsioon lühiajaliste helide kumulatiivsete mõjude kohta merekeskkonnas, siis pole hetkel võimalik määrata täpset hea keskkonnaseisundi taseme väärtust.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Vastavad mõõtmised ja uuringud Eesti merealal puuduvad

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Carstensen, J., Henriksen, O.D., Teilmann, J. 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Mar Ecol Prog Ser*, **321**, 295–308.

NRC (National Research Council) 2003. *Ocean noise and marine mammals*. The National Academies Press, Washington, D.C. http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=10564 (04.05.2012)

OSPAR 2009. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. *Biodiversity and Ecosystem Series*, 441.

http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00441_Noise%20Background%20document.pdf (04.05.2012)

Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* **33**, 411–521.

Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen, P. 2009. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *J. Acoust. Soc. Am.* **126**, 11–14.

1. Indikaatori nimetus.

Trend pideva madalsagedusliku müra tasemes
Trends in the low frequent noise level

2. Indikaatori kood.

11.2.1.1.

3. Autor(id)

Aet Meerits, Urmas Lips

4. Indikaatori kirjeldus

Ümbritseva mürataseme pika-ajalised muutused (trend) kolmandiku oktaavriba ulatuses 63 Hz ja 125 Hz kesksagedusel (re 1 μ Pa rms). Hinnatakse keskmise mürataseme jaotust kogu merealal nendel oktaavribadel ühe aasta jooksul ja aastatevahelist muutust (trendi).

5. Indikaatori väärtuste määramise meetodika.

Mürataset tuleks mõõta otse mõõtejaamadest või tuletada mudelist, mida kasutatakse erinevate jaamade mõõtmiste vaheliste alade puhul inter- või ekstrapoleerimiseks.

Soovitatakse mõõtmisi teha suure laevandusmüraga piirkondades (seal tulevad trendid paremini esile). Ulatuslikuma variandina mõõta erineva helimaastikuga paikades. Lisaks suure müraga piirkondadele ka vaiksemates piirkondades. Läänemeres, mis on madalam, on taustmüra tippsagedused kõrgematel tasemetel, kui need etteantud sagedused. Seega tuleks kaaluda mõõtmistesse ja analüüsi lisada kõrgemad sagedusribad (kuni 10 kHz).

Lisaks on veealuse müra hindamisel (modelleerimisel) vajalik hinnata laevaliikluse intensiivsust näiteks HELCOM AIS (*Automatic Identification System*) andmeid (HELCOM 2010; Hatch *et al.* 2008). Hinnatakse teatud tasemest suurema müratasemega ala ulatust ja selle muutust ajas Eesti merealal.

6. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel.

Indikaator on surveteguriks. Pideva madalsagedusliku müra peamiseks allikaks on laevaliiklus, millega seostatav müra jääb üldiselt sagedusvahemikku 10 Hz-st kuni 1 kHz-ni ning mille müratase tekkepunktis väiksemate laevade puhul on 160–180 dB re 1 μ Pa rms @ 1m ja suurte aluste puhul 180–190 dB re 1 μ Pa rms @ 1 m (OSPAR 2009).

7. Taustatingimuste määramise meetodika.

Taustatingimusteks on loodusliku madalsagedusliku müra tase, mida on võimalik määrata erinevates piirkondades inimtegevuse (sh laevaliikluse) puudumise korral. Vajab defineerimist.

8. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika.

Hea keskkonnaseisundi võib määratleda kui teatud piirist kõrgema keskmise müratasemega mereala pindala vähenemine (või mittesuurenemine). Nimetatud piir on vajalik defineerida.

9. Hea Keskkonnaseisundi taseme väärtus

Hetkel on võimatu kindlaks teha sellist taustmüra suurenemist antropogeensetest allikatest, mis põhjustaks merekeskkonna heale keskkonnaseisundile mittevastavaks muutumist. Puuduvad teadmised, millist mõju avaldab suurenenud taustmüra merekeskkonnale.

10. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (hetkeseis).

Eesti merealal vastavad mõõtmised ja hinnangud puuduvad. Läänemeres on hinnatud mõjutatud ala ulatust (kvalitatiivselt, määramata mürataset) arvestades laevaliikluse intensiivsust ja meresporti harrastamist (HELCOM, 2010).

11. Illustratsioonid ja toetavad materjalid.

Puudub.

12. Kasutatud kirjandus.

Hatch, L., Clark, C., Merrick, R., Van Parijs, S., Ponirakis, D., Schwer, K., Thompson, M., Wiley, D. Characterizing the relative contributions of large vessels to total ocean noise fields: a case study using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. *Environmental Management*, **42**, 735–752.

HELCOM 2010. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 125*

OSPAR 2009. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. *Biodiversity and Ecosystem Series*, 441.

http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00441_Noise%20Background%20document.pdf
(10.05.2012)