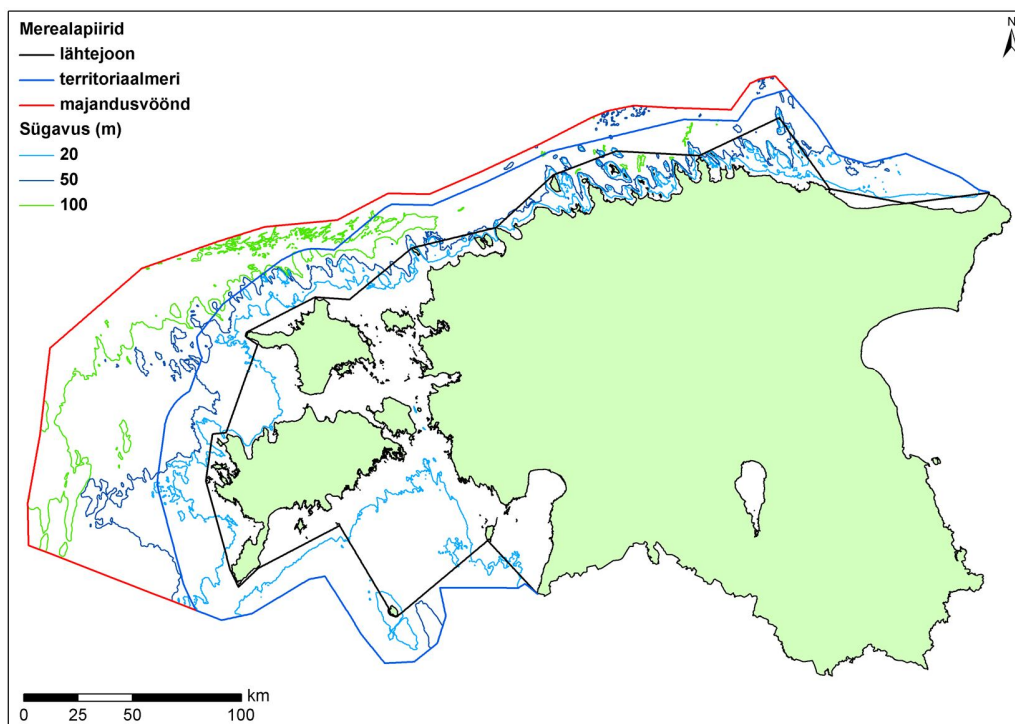


Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine

Aruanne EL-i merestrategia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike
kohustuste täitmiseks



Projekti juht: Georg Martin, PhD

Tallinn, august 2012

SISUKORD

SISUKORD	2
1. ANNOTATSIOON	5
2. SISSEJUHATUS	6
2.1. Eesti mereala seisundi esialgne hindamine (MSRD artikkel 8).....	7
2.2. Eesti mereala ülevaade, G. Martin	8
2.3. Eesti mereala tüpoloogia, G. Martin	10
2.4. MSRD nõuded esialgsele hindamisele, G. Martin	12
2.5. Erinevate EL-i direktiivide ja rahvusvaheliste kokkulepete nõuded merealade seisundi hindamisele, G. Martin	14
3. MEREKESKKONNA OLULISTE PARAMEETRITE SEISUNDI ANALÜÜS (MSRD LISA III TABEL 1)	18
3.1. Füüsikalised ja keemilised omadused	18
3.1.1. Topograafia ja batümeetria, U. Lips, T. Liblik	18
3.1.2. Hüdrograafia – soolsus, tsirkulatsioon ja hoovused, apvellingud, lainetus, veetase ja jääolu, U. Lips, T. Liblik	25
3.1.3. Toitainete ja lahustunud hapniku jaotus, S. Lainela.....	35
3.1.4. pH ja pCO ₂ profiilid, U. Lips, V. Kikas	41
3.1.5. Merevee läbipaistvus, A. Jaanus.....	44
3.2. Elupaigad	48
3.2.1. Merepõhja ja veesamba elupaikade levik, K. Herkül.....	48
3.2.1.1. Merepõhja elupaikade levik	48
3.2.1.2. Veesamba elupaikade levik.....	56
3.2.2. Väärtuslikud elupaigatüübid (loodusdirektiivi lisa I), K. Herkül.....	58
3.2.3. Erilise tähtsusega elupaigad, K. Herkül	63
3.3. Bioloogilised parameetrid	65
3.3.1. Domineerivad merepõhja ja veesamba elupaikadega seotud kooslused.....	65
3.3.1.1. Pelaagilised kooslused, H. Ojaveer, J. Kotta, G. Martin	65
3.3.1.2. Merepõhja kooslused, H. Ojaveer, J. Kotta, G. Martin	66
3.3.2. Füto- ja Zooplankton	70
3.3.2.1. Fütoplankton, A. Jaanus.....	70
3.3.2.2. Zooplankton, A. Põllumäe.....	75

3.3.3. Merepõhja suurtaimestik, K. Torn, G. Martin	78
3.3.4. Merepõhja loomastik, I. Kotta	81
3.3.5. Kalastik, A. Albert, H. Ojaveer.....	86
3.3.6. Mereimetajad, I. Jüssi.....	90
3.3.6.1. Hallhüljes.....	90
3.3.6.2. Viigerhüljes.....	95
3.3.7. Merelinnud, A. Kuresoo	97
3.3.7.1. Sissejuhatus.....	97
3.3.7.2. Merelindude uurimismeetodid ja seisundi hindamise allikad	97
3.3.7.3. Merelindude seisundi esialgsed hinnangud (MSRD).....	100
3.3.8. Tulnukliigid, H. Ojaveer, J. Kotta	106
3.4. Muud näitajad	112
3.4.1. Ohtlikud ained, M. Simm, O. Roots.....	112
4. TÄHTSAMATE SURVETEGURITE JA MÕJUDE ANALÜÜS (MSRD LISA III TABEL 2)	116
4.1. Füüsiline kadu.....	116
4.1.1. Katmine	116
4.1.2. Blokeerimine, S. Suuroja.....	117
4.2. Füüsiline kahju.....	121
4.2.1. Muutused mudastumises	121
4.2.2. Abrasioon, S. Suuroja.....	122
4.2.3. Valikuline eemaldamine, S. Suuroja	123
4.3. Muud füüsilised häiringud	129
4.3.1. Veealune müra, A. Meerits, U. Lips	129
4.3.2. Mereprügi, M. Uihoaed, U. Lips.....	134
4.3.3. Mõjud, U. Lips, A. Meerits, M. Uihoaed	138
4.4. Häired hüdroloogilistes protsessides, U. Lips	140
4.4.1. Olulised muudatused termaalrežiimis, U. Lips.....	142
4.4.2. Olulised muudatused soolsusrežiimis, U. Lips.....	142
4.4.3. Mõjud, U. Lips	143
4.5. Saastumine ohtlike ainetega, O. Roots.....	144
4.5.1. Sünteetiliste ühendite ja bioloogiliselt aktiivsete ainete juhtimine merre, O. Roots	148
4.5.2. Mittesünteetiliste ainete ja ühendite juhtimine merre, O. Roots.....	152
4.5.3. Radionukliidide juhtimine merre, E. Realo	154
4.5.4. Mõjud, E. Realo	157
4.5.5. Muudest EL-i nõuetest tulenev seisundi hindamine, E. Realo.....	158
4.6. Ainete süstemaatiline ja/või tahtlik keskkonda viimine	160

4.6.1. Tahked ained, H. Ojaveer	160
4.6.2. Vedelas olekus ained	162
4.6.3. Gaasilises olekus ained,	163
4.7. Merevee rikastumine toitainetega ja orgaaniliste ainetega, J. Kotta, G. Martin	164
4.7.1. Väetiste ja muude lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmed, J. Kotta, G. Martin	165
4.7.2. Orgaanilise aine heitmed, J. Kotta, G. Martin	171
4.7.3. Mõjud, J. Kotta, G. Martin	174
4.7.4. Muudest EL nõuetest tulenev seisundi hindamine, J. Kotta, G. Martin	178
4.8. Bioloogilised häired	179
4.8.1. Mikroobsete patogeenide juhtimine veekokku, K. Künnis-Beres	179
4.8.2. Võõrliikide sissetoomine, H. Ojaveer	182
4.8.3. Liikide selektiivne väljapüük, sealhulgas mittesihthulga juhuslik väljapüük, A. Albert, H. Ojaveer	185
4.8.4. Mõjud, H. Ojaveer, K. Künnis-Beres	189
4.8.5. Muudest EL nõuetest tulenev seisundi hindamine, H. Ojaveer	195
4.9. Kumulatiivsed ja sünergeetilised mõjud, H. Ojaveer, G. Martin	197
5. KOKKUVÕTE	199
6. SÕNASTIK	206
7. KASUTATUD KIRJANDUS	215

1. ANNOTATSIOON

Käesolev aruanne sisaldab olemasoleva informatsiooni sünteesi Eesti jurisdiktsiooni all oleva mereala keskkonnaseisundi kohta. Aruanne on koostatud lähtuvalt EL-i merestrateegia raamdirektiivi (2008/56/EÜ) artikkel 8 nõuetest. Aruande eesmärk on anda ülevaade Eesti mereala keskkonnaseisundist ja seda mõjutavatest surveteguritest.

Aruanne on üles ehitatud vastavalt MSRD lisa III tabel 1 ja tabel 2 ära toodud merekeskkonna tähtsamate komponentide ja survetegurite loendile. Sama põhimõtet on kasutatud ka meie naaberriikide sarnaste aruannete koostamisel ning selline ülesehitus annab võimaluse vastastikku hinnata nõutud teemade käsitlemise täiuslikkust.

Aruande koostamisel on kasutatud kogu Eestis olemasolevat avalikku infot nii riiklike seireprogrammide aruannete, andmebaaside kui ka muude avalike allikate näol. Aruande koostamiseks olnud lühikese aja tõttu on piiratud vaid olemasolevate ja kättesaadavate materjalide analüüsiga ning uusi uuringuid ega inventuure selle aruande koostamiseks ei teostatud. Aruande koostamisel osalesid eksperdid Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudist (TÜ EMI), Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituudist (TTÜ MSI), Eesti Maaülikoolist, Tallinna Ülikoolist, Keskkonnaameti kiirgusosakonnast (endine Kiirguskeskus), OÜ Eesti Geoloogiakeskusest (EGK), Eesti Keskkonnauuringute Keskusest (EKUK), Säästva Eesti Instituut, Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskusest (SEIT), Balti Keskkonnafoorumist (BEF). Kokku 28 eksperti.

2. SISSEJUHATUS

Läänemeri on üks maailmas kõige tugevama inimõju all olev meri. Oma geomorfoloogiliste iseärasuste tõttu on Läänemere võime tasandada inimtegevusest ja muudest teguritest tulenevaid negatiivseid survetegureid üsna piiratud. Läänemere keskkonnaseisundi pärast tunnevad muret kõik Läänemere ääres elavad rahvad ja seetõttu on Läänemere piirkond juba pikemat aega keskkonnakaitselisest aspektist üks intensiivseima rahvusvahelise koostööga piirkondi. Esimeseks sammuks Läänemere tervise eest hoolitsemisel on adekvaatne diagnoos ehk Läänemere keskkonnaseisundi hinnang. Siiani on merekeskkonna tervist hinnatud kas erinevate või üksikute parameetrite kaupa, enamasti rannäärsetele merepiirkondadele keskendudes. Kaasaegne arusaamine merekeskkonna seisundi hindamisest sisaldab kompleksset integreeritud lähenemist, kus ühtemoodi peavad olema hinnatud nii merekeskkonna seisundit iseloomustavad parameetrid ja tunnused kui ka seda keskkonnaseisundit mõjutavad looduslikud ja inimtekkelised mõjurid.

Käesoleva aruande eesmärgiks on koostada hetkeseisu ülevaade Eesti jurisdiktsiooni all oleva mereala seisundist ja seda mõjutavatest surveteguritest, kasutades rahvusvaheliselt aktsepteeritud meetodikat ja lähenemist. Aruanne on esimene kolmest sarnasest tööst, mis peaks 2012. aasta suveks võimaldama Eesti riigil täita EL-i merestrategie raamdirektiivi poolt kehtestatud nõudmised.

EL-i merestrategie raamdirektiiv (edaspidi MSRD) sätestab artiklis 1 eesmärgi saavutada ja säilitada merekeskkonna hea seisund aastaks 2020. Selleks näeb direktiiv ette rea erinevaid tegevusi ja meetmeid, millest 15. juuliks 2012 peavad olema täidetud järgmised:

- a) Koostatud riikide jurisdiktsiooni all olevate merealade (sisemeri, territoriaalmeri ja majandusvöönd) keskkonnaseisundi esialgne hindamine (ingl *Initial Assessment, IA*), mis sisaldab merekeskkonna erinevate bioloogiliste ja füüsikaliste komponentide ning inimõju survetegurite seisundi kirjeldust (nõuded kirjeldatud MSRD artiklis 8);
- b) Määratud head keskkonnaseisundit (ingl *Good Environmental Status, GES*, eesti HKS) iseloomustavad bioloogilised ja füüsikalised-keemilised parameetrid ja nende vastavad tasemed (nõuded kirjeldatud MSRD artiklis 9 ja hea keskkonnaseisundi tunnused (ingl *Descriptors*) toodud direktiivi lisas I);
- c) Kehtestatud keskkonnasihtide ja nendega seotud indikaatorite kompleks (ingl *Environmental Targets*; nõuded kirjeldatud artiklis 10).

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

Georg Martin, Jonne Kotta, Henn Ojaveer, Kristjan Herkül, Kaire Torn, Ilmar Kotta, Andres Jaanus, Arno Põllumäe, Mart Simm, Ott Roots, Silvie Lainela, Anu Albert, Kristina Tiivel, Agnes Villmann, Enn Realo, Ivar Jüssi, Sten Suuroja, Tea Nõmmann, Aljona Karlõševa, Valdur

Lahtvee, Urmas Lips, Mairi Uiboaed, Aet Meerits, Taavi Liblik, Villu Kikas, Merle Kuris, Andres Kuresoo, Leho Luigujõe.

2.1. Eesti mereala seisundi esialgne hindamine (MSRD artikkel 8)

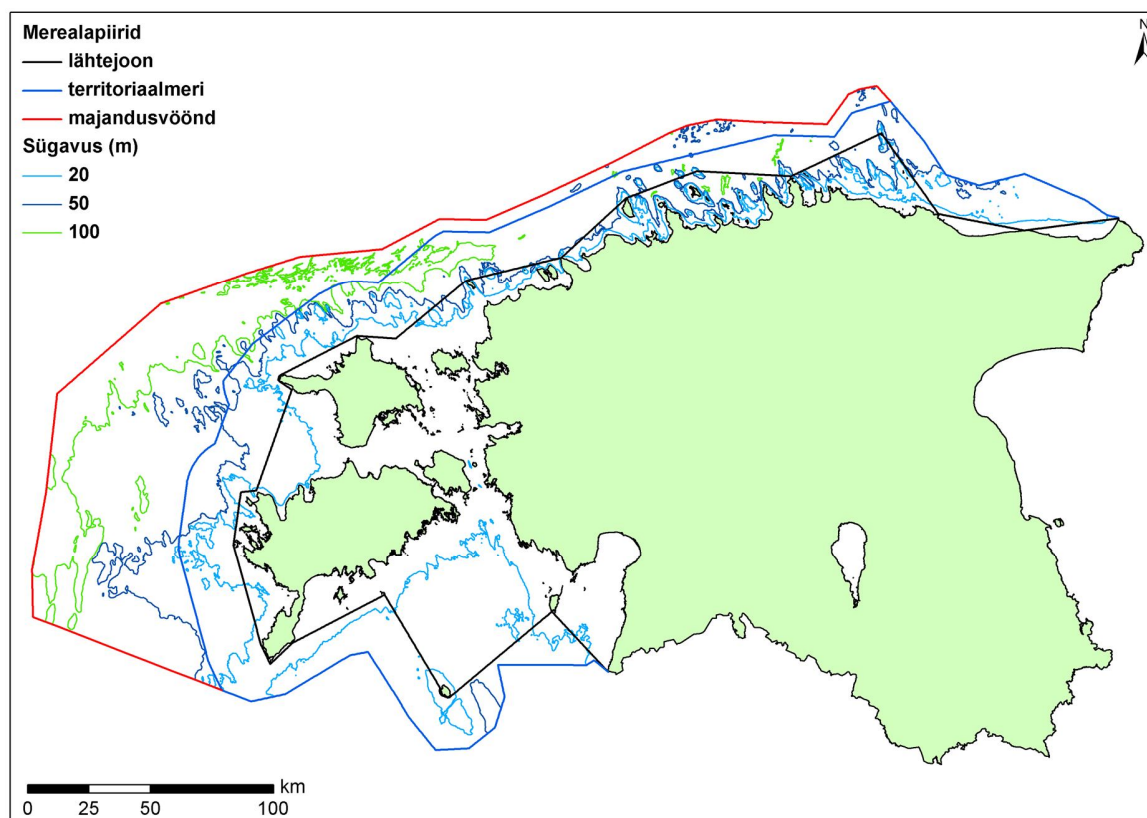
Eesti mereala seisundi esialgne hindamine viiakse läbi vastavalt EL-i MSRD artikkel 8 nõuetele. Protsess on üheks osaks mereala seisundi hindamise, hea keskkonnaseisundi määratlemise ja põhjendatud keskkonnasihtide seadmise kompleksist. Kõiki kolme osa tuleb vaadelda süsteemselt ja järgnevate aruande osade valmimine on tihedas seoses käesolevas aruandes äratoodud informatsiooniga.

MSRD sätestab vajaduse koordineerida artiklite 8, 9 ja 10 aruannete koostamise protsessi ja tulemusi ühes merepiirkonnas (antud juhul Läänemeri) asuvate liikmesriikide vahel. Rahvusvaheliselt saab koordineerida ja kooskõlastada eelkõige tegevusi artiklite 9 ja 10 osas, samas artikkel 8 aruande struktuur ja sisu sõltuvad eelkõige konkreetse liikmesriigi olukorrast ja andmete kättesaadavusest. Käesoleva aruande koostamisel arvestati Läänemere piirkonnas teiste liikmesriikide poolt tehtava tööga ning aruande sisukorra kujundamisel võeti eeskujuks Saksamaal valminud analoogse aruande. Sama põhimõtet on järginud ka Soome ja Läti oma vastavate aruannete koostamisel.

2.2. Eesti mereala ülevaade, G. Martin

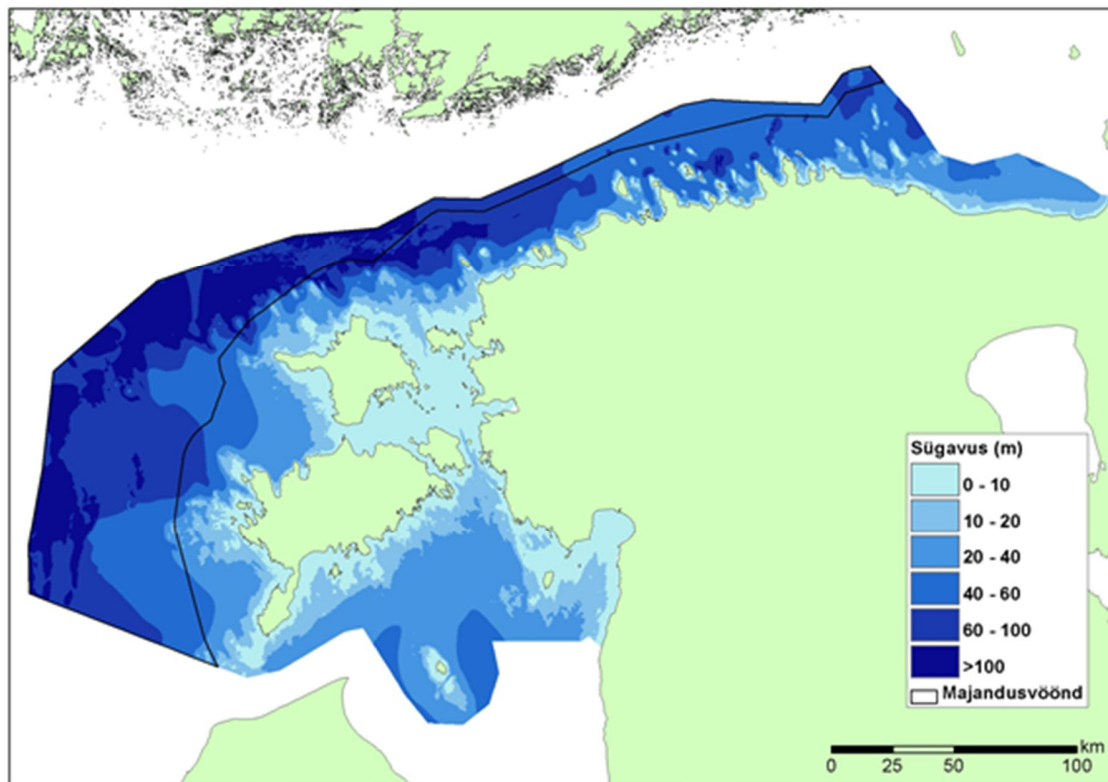
Eesti jurisdiktsiooni alla jääv mereala asub Läänemere kirdeosas ja koosneb kolme Läänemere suurema basseini osadest: Soome laht, Liivi laht, Läänemere avaosa ja Lääne-Eesti saarestiku piirkonda jääv Väinameri.

Vastavalt merealapiiride seadusele (Riigiteataja, 1993) on Eesti mereala jagatud kolmeks: sisemeri, territoriaalmeri ja majandusvöönd. Sisemeri on mereala osa, mis asub territoriaalmeri lähtejoone ja ranniku vahel ning territoriaalmeri lähtejoon on mõtteline joon, mis ühendab omavahel maismaa, saarte, laidude, kaljude ja veest väljaulatuvate üksikute kivide rannikust kõige kaugemal asuvaid punkte. Territoriaalmeri on sisemerega külgnev mereala osa, mille laius on 12 meremiili (joonis 2.2.1). Majandusvöönd on väljaspool territoriaalmeri asuv ja viimasega külgnev mereala osa, mille piirid on kindlaks määratud Eesti Vabariigi ja naaberriikide vaheliste lepingutega (joonis 2.2.1). Kogu Eesti mereala pindala on kokku ligikaudu 36 500 km², millest majandusvöönd moodustab peaaegu ühe kolmandiku.



Joonis 2.2.1. Eesti jurisdiktsiooni all oleva mereala jaotus.

Eesti majandusvööndi pindala on ligikaudu 11 300 km². Suurim majandusvööndi osa asub ava-Läänemeres, kus vööndi põhja-lõunasuunaline ulatus on ca 170 km ja ida-läänesuunaline ulatus kuni ca 70 km. Soome lahes on majandusvöönd palju kitsam – ca 6–12 km (joonis 2.2.1). Võrreldes territoriaalmerega on majandusvööndi meri tunduvalt sügavam. Kui territoriaalmere keskmine sügavus on ligikaudu 30 m, siis majandusvööndi keskmine sügavus on ligikaudu 81 m (joonis 2.2.2). Majandusvööndi sügavuse miinimum on ca 20 m ja see välistab enamiku taimeliikide leviku majandusvööndis. Paraku puudub kõrge kvaliteediga sügavusandmestik kogu Eesti mereala kohta ja seetõttu võivad tegelikud sügavused erineda siintoodetest. Sarnaselt sügavusele puudub kõrge kvaliteediga andmestik ka teiste keskkonnamuutujate kohta ning seetõttu on igasugused uuringud majandusvööndis ja teistes väheuuritud mereala piirkondades väga olulised info kogumiseks nii eluta kui ka eluslooduse kohta.

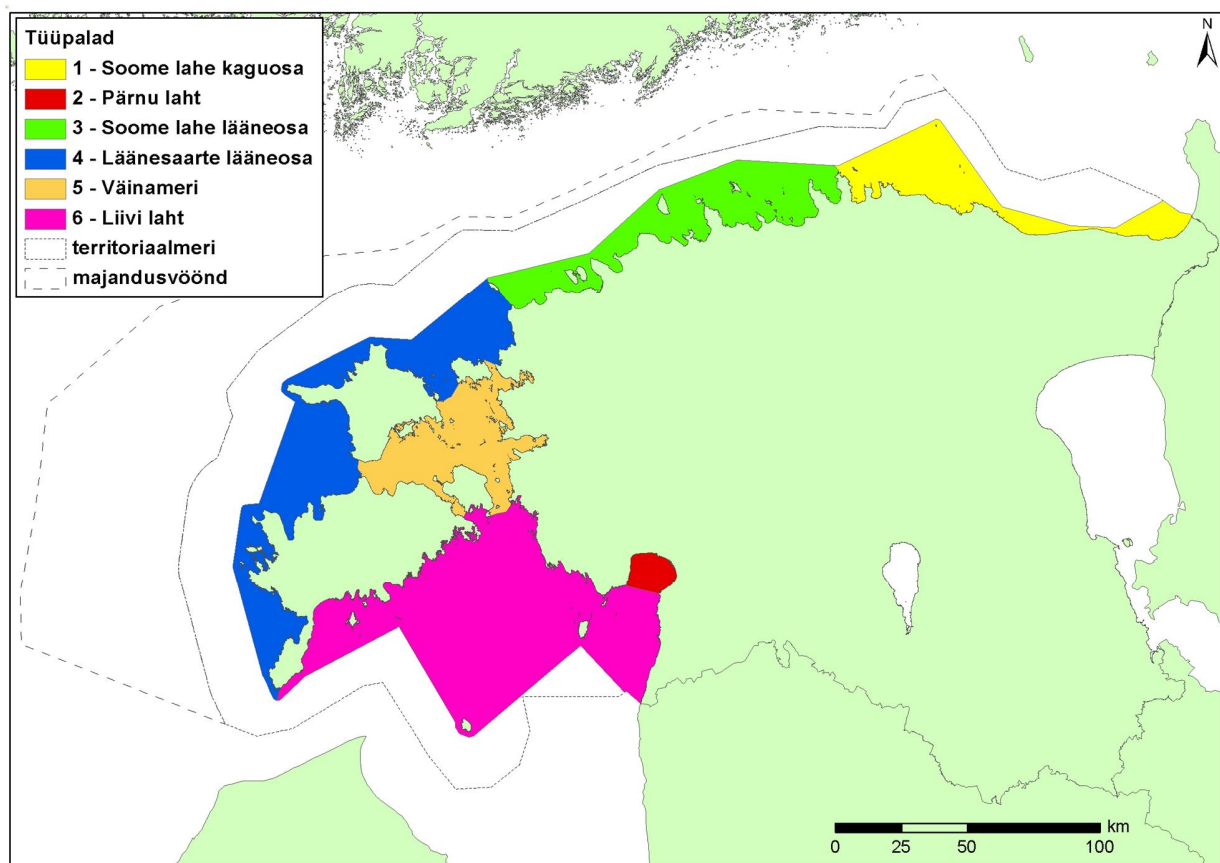


Joonis 2.2.2. Eesti mereala sügavusjaotus.

2.3. Eesti mereala tüpoloogia, G. Martin

Mereala tüpoloogia all mõeldakse mereala jagamist teatud looduslike omaduste poolest homogeensetesse üksustesse, mida oleks võimalik iseloomustada teatud keskkonnaparameetrite kompleksi kaudu.

Eesti mereala jaoks on varasemalt koostatud tüpoloogia rannikuveekogumite iseloomustamiseks ja tüübispetsiifilise merekeskkonna ökoloogilise seisundi klassifikatsiooniks väljatöötamiseks. Olemasolev tüpoloogia hõlmab mereala rannajoonest kuni 1 meremiili kaugusele väljaspool lähtejoont (see on EL-i veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) rakendusala merealal).



Joonis 2.3.1. Eesti mereala jaoks seni kasutusel olev tüpoloogia (tüpoloogia väljatöötatud rannikuvee jaoks).

Senine tüpoloogia ei hõlma mereala väljaspool 1 meremiili tsooni lähtejoonest (rannikuveest). Territoriaalmeri ja majandusvööndi jaoks pole käesoleva töö koostamise hetkeks tüpoloogia

ettepanekuid tehtud (seda tegelikult ei nõua ka MSRD ise). Käesoleva aruande kontekstis ei jagata Eesti mereala erinevateks osadeks ja käsitletakse kogu informatsiooni üldistatult, vajadusel keskendudes teatud huvipiirkondadele.

Rannikuveest väljapoole jäävate merealade tüpologia loomise vajadus tuleb arutusele MSRD artikkel 9 aruande koostamisel.

2.4. MSRD nõuded esialgsele hindamisele, G. Martin

Vastavalt MSRD-le on riiklike merestrateegiate ettevalmistamise käigus (ettevalmistavas etapis) vaja läbi viia merealade seisundi esialgne hindamine. Selle jaoks sätestab direktiiv üldise protseduurilise raamistiku, mis määrab selle protseduuriga seotud tegevuste üldised põhimõtted ja suunised.

MSRD artikkel 8:

1. Võttes arvesse kättesaadavaid olemasolevaid andmeid, teevad liikmesriigid igas merepiirkonnas või allpiirkonnas oma mereakvatooriumi esialgse hindamise, mis seisneb järgmises:

a) selle akvatooriumi oluliste iseärasuste ja parameetrite ning praeguse keskkonnaseisundi analüüs, mis põhineb III lisa tabelis 1 toodud elementide soovituslikul nimekirjal ning hõlmab füüsikalisi ja keemilisi omadusi, elupaigatüüpe, bioloogilisi omadusi ja hüdro-morfoloogiat;

b) selle akvatooriumi keskkonnaseisundile osaks saavate survetegurite ja mõju, sealhulgas inimtegevuse analüüs, mis

i) põhineb III lisa tabelis 2 toodud elementide soovituslikel nimekirjadel ning hõlmab mitmesuguste survetegurite kvalitatiivset ja kvantitatiivset kogumit, samuti tuvastatavaid suundumusi;

ii) hõlmab peamisi kumulatiivseid mõjusid ja mõjude koostoimet

ning

iii) võtab arvesse asjaomaseid hinnanguid, mis on valminud kooskõlas kehtivate ühenduse õigusaktidega;

c) akvatooriumi kasutamise ja merekeskkonna olukorra halvenemisega kaasnevate kulude majanduslik ja sotsiaalne analüüs.

2. Lõikes 1 nimetatud analüüsides võetakse arvesse kehtivate ühenduse õigusaktide, eriti direktiivi 2000/60/EÜ vastavate sätetega reguleeritud ranniku-, ülemineku- ja territoriaalvetega seotud elemente. Liikmesriigid võtavad samuti arvesse või kasutavad alusena muid asjakohaseid hindamisi, näiteks piirkondlike merekonventsioonide raames ühiselt tehtud hindamisi, et anda merekeskkonna seisundile igakülgne hinnang.

3. Vastavalt lõikele 1 püüavad hindamisi ettevalmistavad liikmesriigid vastavalt artiklitele 5 ja 6 läbi viidava koordineerimise teel tagada, et

- a) merepiirkonna või allpiirkonna hindamise meetodid oleksid omavahel kooskõlas;
- b) võetakse arvesse piiriüleseid mõjusid ja piiriüleseid iseärasusi.

2.5. Erinevate EL-i direktiivide ja rahvusvaheliste kokkulepete nõuded merealade seisundi hindamisele, G. Martin

Merealade keskkonnaseisundi ja inimõju ulatuse hindamist ja kirjeldamist nõuavad mitmed erinevad rahvusvahelised kokkulepped ja EL-i direktiivid.

EL-i veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ).

EL-i veepoliitika raamdirektiivi (VRD) järgi teostatakse pinnaveekogude (k.a rannikuvesi) ökoloogilise seisundi hindamist iga kuue aasta järel. 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 füüsikalisi-keemilisi parameetreid piisava sagedusega, mis võimaldab 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 seiretsükli põhjal veekogumi seisundit. Nii on seiretegevus jagatud aastate vahel ja igal aastal ühes veekogus teostatud seire ei pruugi hõlmata kõiki kvaliteedielemente.

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ, loodusliku linnustiku kaitse kohta (Euroopa Nõukogu direktiivi 79/409/EMÜ kodifitseeritud versioon).

Euroopa Ühenduste Nõukogu võttis linnudirektiivi (Euroopa Nõukogu direktiiv 79/409/EMÜ) vastu 1979. a. Praegu kehtib direktiivi kodifitseeritud versioon, mis võeti vastu 2009. aastal (Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ). (http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/birdsdirective/index_en.htm).

1975. a käivitas Euroopa Parlament kaitsemeetmete rakendamise lindude suhtes Euroopa tasemel. Euroopa Komisjoni selleaegsete uurimuste põhjal selgus, et neljasajast linnuliigist rohkem kui poolte arvukus langes. Viiskümmend kaheksa liiki klassifitseeriti ohustatud liikidena. Nimetatud uurimuse tulemusena koostas Euroopa Komisjon direktiivi eelnõu loodusliku linnustiku ja nende elupaikade kaitseks. Kolm aastat hiljem kiitis Ministrite Nõukogu nimetatud direktiivi ühehäälselt heaks. Direktiiv sätestab looduslikult esinevate linnuliikide kaitsmise, majandamise ja seire. Kogu Euroopa loodusliku linnustiku, linnunurade 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:

- linnualade 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.

Linnudirektiivi artikkel 12 sätestab liikmesriikidele aruandluskohustuse direktiivi täitmise kohta iga kolme aasta tagant (alates 1981. aastast). 2012. aastal otsustati ühtlustada linnu- ja loodusdirektiivi aruandlusformaati, st alates 2013. a aruandlusest kehtib linnudirektiivi osas uus aruandlusvorm ja edaspidi muudetakse ka aruandlusperiood sarnaselt loodusdirektiiviga 6-aastaseks.

Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta.

Loodusdirektiiv sätestati kolmteist aastat peale linnudirektiivi kinnitamist (http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/index_en.htm). Loodusdirektiivi loomise põhjuseks oli looduslike elupaikade järsk vähenemine ja paljude taime- ning loomaliikide eksisteerimise ohtusattumine. Loodusdirektiivi eesmärgiks on loodusliku taimestiku ja loomastiku ning Ühenduse tähtsusega elupaikade kaitse. Direktiiv määratleb Ühenduse tähtsusega elupaigatüübid ja liigid ning nõuab liikmesriikidelt meetmete võtmist nende soodsa seisundi saavutamiseks või säilitamiseks.

Mõlemad direktiivid täiendavad teineteist ja hõlmavad koos peaaegu kogu looduskaitse valdkonna. Loodusdirektiivis arendatakse edasi linnudirektiivi sätet alade terviklikkusest. Veelgi tugevamalt rõhutatakse sidusa ökoloogilise võrgustiku loomise vajadust. Sarnaselt linnudirektiiviga sätestab loodusdirektiiv kaitsealade määratlemise kohustuse. Niisuguseid kaitsealasid nimetatakse Ühenduse tähtsusega aladeks. Linnudirektiivi linnualad ja loodusdirektiivi Ühenduse tähtsusega alad (loodusalad) moodustavad Natura 2000 võrgustiku. Nimetatud võrgustik võimaldab ära hoida liike ähvardavat suurimat ohtu: elupaiga killustumist. Loodusdirektiivi alusel kaitstavad alad võivad kattuda linnudirektiivi sätete põhjal kaitstavate aladega.

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.

HELCOM-i Läänemere tegevuskava.

2007. aastal võeti vastu Läänemere piirkonna merekeskkonna kaitse konventsiooni rakendamiseks loodud HELCOM-i Läänemere tegevuskava (HELCOM Baltic Sea Action Plan), mille Eesti rakendusplaan kinnitati aastal 2008 (<http://www.envir.ee/882607>).

MSRD sätestab:

...direktiiv peaks aitama kaasa Ühenduse ja liikmesriikide nende kohustuste täitmisele, mis tulenevad mitmetest asjaomastest rahvusvahelistest lepingutest, millega nad on võtnud endale olulisi kohustusi seoses merekeskkonna kaitsmisega reostuse eest: Läänemere piirkonna merekeskkonna kaitse konventsioon, mis kiideti heaks Nõukogu otsusega 94/157/EÜ...

Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon.

Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (ka Rio konventsioon) on [1992.](#) aastal [Rio de Janeiros](#) allkirjastatud [rahvusvaheline lepe](#) looduse [mitmekesisuse](#) säilitamiseks, selle osiste jätkusuutlikuks kasutamiseks ning geneetiliste ressursside kasutamisest saadava tulu õiglaseks ja võrdseks jagamiseks. Eesti kirjutas konventsioonile alla 1992. a. Riigikogu ratifitseeris konventsiooni 11. mail 1994. a. ja kinnitati see presidendi poolt 26. mail 1994 (<http://www.envir.ee/1091400>).

MSRD sätestab:

...Samuti peaks käesolev direktiiv toetama bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni kontekstis tugevalt omaks võetud seisukohti bioloogilise mitmekesisuse kadumise pidurdamise, merede bioloogilist mitmekesisust säilitava ja säästva kasutamise tagamise ja merekaitsealade ülemaailmse võrgustiku loomise suhtes aastaks 2012. Lisaks peaks see aitama kaasa bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni osaliste seitsmenda konverentsi eesmärkide saavutamisele; kõnealune konverents võttis vastu üksikasjaliku merede ja rannikualade bioloogilise mitmekesisuse tööprogrammi, mis sisaldab arvukaid eesmärke, sihte ja tegevusi ja mille eesmärk on peatada riikides, piirkondades ja kogu maailmas bioloogilise mitmekesisuse kadumine ning kindlustada mereökosüsteemi võime toetada kaupade ja teenustega varustamist, ning kaitsealade tööprogrammi, mille eesmärk on kehtestada ja hallata merekaitsealade iseloomulikke ökosüsteeme aastaks 2012. Sellele protsessile aitab oluliselt kaasa liikmesriikide kohustus määrata linnudirektiivi ja loodusdirektiivi alusel kindlaks Natura 2000 alad.

ÜRO mereõiguse konventsioon UNCLOS.

ÜRO Mereõiguse konventsioon (UNCLOS) reguleerib ookeanide kasutamist ja hõlvamist. UNCLOS kohustab ka kõiki rannikul asuvaid riike kaitsma merekeskkonda (UNCLOS artikkel 192, XII osa, Merekeskkonna kaitse ja säilitamine).

(http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_convention.htm)

MSRD sätestab:

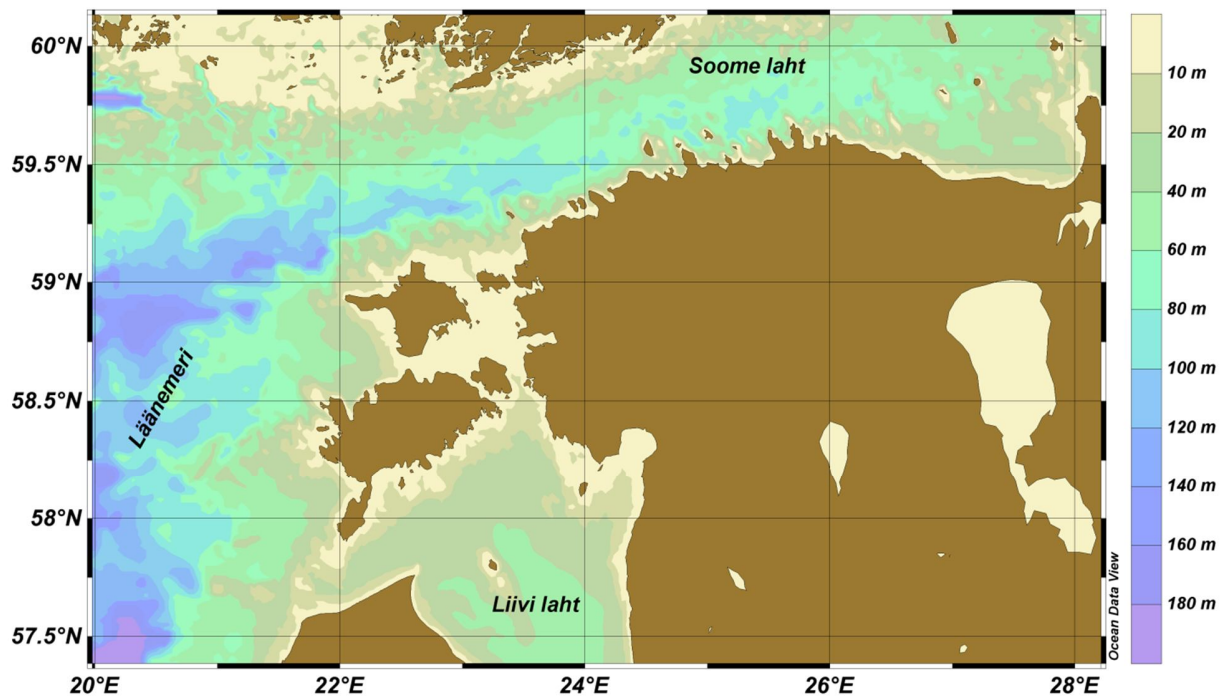
Ühendus ja liikmesriigid on Nõukogu 23. märtsi 1998. aasta otsusega 98/392/EÜ (mis käsitleb 10. detsembri 1982. aasta Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni mereõiguse konventsiooni ja selle XI osa rakendamist käsitleva 28. juuli 1994. aasta lepingu sõlmimist Euroopa Ühenduse poolt) (1) heaks kiidetud ÜRO mereõiguse konventsiooni (UNCLOS) osalised. Käesolevas direktiivis tuleks seepärast täiel määral arvesse võtta nendest lepingutest tulenevaid Ühenduse ja liikmesriikide kohustusi. Lisaks osaliste mereakvatooriumitele kohaldatavatele sätetele sisaldab UNCLOS ka üldiseid kohustusi eesmärgiga tagada, et osalise kontrolli või jurisdiktsiooni all toimuv tegevus ei tekita tema mereakvatooriumist kaugemale ulatuvat kahju, ning hoida ära kahju või ohu edasikandumine ühest piirkonnast teise või ühte tüüpi saastumise muutumise teiseks.

3. MEREKESKKONNA OLULISTE PARAMETRITE SEISUNDI ANALÜÜS (MSRD LISA III TABEL 1)

3.1. Füüsilised ja keemilised omadused

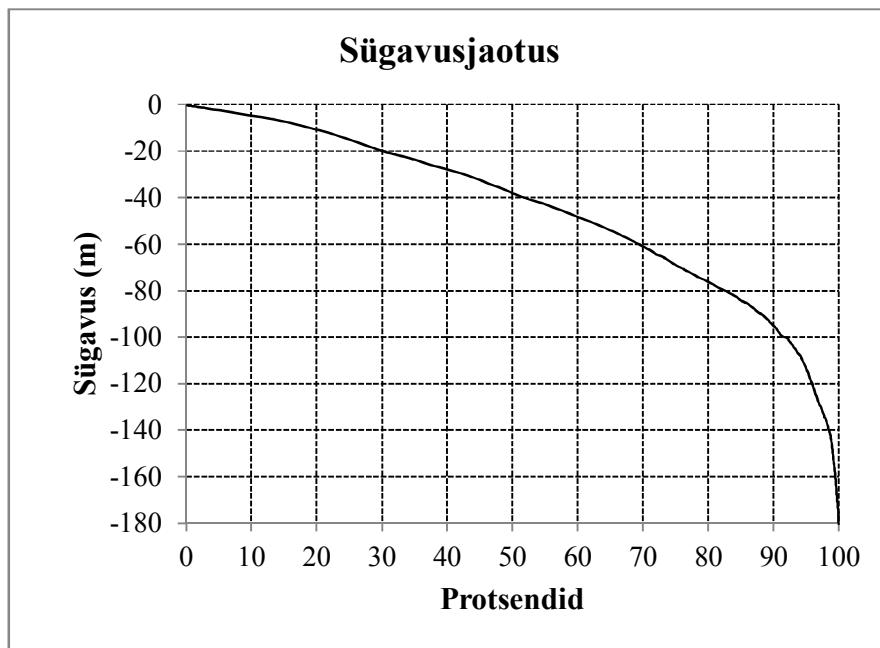
3.1.1. Topograafia ja batümeetria, U. Lips, T. Liblik

Eesti mereala on jaotunud kolme Läänemere alampiirkonna vahel – Soome laht, Liivi laht ja Läänemere avaosa, mille piires nii rannajoon kui ka sügavusjaotus oluliselt varieeruvad (joonis 3.1). VRD rakendamisel kehtestatud rannikumere tüüpalade kaupa (laiendades neid ka ülejäänud territoriaalmerele ja majandusvööndile) on Eesti mereala rannajoon ja batümeetria järgmised: Soome lahe kaguosas (Narva lahes) on rannajoon liigendamata ja mere sügavus jääb valdavalt vahemikku 20–40 meetrit. Soome lahe lääneosas on rannajoon liigendatud, esineb hulgaliselt saari, millest suuremad on Naissaar, Väike-Pakri, Suur-Pakri, Prangli, Osmussaar ja Aegna. Meri on suhteliselt sügav, põhjatopograafias vahelduvad madalad alad sügavamate piirkondadega (sügavustega üle 100 m). Rannikuveest väljapoole jääv territoriaalmeri ja majandusvöönd on peamiselt sügavusega üle 60 m. Väinameri on Eesti rannikumere tüüpaladest madalaim (koos Pärnu lahega, sügavus valdavalt alla 10 m) ja väga suure hulga saarte ning laidudega piirkond, mis piirneb Eesti mandrialaga ja Eesti suuremate saartega – Saaremaa, Hiiumaa, Muhu ja Vormsi.



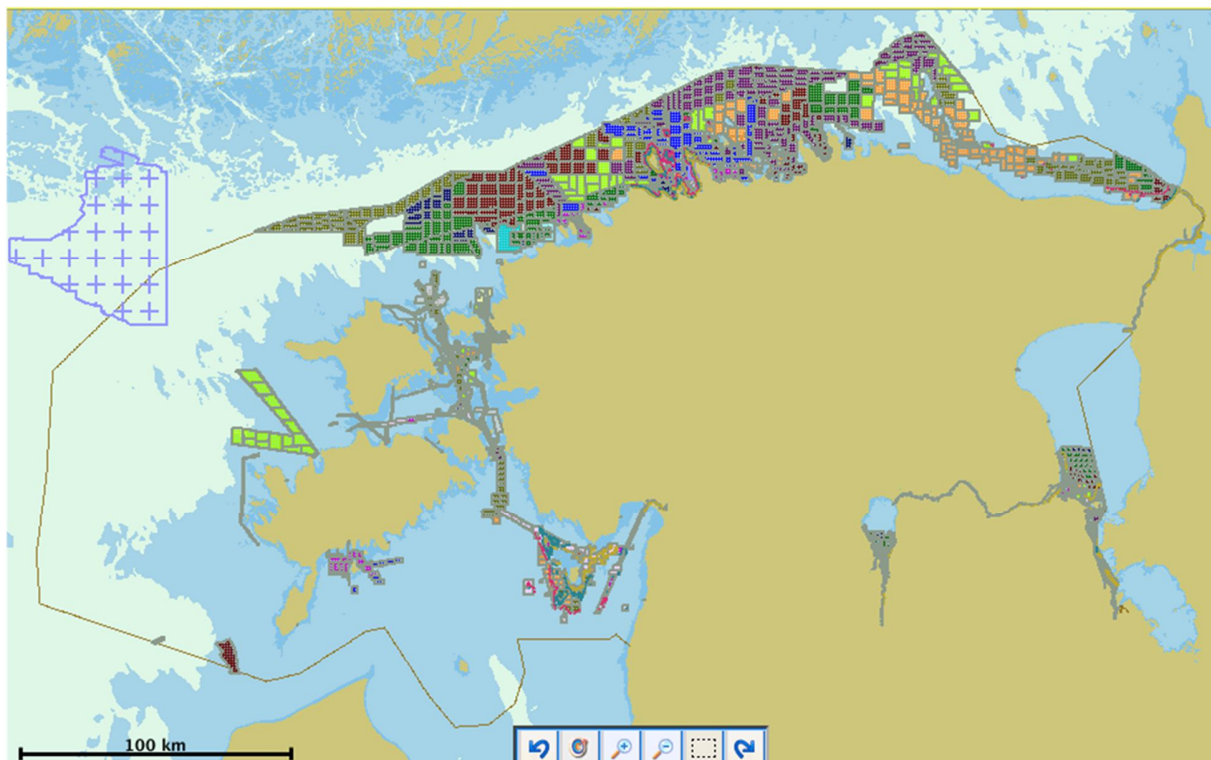
Joonis 3.1.1.1. Eesti mereala sügavusjaotus (Läänemere Uuringute Instituudi, Warnemünde (IOW) sügavusandmete põhjal (Seifert et al., 2001); kasutatud Ocean Data View tarkvara (Shlitzer, 2010)).

Läänesaarte avameri on liigendatud rannajoonega (piirneb Lääne-Eesti saartega), rannikumere ulatuses sügavusega peamiselt 10–40 m, kuid sellest väljapoole jäävas territoriaalmeres ja majandusvööndis suurimate sügavustega Eesti merealal. Meri on väga vahelduva põhjareljeefiga. Kogu Eesti mereala maksimaalse sügavusega koht asub Hiiumaast läänes Eesti majandusvööndi piiril. Liivi laht on liigendatud rannajoonega põhjas ja liigendamata rannajoonega idas. Piirnedes Saaremaa ja Muhu saarega põhjas, on selles piirkonnas suurimad saared Kihnu, Ruhnu ja Abruca. Mere sügavus on suuremas osas madalam kui 30 m, kuid lahe keskosas ulatub sügavus üle 50 m. Pärnu laht on suhteliselt väike ja madal (alla 10 m) Eesti rannikumere osa.



Joonis 3.1.1.2. Eesti merealade hüpsograafiline kõver Läänemere Uuringute Instituudi, Warnemünde (IOW) sügavusandmete põhjal (Seifert et al., 2001).

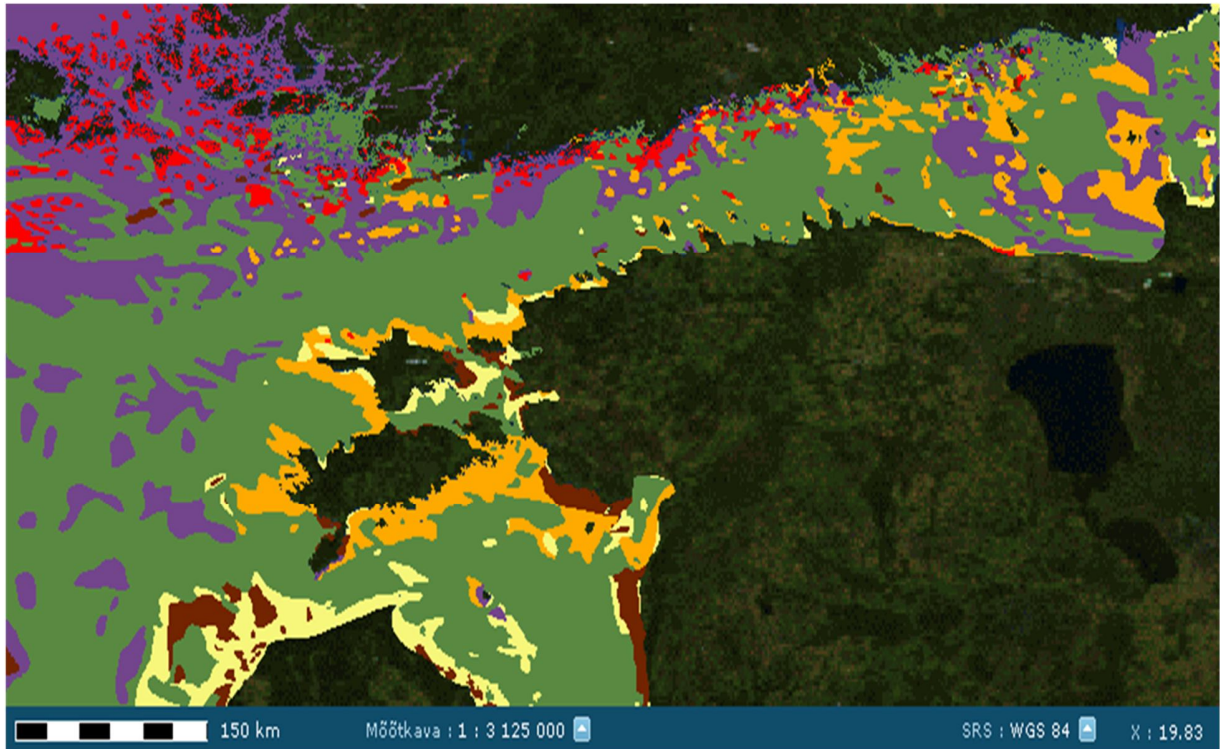
Üldistatult iseloomustab Eesti mereala sügavusjaotust hüpsograafiline kõver (joonis 3.1.1.2), mis näitab, kui suur osa merealast (protsentides) on teatud sügavusest madalam. Eesti mereala sügavus varieerub vahemikus 0 kuni 180 meetrit. Koostatud hüpsograafilise kõvera kohaselt on Eesti merealast 18,2% madalam kui 10 m, 68,9% madalam kui 60 m ja üle 100 m sügavusi alasid on 8,9%. Sellest järeldub, et ligikaudu 20% Eesti merealast on nii madal, et peaks olema enamuse ajast läbisegunenud pinnast põhjani, 50% Eesti merealast on ajutiselt stratifitseeritud (kihistunud) ja ligi 30% merealast on sügavusega üle 60 m, mis võimaldab halokliini olemasolu, st et selles osas on veesammas stratifitseeritud suure tõenäosusega kogu aasta jooksul. Piirkondade kaupa vaadates on Väinameri ja Pärnu laht pidevalt segunenud merepiirkonnad, Liivi laht ja Soome lahe kaguosa ajutiselt stratifitseeritud, ning Soome lahe lääneosa ja Ava-Läänemere suuremas osas on veesammas pidevalt stratifitseeritud.



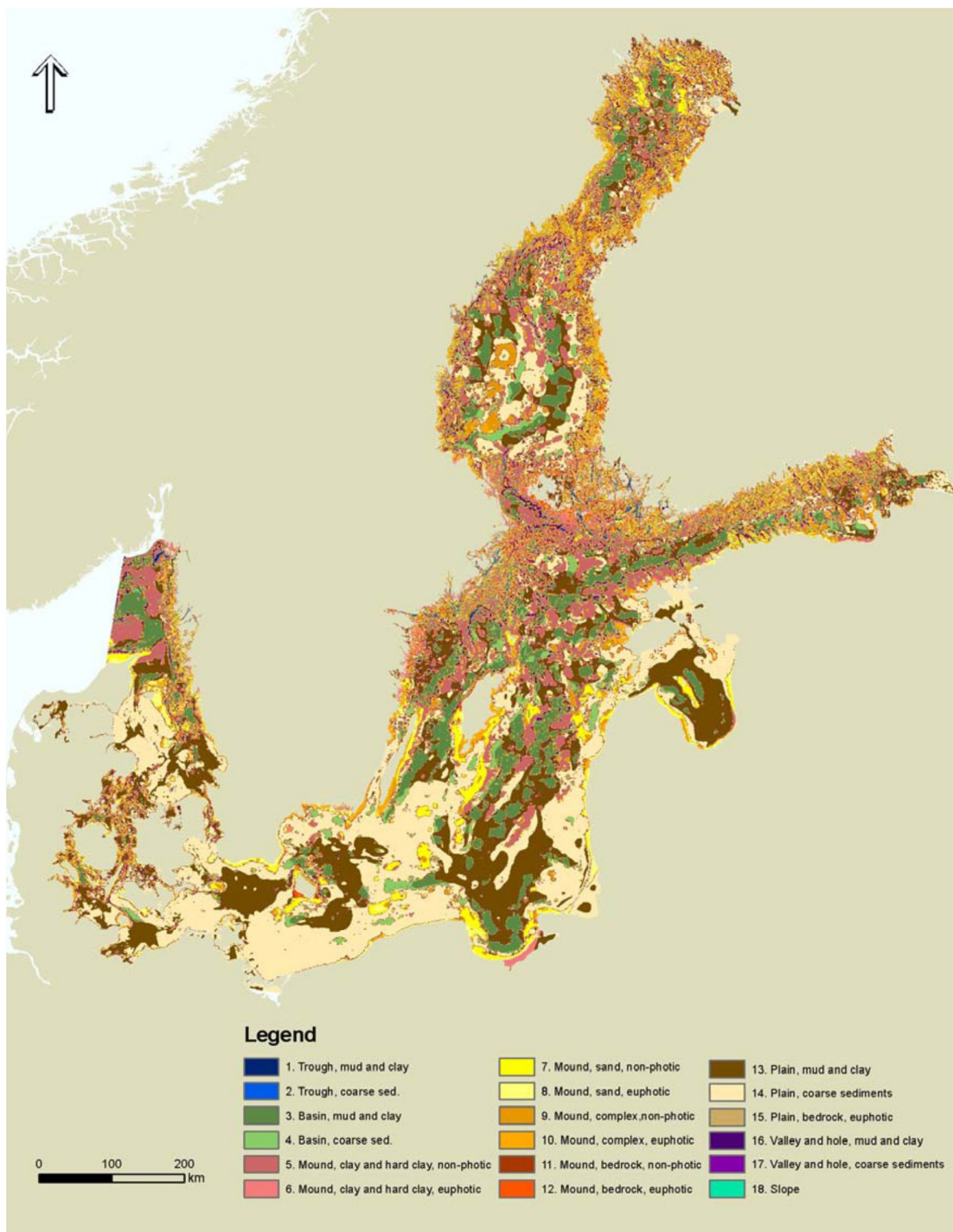
Joonis 3.1.1.3. Eesti merealal aastatel 1994-2011 teostatud mõõdistustööd Veeteede Ameti hüdrograafia infosüsteemi andmetel (www.vta.ee). Erinevad värvid vastavad erinevatel aastatel teostatud mõõdistustöödele.

Täpsemad andmed Eesti mereala sügavuste ja sügavusjaotuse kohta tekivad peale kogu mereala lausmõõdistamist. Veeteede Ameti Hüdrograafia infosüsteemi andmetel (vt. joonis 3.1.1.3) on suurem osa Soome lahest aastatel 1994–2011 lausmõõdistatud – Soome lahe lääneosa peaaegu täielikult ja Narva laht (Soome lahe kaguosa) osaliselt. Väinameres, Liivi lahes ja Pärnu lahes on mõõdistatud peamiselt ainult laevateede piirkonnad. Kõige vähem on Eesti merealast mõõdistatud Läänemere avaossa jääv mere piirkond ja Liivi lahe avaosa.

Viimastel aastatel ei ole Eesti mereala põhjaseteid süstemaatiliselt kaardistatud, v.a arendustöödega seotud mõõdistused (sadamate, veeteede, tuuleparkide arendustega seotud uuringud jmt) ning liivamaardlate kaardistamine. Kogu Läänemerd hõlmavate kaartide koostamisel, näiteks EMODnet geoloogia pilootprojekti raames (joonis 3.1.1.4) ja Interreg projekti BALANCE raames (joonis 3.1.1.5) on Eesti mereala kohta kasutatud peamiselt olemasolevaid varasemate uuringute andmeid arhiividest. EMODnet projekti raames teostatud analüüsi ja kasutatud klassifikatsiooni põhjal esineb Eesti merealal kõige rohkem mudaseid setteid. Samuti on levinud moreen, liiv ja jämedateralised setted (veerised). Vähemal määral esineb kaljuse pinnasega alasid või on liigitatud piirkondi segasetetega aladeks.



Joonis 3.1.1.4. Eesti mereala ja naaberalade põhjasubstraat EMODnet pilootprojekti andmetel (allikas: <http://onegeology-europe.brgm.fr/geoportal/viewer.jsp>; Eesti mereala kohta on kasutatud arhiiviandmeid). Klassid: roheline – muda-liivane muda (mud to sandy mud); helekollane – liivmudane liiv (sand to muddy sand); pruun – jämedateraline sete (coarse-grained sediment); lilla – segasetted (mixed sediment); tumekollane – moreen (till); punane – kalju (bedrock).



Joonis 3.1.1.5. Merepõhja pinnavormid Läänemeres projekti BALANCE raames koostatud kaardi põhjal (Leth (toimetaja). 2008. BALANCE Technical Summary Report, part 2/4).

Levinumad merepõhja pinnavormid on Eesti merealal väljaspool rannikumerd mudased või savised tasandikud ja nõod (joonis 3.1.1.5). Soome lahe lääneosas ja Ava-Läänemere põhjaosas esineb ka kõva põhjaga kõrgendikke. Liivi lahe madalamas osas, Väinameres ja Hiiumaa ning Saaremaaga piirnevas avamere osas on levinud jämedateralise pinnasega tasandikud. Soome lahe madalamas osas vahelduvad jämedateralise, liivase ja savise põhjaga tasandikud.

3.1.2. Hüdrograafia – soolsus, tsirkulatsioon ja hoovused, apvellingud, lainetus, veetase ja jääolu, U. Lips, T. Liblik

VRD rakendamiseks pakuti Läänemere ekspertide poolt välja eristada rannikumere tüüpe järgmiste kriteeriumite alusel: soolsus (< 0,5 psu; 0,5 kuni 5–6 psu; 5–6 kuni 18–20 psu; 18–20 kuni 30 psu; > 30 psu), sügavus (< 30 m; > 30 m), avatus lainetusele (ülimõjutatud; väga mõjutatud; mõjutatud; vähe mõjutatud; varjuline; väga varjuline), segunemistingimused (pidevalt segunenud; ajutiselt kihistunud; pidevalt kihistunud), vee viibeaeg (päevad; nädalad; kuud kuni aastad), põhjasetete iseloom (muda-savi; liiv-kruus; kaljune; vahelduv) ja jääkatte kestus (ebaregulaarne; < 90 päeva; 90-150 päeva; > 150 päeva).

Parameetrite valikul juhinduti nende olulisusest ökosüsteemi funktsioneerimise seisukohalt. Merevee soolsuse põhjal saab otsustada maismaalt pärineva mageda vee osakaalu üle merevees, mis omakorda on määravaks toitainete loodusliku sisalduse jaoks. Üheks teguriks, mis määrab mereelustiku liigilise koosseisu, on ka soolsus, mis seab piirid teatavate liikide kasutamisele keskkonnaseisundi indikaatoritena. Rannikumere sügavusest ja segunemistingimustest sõltub, kas vaadeldaval merealal on mere pinnakiht (eufootne tsoon) pidevalt või ajutiselt mõjutatud põhjasetetest ja/või vee ja setete piirikihil toimuvatest protsessidest. Näiteks on pidevalt stratifitseerunud veesamba puhul takistatud nii toitainete transport põhjalähedasest kihist mere pinnakihti kui ka vastupidine lahustunud hapniku transport pinnakihist põhjakihti.

Lainetus on peamine looduslik protsess, mis rannikumeres setteid ümber paigutab ja sellega ka mereelustikku mõjutab. Tormilainetus võib esile kutsuda ka rannajoone muutusi. Vee viibeaeg on ajavahemik, mille jooksul uuritava mereala kogu veemass ümbritsevate merealade veega asenduks. Poolsuletud lahtede ökosüsteem on avamere mõjudest eraldatud ja isegi inimõju puudumisel käitub kiire veevahetusega merealade ökosüsteemist erinevalt. Põhjasetete kui põhjataimestiku kinnitumissubstraadi ja põhjaloomastiku elukeskkonna iseloom määrab eelkõige ära põhjaelustiku liikide võimaliku esinemise. Samuti võib põhjasetete iseloom mõjutada pelaagilise ökosüsteemi seisundit piirkondades, kus setted on kergesti resuspendeeruvad. Jääkatte esinemine on määrava tähtsusega põhjataimestikul baseeruvate kvaliteedinäitajate kasutamisel. Suure tõenäosusega võib jääkate mehaaniliselt kahjustada mitmeaastasi taimi. Lisaks soodustab jääkate poolsuletud lahesoppides hapnikupuuduse tekkimist talvel.

Rannikumere tüüpide eristamisel analüüsiti mereseire andmeid aastatest 1993–1999 soolsuse ja veesamba kihistumise osas. Lainetuse parameetreid ja vee viibeaega hinnati erinevate rannikumere piirkondade jaoks arvutuslikult, põhjasetete iseloomu olemasolevate arhiivandmete põhjal ja jääkatte esinemist rannikujaamade andmete põhjal aastatest 1960–2000.

Keskmise soolsusega alla 5,0 soolsuse ühiku (psu) on rannikumeri Narva jõe suudmest kuni alani, mis asub Purtse jõe suudme lähedases piirkonnas, ja Pärnu lahes. Kolme tüüpi segunemistingimused jagunevad järgnevalt: Väinameri ja Pärnu laht on pidevalt segunenud, Soome lahe ida- ja keskosa rannikumeri, Hiiumaast-Saaremaast avamere poole jääv mereala ja Liivi laht on suvel kihistunud ja talvel segunenud ning Soome lahe lääneosa ja suudmeala on

pidevalt kihistunud. Valdavate edela-lääne tuulte ja loodetuulte puhul on rannikumeri lainetuse mõju alusel jagatud tüüpidesse piirkondade kaupa järgnevalt: mõjutatud/tugevalt mõjutatud on Soome lahe ja Eesti Läänesaarte rannikumeri, mõjutatud/nõrgalt mõjutatud on Liivi laht ja suhteliselt varjatud on Väinameri. Vee viibeag hinnati analüüsitud 48 lahe hulgast suurimaks Haapsalu ja Matsalu lahes, vastavalt 10–25 ja 6–15 päeva. Pärnu lahe vee viibeag on samuti suhteliselt suur – 5–13 päeva. Ülejäänud suuremates lahtedes on vee viibeag selgelt lühem kui nädal. Mediaankeskmise alusel on püsijäga perioodi kestus üle 90 päeva Soome lahes Narva jõe suudmest kuni Vainupea neemeni, Väinameres ja Pärnu lahes. Vahemikus 30–90 päeva on püsijää kestus Soome lahes Vainupea neemest kuni Kakumäe poolsaareni ja suuremas osas Liivi lahe rannikumerest. Vähem kui pooltel aastatest on esinenud püsijää Saaremaa ja Hiiumaa läänerannikul ning Soome lahe lääneosas.

Hetkel kehtib Eestis järgmine rannikuvee tüüpide jaotus, mis on määratletud koos vee soolsuse vahemikega ja parameetritega, mis neid tüüpe üksteisest eristavad:

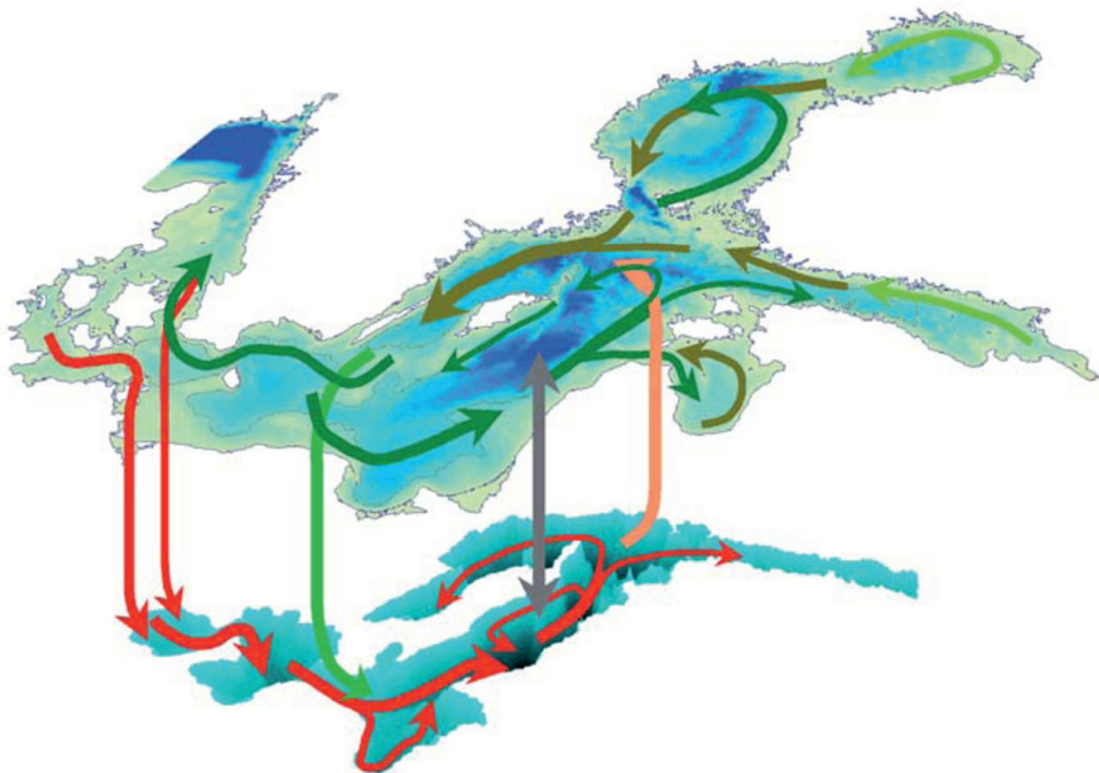
- 1) tüüp I – Soome lahe kaguosa – oligohaliinne (2,5–6 psu) avatud rannikuvesi;
- 2) tüüp II – Pärnu laht – oligohaliinne (4,0–5,5 psu) poolsuletud rannikuvesi;
- 3) tüüp III – Soome lahe lääneosa – mesohaliinne (4,5–6,5 psu) sügav rannikuvesi;
- 4) tüüp IV – Läänesaarte avamere rannikuvesi – mesohaliinne (6–7 psu) madal, lainetusele avatud rannikuvesi;
- 5) tüüp V – Väinameri – mesohaliinne (3–6,5 psu) madal, varjatud, segunenud rannikuvesi;
- 6) tüüp VI – Liivi laht – mesohaliinne (4–6 psu) madal, varjatud, sesoonselt kihistunud rannikuvesi.

VRD rakendamise aladena on kirjeldatud Eesti rannikumere piirkondadele lisandunud Soome lahe avaosa, Ava-Läänemere põhjaosa ja Liivi lahe sügavamad alad. Nende piirkondade hüdrograafilised tingimused, mis on olulised Eesti mereala keskkonnaseisundi hindamiseks, hea keskkonnaseisundi tunnuste määramiseks ja keskkonnaalaste sihtide kehtestamiseks, on toodud allpool. Kirjeldatud on veevahetust/hoovuseid, vertikaalset stratifikatsiooni ja ainete vertikaalset transporti mõjutavaid mesomastaapseid protsesse (apvellingud ehk süvaveekerked).

Ava-Läänemere põhjaosa hüdrograafilised tingimused on määratud kogu Läänemerd haarava nn Läänemere veekonveieriga (vt joonis 3.1.2.1) ja lokaalse meteoroloogilise mõjuga. Väga vahelduva põhjareljeefiga Ava-Läänemere põhjaosa on oluline piirkond, mille kaudu on Läänemere veekonveieri ülemine ja alumine osa omavahel ühendatud – on näidatud, et halokliini sügavustel avalduvad intensiivsed basseini-mastaapi ja mesomastaapsed protsessid, millega kaasneb ka suhteliselt intensiivne vertikaalne segunemine (Elken et al., 2006). Seega, Ava-Läänemere põhjaosa on selgelt pidevalt kihistunud merepiirkond, kuid peamiselt meteoroloogilistest tingimustest sõltuv vertikaalne segunemine halokliini sügavusel (intensiivsem segunemine toimub sügisel-talvel) määrab kogu Läänemere süvakihtidele olulised vertikaalsed ainevood läbi halokliini.

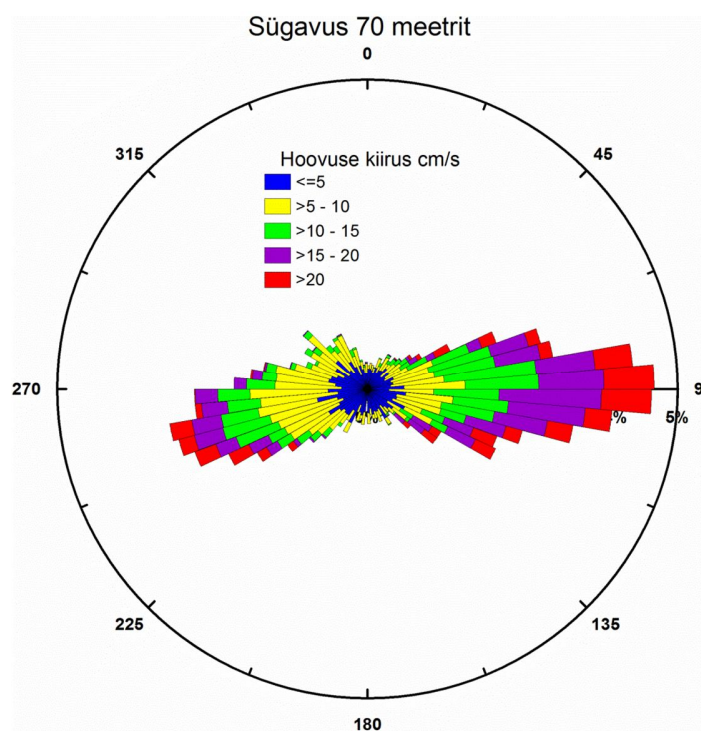
Soome laht on otseselt ühenduses Ava-Läänemere tsirkulatsiooniskeemiga, kuna lahe ja Läänemere avaosa vahel puuduvad kitsused ja künnised. Lahe pinnakihis toimub vee liikumine keskmiselt tsüklaalselt. Stratifikatsioonilt on Soome lahe Eesti avamereosa pidevalt kihistunud

– sügavusel 60–70 m eksisteerib halokliin ja suvekuudel sügavusel 10–20 m termokliin. Stratifitseeritud estuaaridele iseloomulikult on põhjalähedases veekihis (sügavamates veekihtides) ülekaalus sissevool lahte Läänemere avaosast ja ülemistes veekihtides väljavool lahest. Sõltuvalt meteoroloogilistest tingimustest (lokaalsest tuulest) võib nimetatud tsirkulatsiooniskeem ajutiselt muutuda vastupidiseks, mis toob endaga kaasa vertikaalse stratifikatsiooni nõrgenemise (Elken et al., 2003). Estuaarset tsirkulatsiooni intensiivistavate tingimuste puhul stratifikatsioon tugevneb, sest põhjalähedasse kihti tuleb Läänemere avaosast soolasemat vett, millega kaasneb ka fosforiühendite suur voog ja fosfaatide kontsentratsiooni kasv põhjalähedases kihis (Lips et al., 2008). Viimastel aastatel on analüüsitud erinevate numbriliste mudelitega simuleeritud hoovuste struktuuri Soome lahes erinevatel perioodidel (Andrejev et al., 2004; Elken et al., 2011; Soomere et al., 2011). On näidatud, et erinevate valitsevate meteoroloogiliste tingimuste puhul võib lahe pinnakihis olla tavapärase väljavool lahe põhjaosas kas intensiivsem või nõrgem, kuid suhteliselt stabiilselt esinevad antitsüklaalsed tsirkulatsioonipesad lahe lõunapoolses osas, kus rannikulähedane hoovus on suunatud samuti idast läände (Lagemaa, 2012).



Joonis 3.1.2.1. Läänemere vee üldtsirkulatsiooni kontseptuaalne skeem (autor J. Elken, joonis on võetud publikatsioonist BACC, 2008). Roheliste nooltega on näidatud liikumised mere ülemistes kihtides ja punastega allpool halokliini.

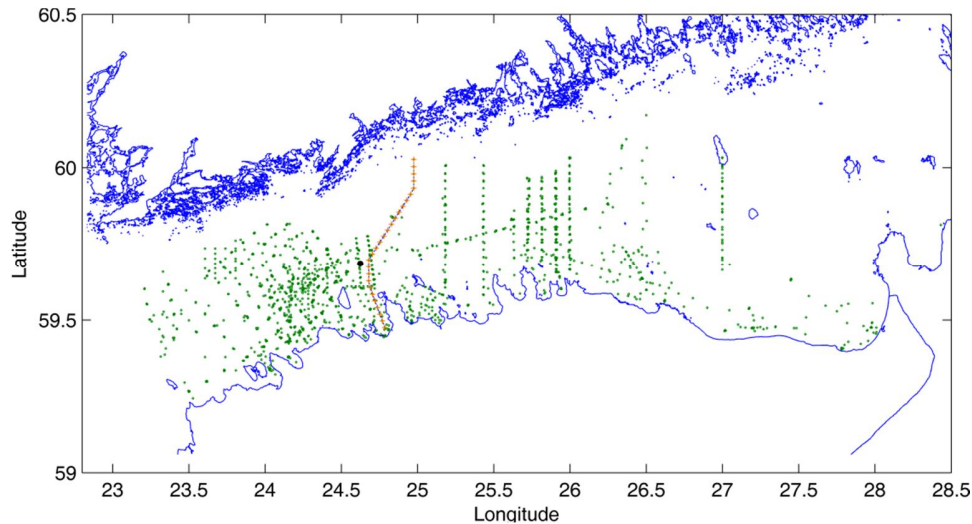
Iseloomulikuks hoovuse kiiruseks Eesti mereala pinnakihis on 10–20 cm/s. Samas on hoovused väga muutlikud ja sõltuvad suurel määral lokaalsest tuulest. Muutlikkuses on domineerivateks inertsperiood, Läänemere omavõnkumistega seotud periood ja mesomastaapsed protsessid (sünoptiline mastaap). Maksimaalsed hoovuse kiirused, mis ületavad 1 m/s, on registreeritud väinades (näiteks Suur väin) ja piki rannikut (näiteks Soome lahes) aeg-ajalt esinevate tugevate jugahoovuste korral. Kuna suvekuudel on mereala vertikaalselt stratifitseeritud, siis iseloomustab ka hoovuste vertikaalset jaotust kihistatus. Oluline on märkida, et mere sügavamates kihtides (sh merepõhja lähedal) võib esineda hoovuseid kiirusega 40–50 cm/s. Näiteks on Soome lahes 2010–2011 teostatud mõõtmiste jooksul mõõdetud maksimaalseks põhjalähedase kihi hoovuse kiiruseks 43 cm/s (TTÜ MSI & TÜ EMI, 2011). Iseloomulik hoovuste jaotus on toodud joonisel 3.1.2.2, kus valdavad hoovuste suunad on määratud eelkõige põhjatopograafia iseärasustega.



Joonis 3.1.2.2. Hoovuse suuna ja kiiruse jaotus 70 m sügavusel punktis koordinaatidega 59° 45',458 N ja 24° 30',100 E Soome lahes 1. detsembrist 2010 kuni 18. jaanuarini 2011.

Soolsuse ja temperatuuri pikaajalisi muutusi Soome lahes on suvekuude kohta detailsemalt uuritud aastatel 1987–2008 kogutud andmete põhjal (Liblik & Lips, 2011; vt joonis 3.1.2.3). Üle 2000 vertikaalse sondeerimise andmete põhjal ei ole mere pinnakihi soolsus ega temperatuur sellel perioodil märgatavalt muutunud (st nende andmete põhjal ei ole võimalik muutust statistiliselt usaldusväärset kinnitada). Küll on selgelt eristatavad muutused põhjalähedase kihi soolsuses, kus enne ja pärast 1990-ndate aastate keskpaika registreeritud profiilidel on näha

halokliini tugevnemine (vt joonis 3.1.2.4), mis on põhjustanud ka tiheduse vertikaalse gradiendi suurenemise.



Joonis 3.1.2.3. Kaart analüüsis kasutatud temperatuuri ja soolsuse vertikaalsete profiilide asukohtadega (Liblik & Lips, 2011).

Keskmiseks ülemise segunenud kihi paksuseks Soome lahes suvekuudel (juuni-august) on saadud 12,8 m, keskmiseks temperatuuriks ja soolsuseks vastavalt 15,2 °C (11,8 °C juunis ja 16,9 °C juulis ja augustis) ja 5,2 psu (4,9 juunis, 5,3 juulis ja 5,4 augustis). Süvakihi temperatuur ja soolsus olid Soome lahes statistiliselt erinevad perioodil enne 1990-ndate keskpaika ja peale seda: 70 m sügavusel olid temperatuuri ja soolsuse keskmised väärtused 3,1 °C ja 8,0 psu enne 1990-ndate keskpaika ning 4,9 °C ja 9,5 psu peale seda. Kui vertikaalse stratifikatsiooni pikaajalist muutust termokliini sügavustel ei olnud võimalik statistiliselt usaldusväärselt kindlaks teha, siis tiheduse gradient kihis 40 ja 70 m suurenes, olles 1,1 kg/m³ enne 1990-ndate keskpaika ja 2,1 kg/m³ peale seda (Liblik & Lips, 2011). Stratifikatsiooni tugevnemisega on seostatav ka põhjalähedase kihi hapnikutingimuste halvenemine Soome lahes peale 1990-ndate aastate keskpaika.

Ava-Läänemere põhjaosa ja Liivi lahe kohta seesugusel hulgal vertikaalsed profiilid viimasest kümnendist puuduvad; esimeses piirkonnas on intensiivsemalt teostatud mõõtmisi 1980-ndatel aastatel, Liivi lahes 1990-ndate esimeses pooles. Liivi lahe keskmine tsirkulatsioon on samuti tsükloonaalne, nagu teisteski Läänemere basseinides. Olulised erinevused Liivi lahe ja Ava-Läänemere ning Soome lahe avaosa vahel on, et Liivi lahte eraldavad avamerest künnised väinades, veevahetus toimub läbi suhteliselt kitsaste väinade (Irbe väin ehk Kura kurk ja Suur väin) ja laht seguneb sügis-talviste tormidega läbi kuni põhjani. Samas võib hilissuvisel perioodil, mil eksisteerib tugev vertikaalne stratifikatsioon (sesoonne termokliin), toimuda lahe põhjakihis hapniku sisalduse oluline vähenemine, kuni väärtusteni 1 ml/l (HELCOM, 2002).

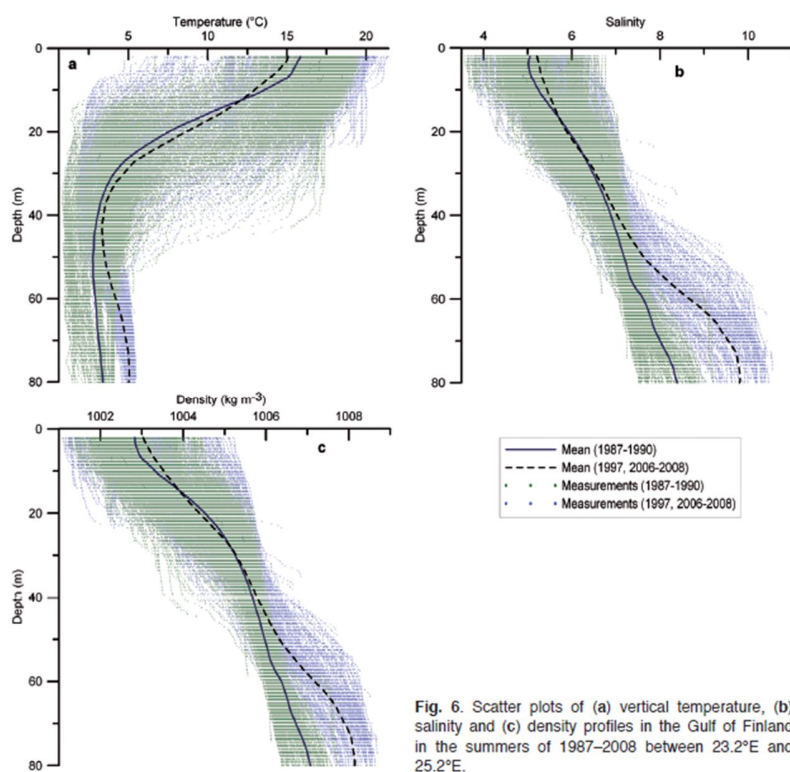


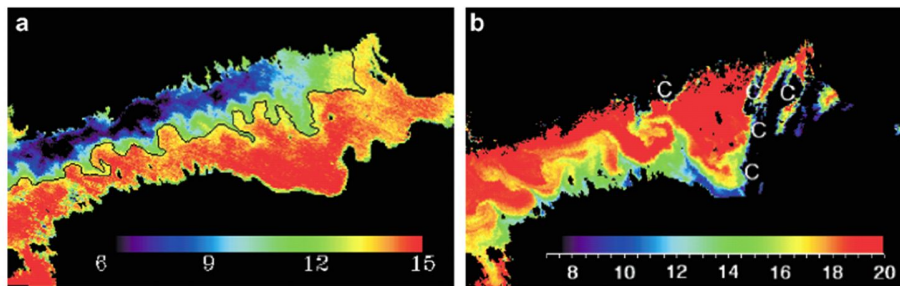
Fig. 6. Scatter plots of (a) vertical temperature, (b) salinity and (c) density profiles in the Gulf of Finland in the summers of 1987–2008 between 23.2°E and 25.2°E.

Joonis 3.1.2.4. Temperatuuri, soolsuse ja tiheduse vertikaalsed profiilid Soome lahe kesk- ja lääneosas aastatel 1987–2008 kogutud andmetel (Liblik & Lips, 2011).

Vee pinnakihi temperatuuri pika-ajalisi trende Eesti merealal on olemasolevate andmete põhjal raske hinnata, kuna puuduvad suure muutlikkusega ja piisava lahutusega (ruumis ja ajas) mõõtmised. Kaugseire andmete põhjal on kogu Läänemere pinnakihi temperatuuri kasvuks aastatel 1990–2004 hinnatud kuni 0,8 °C (Siegel et al., 2006). Temperatuuri kasv mõjutab nii organismide levikut keskkonnas kui ka mereala produktiooni. Näiteks on Soome lahe kohta näidatud, et fütoplanktoni liigilist koosseisu (eriti suvekuudel) mõjutab oluliselt nii temperatuur kui ka sellest sõltuv vertikaalne stratifikatsioon (Suikkanen et al., 2007; Jaanus, 2011; Lips et al., 2011).

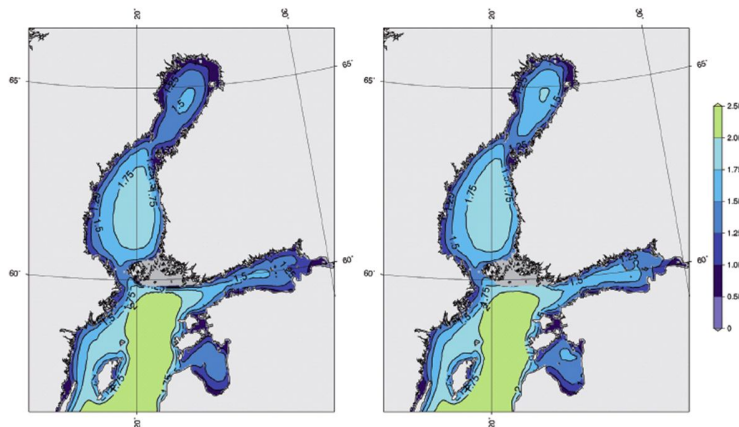
Hüdrograafiliste tingimuste/protsesside seas, mis mõjutavad märkimisväärselt poolsuletud merede, sealhulgas Eesti mereala seisundit, on olulisel kohal süvavee kerked ehk apvellingud. Näiteks on Soome lahe kohta näidatud, et suvised tsüanobakterite vohamised sõltuvad talvistest toitainete varudest (jäägist peale kevadõitsengut), veitemperatuurist ja fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse hulgast ning varasuvel toimunud apvellingute intensiivsusest (Lips & Lips, 2008), samuti, et apvellingud mõjutavad otseselt tsüanobakterite vohamist lahes (Vahtera et al., 2005).

Modelleerimise tulemusena on välja pakutud, et intensiivseimaks apvellingute esinemise piirkonnaks on Soome rannikumeri Soome lahe lääneosas (Myrberg et al., 2003). Aastatel 2000–2006 kogutud kaugseire andmete ja meteoroloogiliste andmete analüüsi põhjal on järeldatud, et Soome lahes esineb maist septembrini igal aastal keskmiselt 6 apvellingu sündmust (Uiboupin & Laanemets, 2009), kusjuures apvellingu veega võib ekstreemsetel juhtudel olla kaetud kuni 38% Soome lahe pinnakihist (vt joonis 3.1.2.5). Reaalsete mõõtmiste (Lips et al., 2009) ja mudelarvutustega (Laanemets et al. 2011) on hinnatud ühe, 2006. aasta augustis toimunud apvellingu sündmusega mere pinnakihti transporditud fosfaatse fosfori hulgaks kuni 500 tonni, mis vastab ligikaudu kõikidest jõgedest ühe kuu jooksul Soome lahte kantud fosfori hulgale (HELCOM, 2004).



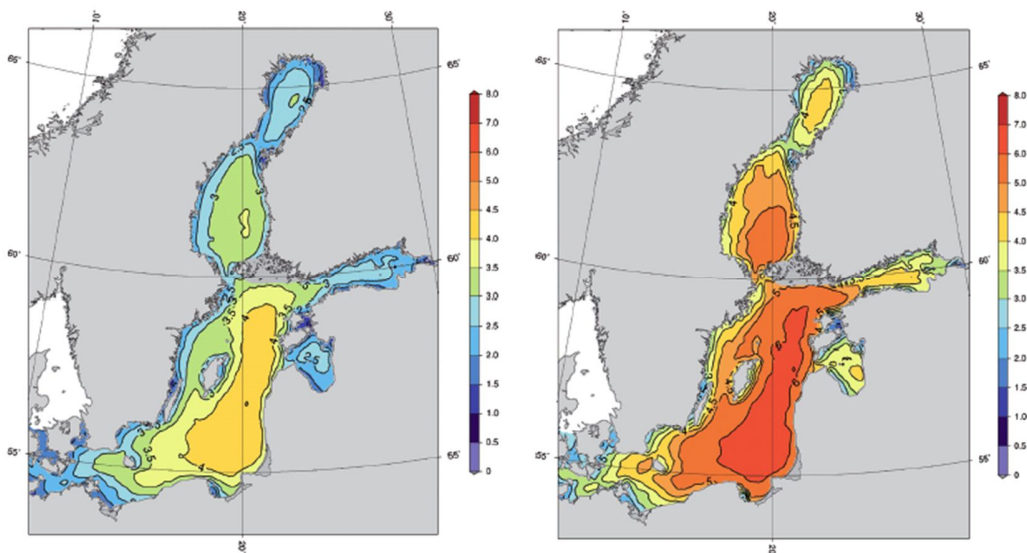
Joonis 3.1.2.5. Soome lahe pinnatemperatuuri jaotus apvellingute esinemisel: a) 23. septembril 2003 ja 25. augustil 2006 (Uiboupin & Laanemets, 2009).

Analoogseid põhjalikke uuringuid Ava-Läänemere põhjaosa ja Liivi lahe kohta viimastel aastatel teostatud ei ole, kuid rannikulähedased apvellingute sündmused on eeldatavasti ka nendes piirkondades olulisteks keskkonnatingimuste mõjutajateks vegetatsiooniperioodi jooksul. Gotlandi basseinis toimuvate apvellingute mõju fosfori vertikaalsele transpordile ja tsüanobakterite vohamisele on näidatud nii otseste mõõtmiste kui ka modelleerimise abil (näiteks Wasmund et al., 2012).



Joonis 3.1.2.6. Hinnatud keskmised olulise lainekõrguse väärtused Läänemeres aastatel 2001–2007 (Tuomi et al., 2011).

Nii avamere kui rannikumere lainetuse kohta on viimastel aastatel tehtud suur hulk mudelarvutusi, kasutades erinevaid numbrilisi mudeleid (Räämet & Soomere, 2010; Alari & Raudsepp, 2010; Tuomi et al., 2011; Soomere & Räämet, 2011). Sõltuvalt kasutatavatest mudelitest on hinnangud veidi erinevad, kuid üldistavalt võib lainetust iseloomustada, võttes aluseks Tuomi et al. (2011) publikatsiooni.

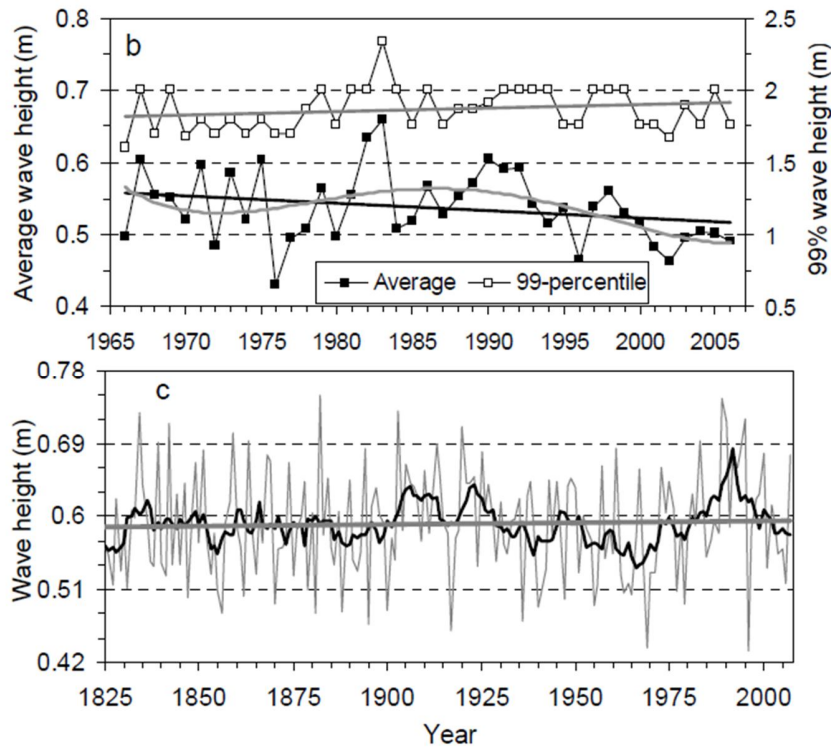


Joonis 3.1.2.7. Hinnatud olulise lainekõrguse väärtused Läänemeres aastatel 2001–2007, mis esinevad vähemalt 1% ajast (vasakpoolne joonis) ja vähemalt 0,1% ajast (parempoolne joonis) (Tuomi et al., 2011).

Oluliseks lainekõrguseks (kogu perioodi jaoks 2001–2007) Läänemere avaosas (Eesti merealal) on saadud üle 2 m, Soome lahe avaosas üle 1,5 m ja Liivi lahe avaosas 1,0–1,5 m (vt joonis 3.1.2.6). Rannikumeres on keskmine lainekõrgus tunduvalt väiksem. Oluline lainekõrgus, mis esines 1% ajast, ületas Läänemere avaosas 4 m, Soome lahes 3 m ja Liivi lahes 2,5 m. Oluline lainekõrgus, mis esines 0,1% ajast, ületas Läänemere avaosas 6 m, Soome lahes 4 m ja Liivi lahes 3,0–3,5 m (joonis 3.1.2.7). Pikaajalised lainetuse instrumentaalmõõtmiste read Eesti merealal puuduvad. Rannikul teostatud visuaalseid vaatlusi on kasutatud lainetuse parameetrite trendide hindamiseks, kuid seoses kohalike iseärasustega ja visuaalsete vaatluste subjektiivsusega ei ole need andmed rannikumere üldise lainetuse režiimi iseloomustamiseks piisavalt representatiivsed. Soome lahes ja Läänemere avaosas on registreeritud maksimaalsed lainekõrgused vastavalt 8,2 m (Ava-Läänemere põhjaosas) ja 5,2 m (Helsingi poi). Mudelarvutused andsid 2005. a jaanuaritormi kohta maksimaalseks lainekõrguseks Läänemere avaosas 9,7 m (Tuomi et al., 2011).

Lääne-Eesti rannikumeres on verifitseeritud mudeliga saadud keskmiseks oluliseks lainekõrguseks 0,6 m (Suursaar & Kullas, 2009). Vastupidised pikaajalised trendid on leitud

keskmise lainekõrguse (vähenes perioodil 1965–2005) ja kõrgeimate lainete kõrguse (kasvas samal perioodil) kohta. Kui rekonstrueerida lainetuse parameetreid aastatel 1825–2005 Lääne-Eesti rannikumere jaoks, siis olulise lainekõrguse trendi ei ole võimalik tuvastada, kuid lainetuse parameetrite muutlikkus on seotud suuremastaapse muutlikkusega atmosfääri tsirkulatsioonis (Põhja-Atlandi võnkumist iseloomustava indeksiga, Suursaar & Kullas, 2009) (vt joonis 3.1.2.8).

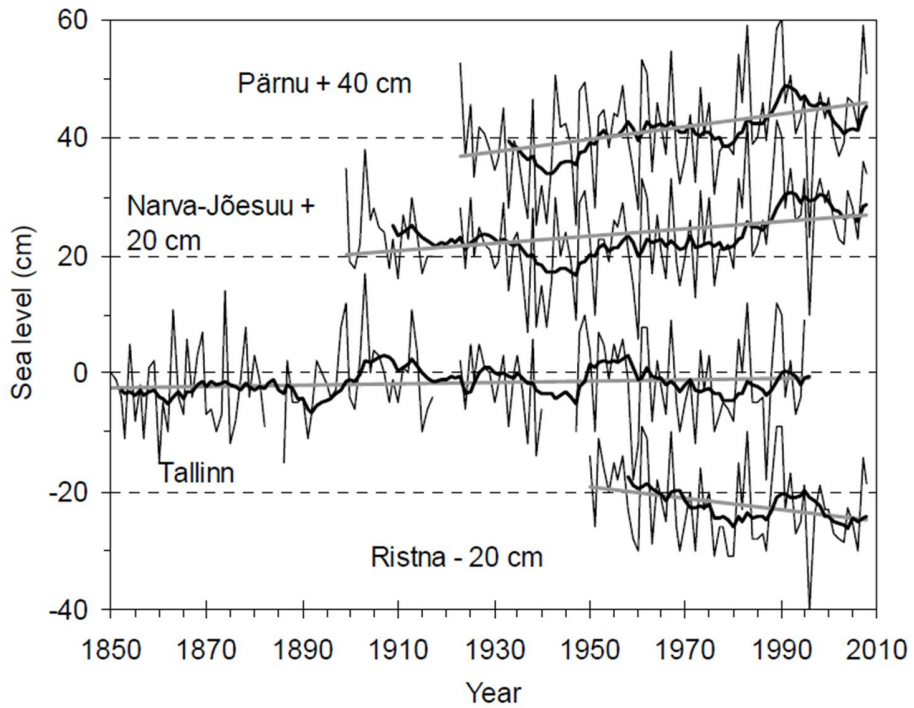


Joonis 3.1.2.8. Keskmise lainekõrguse ja kõrgeimate lainete kõrguse muutused Lääne-Eesti rannikumeres aastatel 1965–2005 (b) ja Põhja-Atlandi võnkumise indeksi põhjal (NAO indeks) rekonstrueeritud oluline lainekõrgus talvekuudel (c) (Suursaar & Kullas, 2009).

Veetaseme pikaajaline muutus Eesti rannikumeres on seotud eelkõige piirkonnas toimuva aeglase maapinna kerkega ja maailmamere veetaseme pikaajalise muutlikkusega. Olemasolevate andmeridade analüüs on näidanud, et veetase muutub erinevates rannikumere piirkondades erinevalt (joonis 3.1.2.9). Kui arvestada maha maapinna kerget, siis on leitud, et veetase Eesti rannikumeres tõuseb kiirusega 1,5–2,5 mm aastas (Suursaar & Kullas, 2009).

Läänemere, sh Eesti rannikumere hüdrograafiliste tingimuste muutuste kohta on koostatud üldistav kokkuvõtte BALTEX-i programmi raames (BACC, 2008). Operatiivsed andmed hüdrograafiliste tingimuste kohta (veetase, hoovused, temperatuur, soolsus, lainetus, jääolud jmt) on saadaval Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (www.emhi.ee) ja ülikoolide instituutide veebilehtedel (TTÜ MSI – www.msi.ttu.ee, TÜ EMI – www.sea.ee). Mudelprognoosid Eesti mereala kohta (süsteem arendatud TTÜ Meresüsteemide Instituudi poolt

koostöös Läänemere operatiivse okeanograafia konsortsiumisse kuuluvate instituutidega) publitseeritakse rutiinselt EMHI kaudu.



Joonis 3.1.2.9. Veetaseme pikaajaline muutlikkus erinevates Eesti rannikumere piirkondades (Suursaar ja Kullas, 2009).

3.1.3. Toitainete ja lahustunud hapniku jaotus, S. Lainela

Hea keskkonnaseisundi kvalitatiivsete tunnuste hulka kuulub ka kriteerium, et inimtekkeline eutrofeerumine oleks minimeeritud. Eutrofeerumine tekib, kui liiga suured toitainete (peamiselt lämmastik ja fosfor, kuid ka orgaaniline aine – TOC) kogused kuhjuvad vee ökosüsteemides ning põhjustavad algproduktiooni suurenemist (HELCOM, 2009). Kuid viimase kümne aasta jooksul on nii punkt- ja hajureostusallikatest kui ka atmosfääri sadestumisest põhjustatud toitainekoormus Läänemerele oluliselt suurenenud just inimtekkelise panuse tõttu (Laamanen jt, 2007). Fütoplanktoni biomassi tõus põhjustab vee hägusust ja seega väheneb valguse tungimine läbi veesamba. Koos keskkonnamuutustega muutuvad ka bioloogilised kooslused, mis võib viia ebatüüpiliste liikide domineerimiseni. Fütoplanktoni biomassi tõus suurendab lõppkokkuvõttes ka orgaanilise aine settimist merepõhja, mille lagundamine võib põhjustada hapnikupuudust setetes ning põhjalähedases veekihis, mis on omakorda kahjulik põhjaloomastikule ja -kaladele (HELCOM, 2009).

Fütoplanktoni biomassi tootmiseks vajalikud toitained on nitraadid ja fosfaadid. Lahustunud anorgaanilise lämmastiku (DIN) ja fosfori (DIP) sisaldusi mõõdetakse ja hinnatakse tavaliselt talvisel ajal, kui bioloogiline aktiivsus on madalaim. Üldlämmastiku- ja üldfosforisisaldust (TN, TP) saab hinnata aastaringselt ning need sisaldavad kõikides vormides lämmastiku ja fosfori ühendeid (HELCOM, 2009).

Hapniku kontsentratsiooni langemisel alla 2 mg/l (hüpoksia) põhjustab see merepõhjas elavate organismide hukkumist, muutes põhjaloomastiku kooslusi ning kahjustades kalade elupaiku. Lisaks põhjustab hüpoksia häireid biogeokeemilises tsükliis, kuna madal hapnikusisaldus põhjustab fosfori suurenenud eraldumist setetest ja sageli vähenenud lämmastikukadu (Conley jt, 2011).

Metoodika

Vastavalt VRD nõuetele määratakse Eesti rannikuveekogumite ökoloogilised seisundiklassid bioloogiliste kvaliteedielementide hindamise kaudu ning määravaks on halvima kvaliteedielemendi seisundihinnang. Üldlämmastiku- ja üldfosforisisaldus kuuluvad füüsikaliskemiliste kvaliteedinäitajate hulka, kuid nende ökoloogilisi seisundiklasse kasutatakse vaid bioloogilisi kvaliteedielemente toetava täiendava teabena.

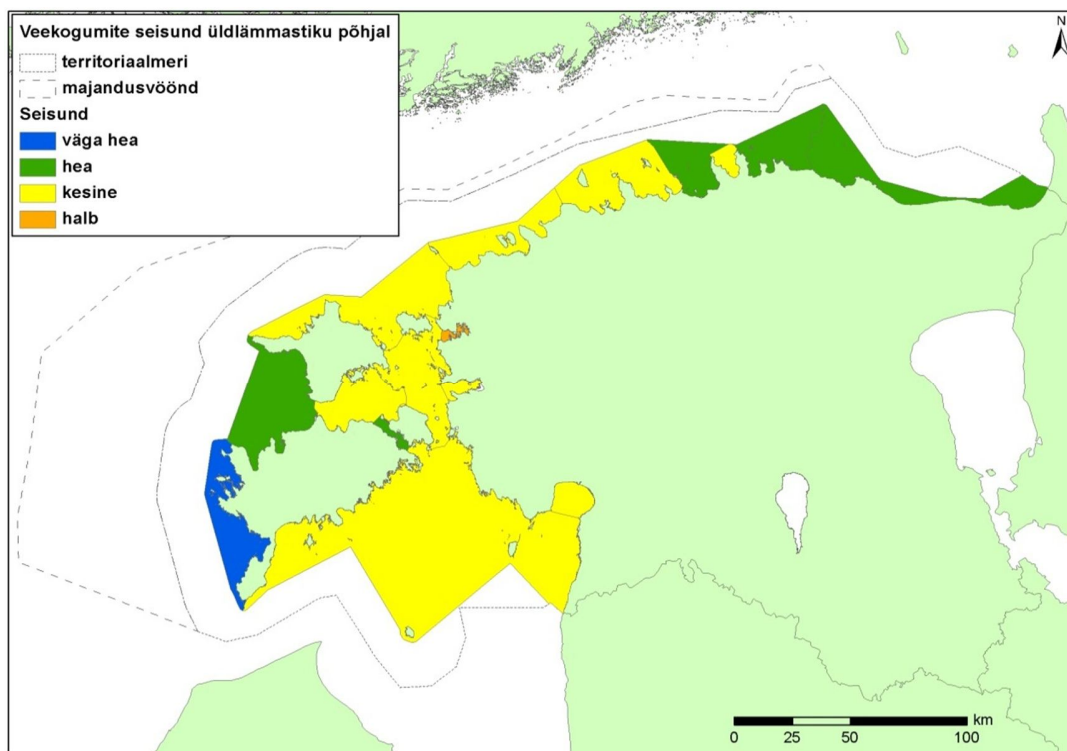
Käesolevas aruandes äratoodud ökoloogilise seisundi hinnangu andmiseks on kasutatud ajavahemikus juunist septembrini kogutud rannikuvee proovide andmeid. Keskkonnaministri määrusega on paika pandud üldlämmastiku- ja üldfosforisisalduse väärtustele vastavad ökoloogilised kvaliteedisuhted (ÖKS), mille alusel määratakse nende ökoloogiline seisundiklass. Toitainete jaoks väljatöötatud hea ja kesise seisundipiiri ÖKS väärtus on 0,67.

Nõ avamere jaoks on Eestis hindamissüsteem veel väljatöötamata, seega on käesoleva aruande koostamisel kasutatud andmeid Läänemere eutrofeerumise ülevaatest (HELCOM, 2009).

Põhinedes Eesti rannikuvee ülevaate- ja operatiivseire andmetele, teostatakse lahustunud hapniku mõõtmisi vee põhjalähedases kihis eelkõige põhjaloomastiku ja muu elustiku elutingimusi iseloomustava parameetrina. Seetõttu on hinnangu andmisel lähtutud põhjaloomastiku puudumisest hapnikudefitsiidi tõttu, kuid ülevaate andmisel on kasutatud ka Läänemere temaatilisi hinnanguid nii ranniku- (Conley jt, 2011) kui ka avamere (Hansson jt, 2009) kohta.

Seisundi hinnang

Eesti nõ avamereala on vastavalt HELCOM-i (2009) ülevaatele tugevasti eutrofeerunud. Soome laht kuulub HELCOM-i (2009) aruande põhjal füüsikalise-keemiliste näitajate baasil halba (Narva ja Tallinna laht kesisesse) ning Liivi laht kesisesse (Haapsalu laht väga halba, Pärnu laht kesisesse) seisundisse.



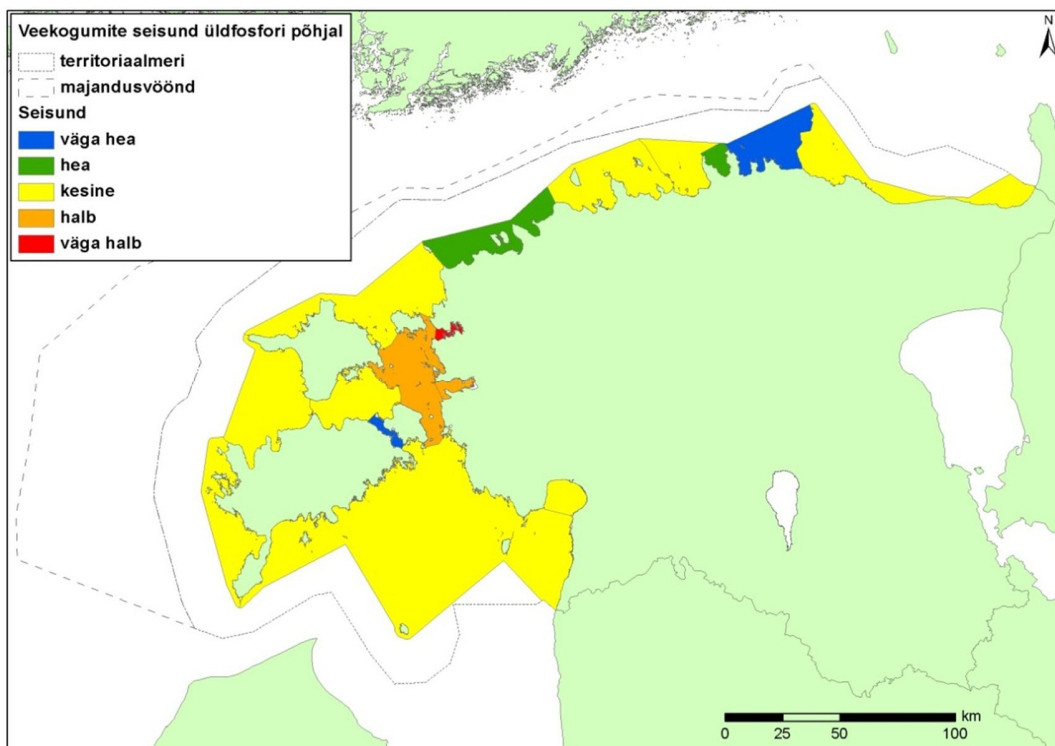
Joonis 3.1.3.1. Rannikuveekogumite ökoloogilise seisundi hinnangu kaart üldläämmastiku alusel (hinnang 2010-2011 seireandmete põhjal).

Vastavalt Eesti rannikumere operatiiv- ja ülevaateseire andmetele ning kirjeldatud Eestis kehtivale klassifikatsioonisüsteemile on suur osa Eesti rannikuveekogumeid üldläämmastiku- ja üldfosforisisalduse põhjal kesises ökoloogilises seisundis (joonised 3.1.3.1. ja 3.1.3.2.). Muuga-

Tallinna-Kakumäe lahe veekogum on nii üldlämmastiku- kui ka üldfosforisisalduse põhjal kesises seisundis, Narva-Kunda laht üldlämmastiku põhjal heas ning üldfosfori põhjal kesises seisundis (kasutatud 2011. aasta veel avalikustamata seireandmeid).

Väinamere tüüpalasse kuuluv Väinameri ja Matsalu laht on 2010. aasta andmete alusel üldlämmastiku põhjal kesises, üldfosfori põhjal halvas seisundis. Haapsalu lahe veekogumi seisund üldfosfori osas on 2011. aastaks veelgi halvenenud, kuuludes väga halba seisundiklassi (ÖKS väärtus 0,18). Üldlämmastikusisalduse põhjal on seisundihinnang halb.

Nii Pärnu kui ka Liivi lahe veekogumid kuuluvad nii üldlämmastiku- kui üldfosforisisalduse poolest kesisesse seisundiklassi (kasutatud 2011. aasta veel avalikustamata seireandmeid).



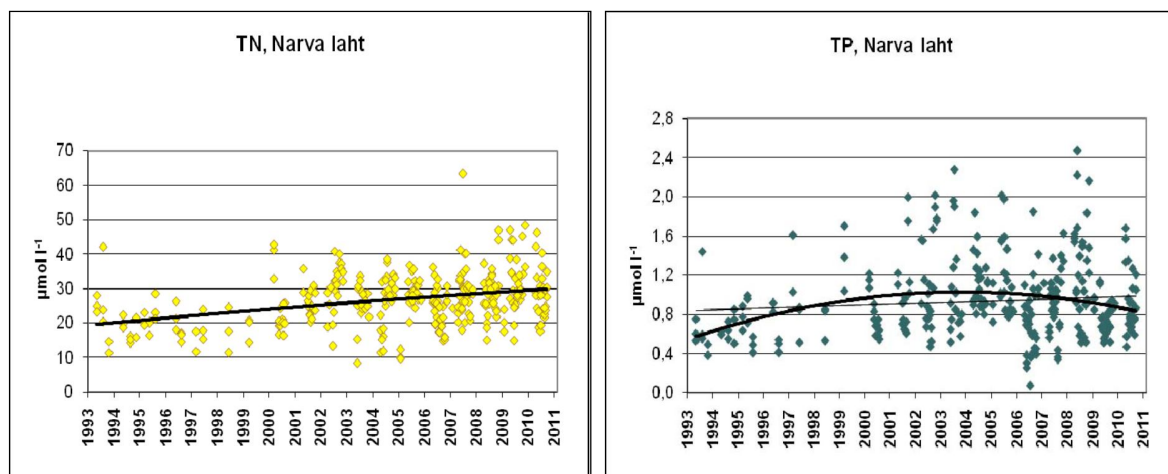
Joonis 3.1.3.2. Rannikuveekogumite ökoloogilise seisundi hinnangu kaart üldfosfori alusel (hinnang 2010-2011 seireandmete põhjal).

Lahustunud hapnik

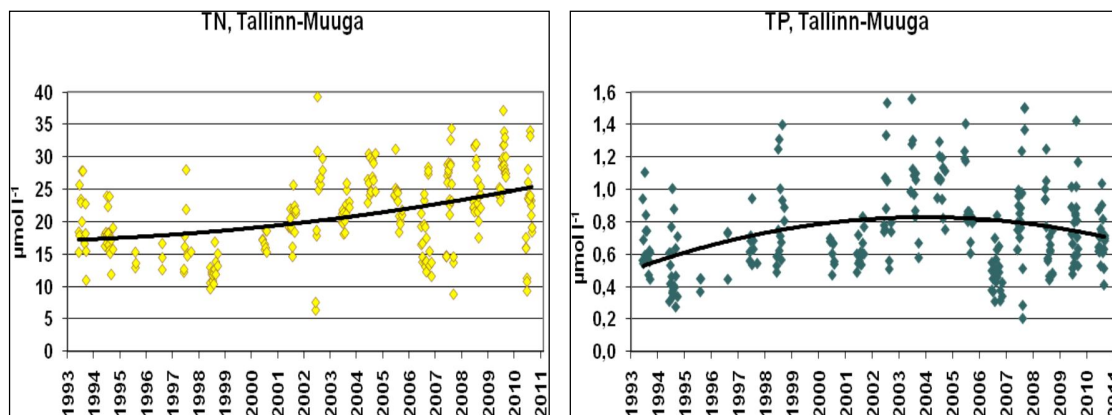
Hapnikudefitsiidi tõttu puudus 2010. aastal põhjaloomastik Soome lahe lääne- ja keskosa teatud jaamades, kuid lahe kesk- ja idaosa süvikute nõlvadel on hapnikurežiim 2010. aastal paranenud. Sellele viitavad tähelepanekud põhjaloomastiku asustamise osas. Samuti puudus 2010. aastal põhjaloomastik hapnikudefitsiidi tõttu ka teatud Läänemere kesk- ja põhjaosa jaamades. Vaatamata suhteliselt väikesele sügavusele esineb ka Liivi lahe süvikus aeg-ajalt

hapnikudefitsiiti, kuid viimastel aastatel on sealne hapnikurežiim paranenud. Aastatel 2005–2010 pole Liivi lahes esinenud perioode, kus loomastik puudub.

Pikaajalised muutused



Joonis 3.1.3.3. Üldlämmastiku ja üldfosfori keskmised suvised kontsentratsioonid Narva-Kunda lahe veekogumi pindmises veekihis aastatel 1993–2010 koos trendijoonega (allikas TÜ Eesti Mereinstituudi andmebaas).



Joonis 3.1.3.4. Üldlämmastiku ja üldfosfori keskmised suvised kontsentratsioonid Tallinn-Muuga lahe veekogumi pindmises veekihis aastatel 1993–2010 koos trendijoonega (allikas TÜ Eesti Mereinstituudi andmebaas).

Riikliku keskkonnaseire raames alustati merevee seiret 1994. aastal. Suurendatud sagedusega seiret on teostatud Tallinna, Pärnu ja Narva lahel ning alates 2006. aastast ka Haapsalu lahel.

Narva-Kunda lahe veekogum on tugevasti mõjutatud inimtegevusest peamiselt Narva jõe sissevoolu, kuid ka Sillamäe jäätmeoidla jääkreostuse tõttu. Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumi toitainete sisaldust mõjutab tugevasti Tallinna linn (Anonymous, 2003). Mõlema veekogumi üldlämmastikusisalduse pikaajalise muutuse trend on positiivne ning üldfosforisisalduse osas negatiivne (joonised 3.1.3.3. ja 3.1.3.4.).

Kuigi Soome lahe nõ avamere piirkonna pindmise veekihi (0–10 m) keskmine üldlämmastikusisaldus on alates 1993. aastast kahanenud, on aastatel 2005–2007 üldlämmastiku kontsentratsioonid hakanud taas tõusma. Üldfosfori kontsentratsioonitrend on olemasolevate pikaajaliste andmete alusel pigem langev.

Väinamere tüüpalasse kuuluvaid Kassari-Õunaku ja Matsalu lahtesid iseloomustab 2010. aasta andmete põhjal üldlämmastiku keskmine sisalduse ligi kahekordne ning üldfosfori kontsentratsiooni enam kui kahekordne kasv, võrreldes seiremõõtmiste teostamise algusaastaga (2006). Samas on Väinamere suvised toitainete kontsentratsioonid nelja aastaga vähe muutunud. Haapsalu lahe toitainete kontsentratsiooni andmerekad on lünklikud, kontsentratsioonide erinevus Eeslahes ja Tagalahes on suur ning andmete hajuvus on lahe väikese sügavuse tõttu märkimisväärne. Alates Haapsalu lahe regulaarse seire algusest on üldfosfori keskmine kontsentratsioon Haapsalu lahes näidanud pidevat kasvutendentsi. Üldlämmastiku kontsentratsiooni suurenemine 2008–2009 aastal jätkus 2011. Aastal, hoolimata 2010. aasta mõningasest langusest.

Samaselt rannikeveekogumitele on ka Läänemere avaosa keskmine üldfosforisisaldus olnud tõusev. Üldlämmastikusisaldus on olnud aastatel 1993–2003 suhteliselt stabiilne, kuid viimastel aastatel on trend olnud tõusev. Tuleb siiski arvestada andmete hõredusega aastatel 2000–2004 ning võimaliku sesoonse mõjuga jaamade külastamisel eri aegadel erinevatel aastatel.

Alates seire algusest (1993) täheldatud üldfosfori kontsentratsiooni vähenemine on Pärnu lahes peatunud. Üldlämmastiku suvine kontsentratsioon pole selles veekogumis oluliselt muutunud kogu seireperioodi jooksul, ent keskmised väärtused on endiselt mõnevõrra suuremad kui Soome lahes.

Liivi lahes on üldlämmastiku kontsentratsioon viimase 5 aasta jooksul vähenenud. Kuigi üldfosfori keskmine kontsentratsiooni pikaajaline trendijoon on langev, on paari viimase aasta jooksul toimunud märgatav üldfosfori kontsentratsiooni tõus Liivi lahes. Liivi lahe toitaineterežiim erineb tugevalt teistest Läänemere osadest, kogulämmastiku ning -fosfori väärtused on võrreldes Läänemere avaosaga kahekordsed. Liivi lahe nõ avamereala pikaajalist trendi iseloomustab aga üldlämmastiku kontsentratsiooni tõus, kuid ka üldfosfori kontsentratsioon, vaatamata 2010. aastal mõõdetud madalamatele keskmistele näitajatele, on kõikides seirejaamades tõusutrendil.

Lahustunud hapnik

Kogu Läänemere piirkonnas on alates 1950-ndatest aastatest näha murettekitavat trendi hüpoksia pideva kasvu osas, mis mõjutab toitainete biogeokeemilisi protsesse, ökosüsteemi toimimist ja

rannikuelupaiku. Kuid mööda Läänemere idakallast Eestist Poolani on hüpoksia harvaesinev tänu tõhusale veevahetusele nõ avamerealadel piki rannajoont (Conley jt, 2011).

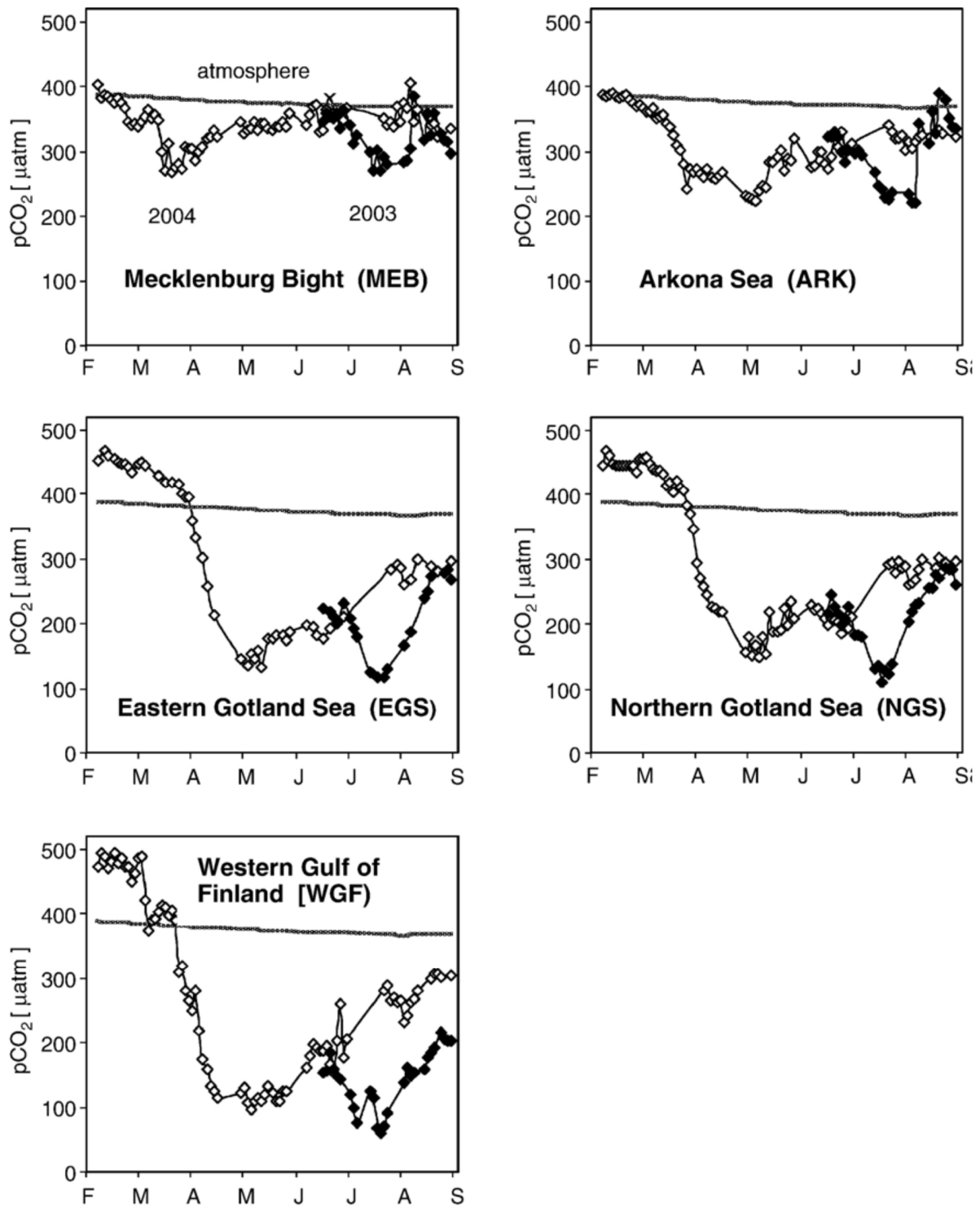
Samuti on Läänemeres alates 2001. aastast näha hüpoksia ja anoksia (hapniku täielik puudumine) piirkondade ulatuse laienemist ja stabiliseerumist kõrgel tasemel. Selle tõusu põhjust ei ole veel lõpuni suudetud seletada (Hansson jt, 2009), kuid viimase kolme aasta jooksul on märgata kerget anoksilise piirkonna vähenemist Läänemere keskosas (Axe, 2010). Samuti on, lähtudes tähelepanekutest põhjaloomastiku asustamise osas, 2010. aastal nii Soome lahe kesk- ja idaosa kui ka Liivi lahe süvikute nõlvadel hapnikurežiim paranenud.

3.1.4. pH ja pCO₂ profiilid, U. Lips, V. Kikas

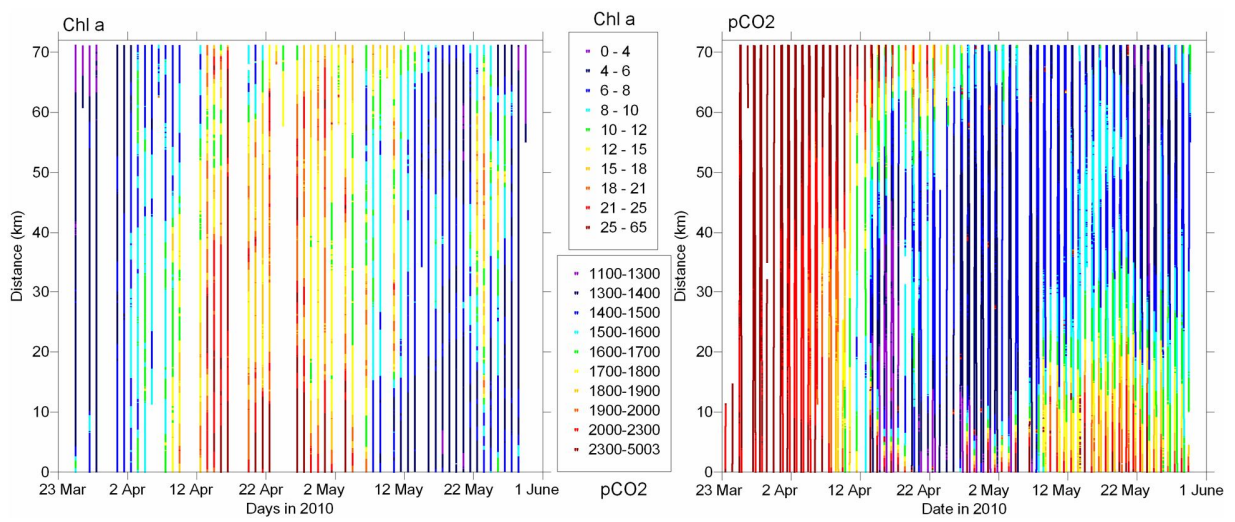
Mere-seire programmi raames registreeritakse ka merevee pH väärtused, kuid seda parameetrit ei ole kasutatud otseselt keskkonnaseisundi hindamisel. Aastal 2010 teostatud mõõtmiste põhjal oli mediaan keskmine pH väärtus Soome lahe seirejaamades, ülemises 10 m veekihi aprillis–mais 8,37 ja juunis–augustis 8,30. Mai ja augusti keskmised pH väärtused Liivi lahes (koos Väinamerrega) olid vastavalt 8,52 ja 8,44 ning Läänemere põhjaosa jaamades 8,35 ja 8,50. Merevee pH pikaajalist muutlikkust Eesti merealal ei ole hinnatud. Soome rannikumere kohta on leitud aastatel 1972–2009 kogutud andmete põhjal, et pH keskmine väärtus mere pinnakihi (4–5 meetri sügavusel) on 8,1 (Brutemark et al., 2011). Mõõdetud miinimum- ja maksimumväärtused olid vastavalt 7,4 ja 9,2. Talvekuudel oli analüüsitud perioodil täheldatav pH väärtuste langus (trend 0,006 ühikut aastas), suvekuudel trend puudus.

pCO₂ mõõtmisi Läänemeres on teostatud pikema aja jooksul reisirauadele paigaldatud mõõteseadmete abil. Aastatel 2003–2004 Helsingi–Lübecki vahel registreeritud pCO₂ profiilide põhjal on hinnatud bioloogilise produktsiooni ajaliskäiku erinevates Läänemere alapiirkondades (Schneider et al., 2006). Eesti merealast on sellel laevaliinil kogutud andmed rakendatavad hinnanguteks Läänemere põhjaosa (Northern Gotland Basin) ja Soome lahe lääneosa kohta (vaata joonis 3.1.4.1).

Alates 2010. aasta jaanuarist on registreeritud pCO₂ profiile ka Soome lahes Tallinna ja Helsingi vahel kurseriva reisiraua pardal. Kogutud andmeid on kasutatud taustinformatsioonina produktsiooni ja apvellingute mõju hindamisel (Kikas et al., 2010), kuid mitte keskkonnaseisundi hindamise kontekstis. Näiteks, joonisel 3.1.4.2 on toodud klorofüll *a* fluorestsentsi ja pCO₂ mõõtmistulemused, mis iseloomustavad fütoplanktoni kevadõitsengu intensiivsuse ajaliskäiku ja ruumilist jaotust piirkonnas 2010. aasta kevadel.



Joonis 3.1.4.1. $p\text{CO}_2$ sesoonne käik Läänemere erinevates piirkondades aastatel 2003 ja 2004 (Schneider et al. 2006)



Joonis 3.1.4.2. Klorofüll a sisaldus ja $p\text{CO}_2$ Tallinn-Helsingi liinil 2010.a. kevadel; $p\text{CO}_2$ on toodud suhtelistes ühikutes (Kikas et al., 2010).

3.1.5. Merevee läbipaistvus, A. Jaanus

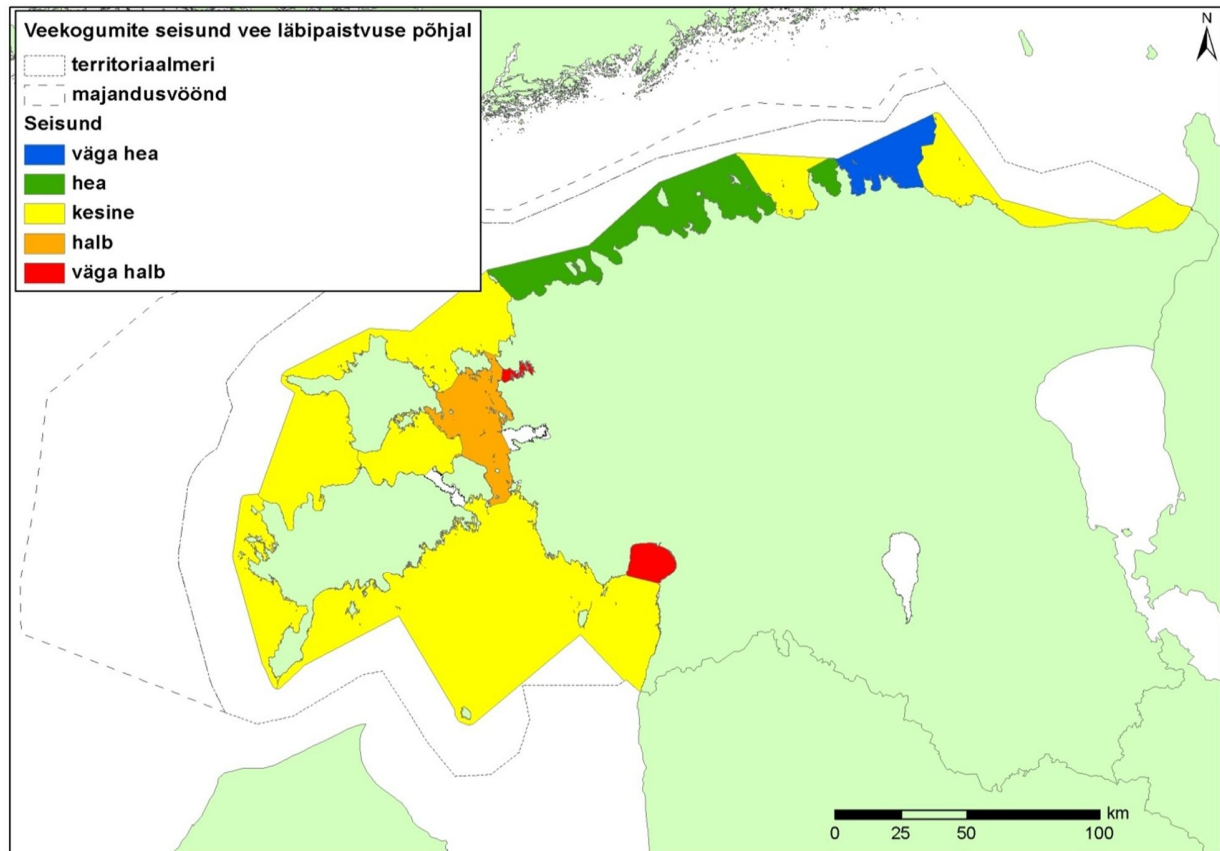
Vette langeva valguse hulgest sõltub fütoplanktoni ja makrofüütide fotosünteetiline aktiivsus ja kasv, samuti määrab läbipaistvus ära veetaimede levikusügavuse. Valguse hajumine ja neeldumine veesambas sõltub omakorda tahkete ja lahustunud osakeste kontsentratsioonist. Veesambas hõljuvad elusad või surnud (nt fütoplankton) või juba lagununud orgaanilist päritolu osakesed (nt humiinained), lisaks anorgaanilised osakesed. Seega on vee läbipaistvus (vee selgus) fütoplanktoni hulga ja eutrofeerumise indikaativseks mõõdikuks. Arvestada tuleb siiski Läänemere heterogeensusest tingitud omapärasid erinevatel merealadel, sesoonsust ning mõõtmisjaamade sügavust ja kaugust rannikust. Läänemere põhjaosas on leitud tugev seos fütoplanktoni biomassi (klorofüll a) ja vee läbipaistvuse vahel, seevastu Põhjalahe põhjaosas sõltub vee selgus olulisel määral orgaanilise aine, eriti humiinainete sissevoolust merre (HELCOM, 2009b). Eesti rannikumere veekogumitest ei arvestata läbipaistvust seisundi hindamisel Matsalu lahes ja Väikeses väinas, kus maksimaalne sügavus ei ületa kolme meetrit. Ettevaatusega tuleb vee läbipaistvuse näitajatesse suhtuda ka Pärnu ja Haapsalu lahes, kus tuuletekkelisest segunemisest tingituna paisatakse setteosakesed sageli veesambasse.

Secchi ketas on lihtsaim ja odavaim, aga ka üks vanemaid hüdroloogiliste mõõtmiste vahendeid vee läbipaistvuse määramiseks. Varaseimad andmed pärinevad juba 19. sajandi lõpust (Sandén ja Håkansson, 1996). Vee läbipaistvus annab ühtlasi kõige usaldusväärsema informatsiooni Läänemerest, eriti avaosast, aegadel, mil see oli inimtegevusest minimaalselt mõjutatud.

Ökoloogilise seisundi hinnangu andmisel läbipaistvuse järgi on rannikuvetes kasutatud suveperioodil juunist septembrini kogutud andmeid. Seisundit määrav ökoloogiline kvaliteedisuhe on tüübispetsiifilise võrdlusarvu ja hinnanguperioodi keskmise vee läbipaistvuse väärtuse suhe. Võrreldes teiste füüsikalise-keemiliste indikaatorite ja mõnede bioloogiliste kvaliteedielementidega on vee läbipaistvuse hea ja kesise kvaliteediklassi piiri määrav kõrvalekalle võrdlusarvust väiksem, vastavalt 50 ja 25 %. Selle põhjuseks on läbipaistvuse väiksem sesoonne ja aastatevaheline varieeruvus.

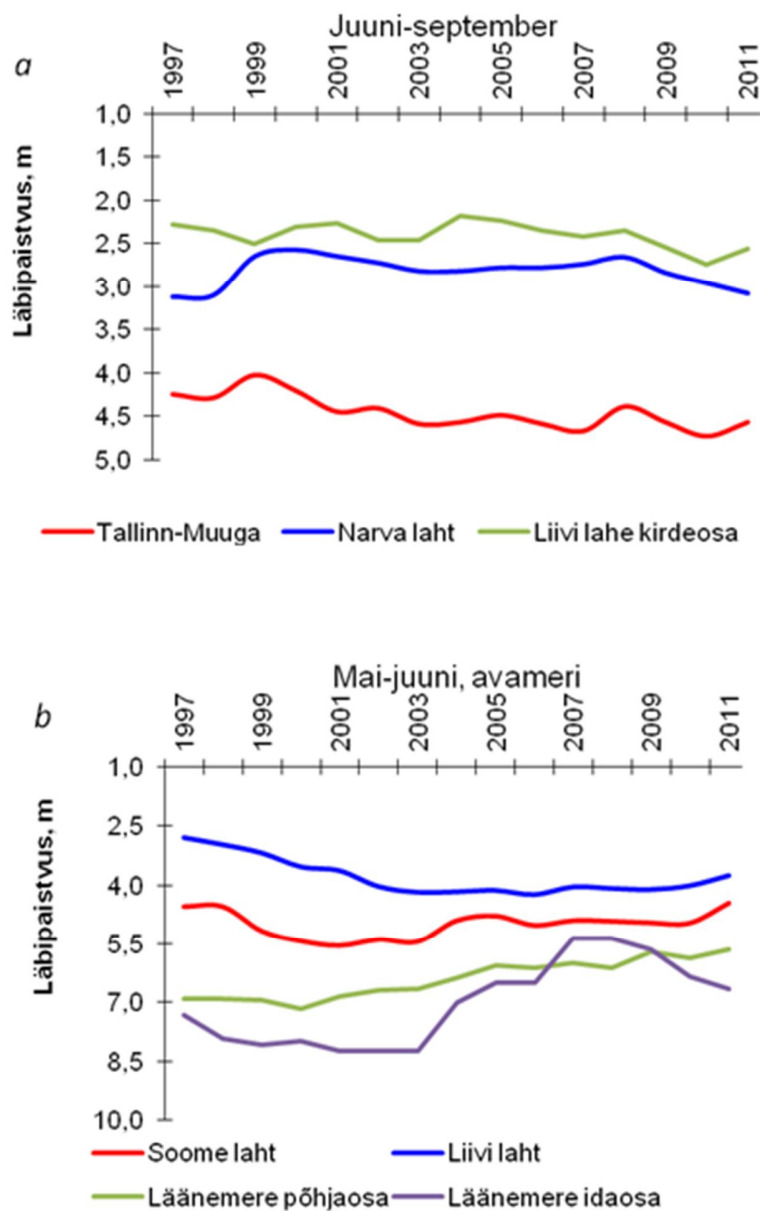
Eesti rannikumeres on vee läbipaistvuse alusel antud hinnang 14 veekogumile (joon. 3.1.5.1). Seireandmete tuginedes kuulub üks veekogum (Eru-Käsmu) väga heasse seisundiklassi. Soome lahe lääneosa kolm veekogumit on heas seisundiklassis (Hara laht, Tallinn-Muuga-Kakumäe ja Pakri). Kesises seisundis on seitse ja väga halvas kaks veekogumit (Pärnu ja Haapsalu laht).

HELCOM-i eutrofeerumise hinnangu jaoks on kogutud andmed perioodist 2003–2007 (Fleming-Lehtinen jt., 2010). Selle järgi on Soome lahest 90% halvas või väga halvas seisundis, v.a Tallinna laht, millele omistatakse väga hea seisundiklass. Liivi lahes on 70% veekogumitest kesises ja 30% halvas või väga halvas seisundis. Läänemere põhjaosa veekogumid jagunevad järgmiselt: 5% heas, 20% kesises, 45% halvas ja 30% väga halvas seisundis. Andmed on kogutud aastatel 2007–2011 (TÜ EMI, 2011a; b).



Joonis 3.1.5.1. Eesti rannikuveekogumite ökoloogilise seisundi hinnang vee läbipaistvuse järgi aastatel 2007–2011 (rannikumere seireprogrammi andmed).

Eesti rannikumere operatiivseire piirkondades on vee läbipaistvust regulaarselt mõõdetud alates 1993. aastast. Tallinna lahes ulatuvad mõõtmisread tagasi 1960-ndate aastate keskpaigani. Tallinna lahe avaosas on enam kui 40-aastase perioodi jooksul keskmine vee läbipaistvus suveperioodil (juunist-septembrini) kahanenud ligikaudu 15%, viimasel 15 aastal on näit olnud aga suhteliselt stabiilne (joon. 3.1.5.2). Läänemeres tervikuna on sajandi jooksul vesi hägusemaks muutunud ja sellest tendentsist pole puutumata jäänud ükski alambassein (Fleming-Lehtinen jt., 2010). Seejuures on kõige drastilisemad muutused aset leidnud just Läänemere põhjaosas ja Soome lahes – vastavalt 9 meetrilt 5-le ja 8-lt 4-le. Arvatakse, et selliste muutuste taga on fütoplanktoni biomassi suurenemine ja sinivetikate õitsengute sagenemine, aga ka suurenenud orgaaniliste ja anorgaaniliste osakeste sissevool maismaalt. Liivi lahes oli vee läbipaistvus teiste alambasseinidega võrreldes väiksem juba 20. sajandi alguses, ent pidevat trendi ei saa vahepealsete vaatluste (kuni 1960-ndate aastateni) puudumise tõttu välja tuua. Läänemere lõunaosas seevastu on seisund viimastel kümnenditel stabiliseerunud või koguni paranenud.



Joonis 3.1.5.2. Vee läbipaistvuse (m) pikaajaline muutlikkus Eesti rannikumere operatiivseire piirkondades (a) ja nõ avamere erinevates osades (b).

Eestit ümbritsevatel nõ avamereosadel on 1990-ndate aastate algusest pidevalt vaatlusi tehtud perioodil 20. maist kuni 10. juunini (joon. 3.1.5.2). See on ajavahemik, mil toimub üleminek fütoplanktoni kevadiselt aspektilt suvisele ja biomassist sõltuv vee läbipaistvus võimaldab hinnata planktoni sesoonse suksessiooni ajastust. Suurem läbipaistvus sel ajal märgib planktoni miinimumi, mil kevadkooslused on hääbunud ja suvised pole veel arenema hakanud. Väiksem

läbipaistvus viitab õitsengule, kuid põhjapoolsematel aladel peegeldab see pigem hilinevad kevadõitsengut, lõunapoolsetel seevastu suviste koosluste, eeskätt sinivetikate, arengut. Seega võib kindlal ajavahemikul mõõdetud vee läbipaistvus olla ka kaudseks kliimamuutuste indikaatoriks.

3.2. Elupaigad

3.2.1. Merepõhja ja veesamba elupaikade levik, K. Herkül

Elupaik on liigi või populatsiooni olemasoluks ja ontogeneesi läbimiseks vajalike abiootiliste ja biootiliste tingimuste kogum; ka selliste tingimustega ala (Masing, 1992). Merekeskkonnas on eristatavad kaks üldist elupaika – merepõhi ehk bentaal ja veesammas ehk pelagiaal. Nii merepõhi kui veesammas on oma füüsikalise-keemiliste omaduste ja/või seda asustavate organismide alusel klassifitseeritav väga paljudeks erinevateks elupaikadeks.

3.2.1.1. Merepõhja elupaikade levik

Eestis kasutatakse kahte peamist merepõhja elupaikade klassifikatsiooni – EBHAB ja loodusdirektiivi lisa I elupaikade klassifikatsioon. Eesmärgi poolest on tegu täiesti erinevate klassifikatsioonidega. EBHAB klassifikatsioon (Martin et al. 2010) klassifitseerib kogu merepõhja eluta- ja eluslooduse teatud kriteeriumite alusel – EBHAB süsteemi järgi on võimalik igas merepõhja punktis määratleda elupaik. Loodusdirektiivi lisa I on toodud ainult Euroopa mastaabis kaitset vääriavad elupaigatüübid ja seetõttu ei ole loodusdirektiivist lähtuva klassifikatsiooni alusel võimalik omistada elupaigatüüpi igale punktile meres vaid ainult nendele, mis vastavad seatud kriteeriumite alusel lisa I toodud elupaigatüüpidele. Loodusdirektiivi lisa I toodud kaitset vääriavad elupaigatüübid klassifitseeritakse kas eluta looduse või eluta ja eluslooduse parameetrite alusel, lähtudes loodusdirektiiviga seotud juhendmaterjalidest ja pidades silmas Eesti mereala iseärasusi. Kuna EBHAB süsteem klassifitseerib kogu merepõhja, siis kasutatakse käesolevas peatükis just seda süsteemi, ning väärtuslike elupaikade peatükis käsitletakse loodusdirektiivi lisa I toodud elupaigatüüpe. EBHAB on EL-i LIFE-Loodus programmi projekti „Merekaitsealad Läänemere idaosas“ (projekti kodulehekülge <http://lifempa.balticseaportal.net/>) raames välja töötatud elupaikade klassifikatsioon, mis on loodud Läänemere idaosas rannikumerialade inventeerimise vajadusi silmas pidades. EBHAB klassifikatsioon klassifitseerib kogu merepõhja, põhinedes kolmel peamisel komponendil:

- avatus lainetusele: varjatud, mõõdukalt avatud, avatud;
- põhjasubstraat: pehme, kõva;
- põhjaelustik: domineeriva liigi või kõrgema taksonoomilise üksuse olemasolu (katvus vähemalt 10 %).

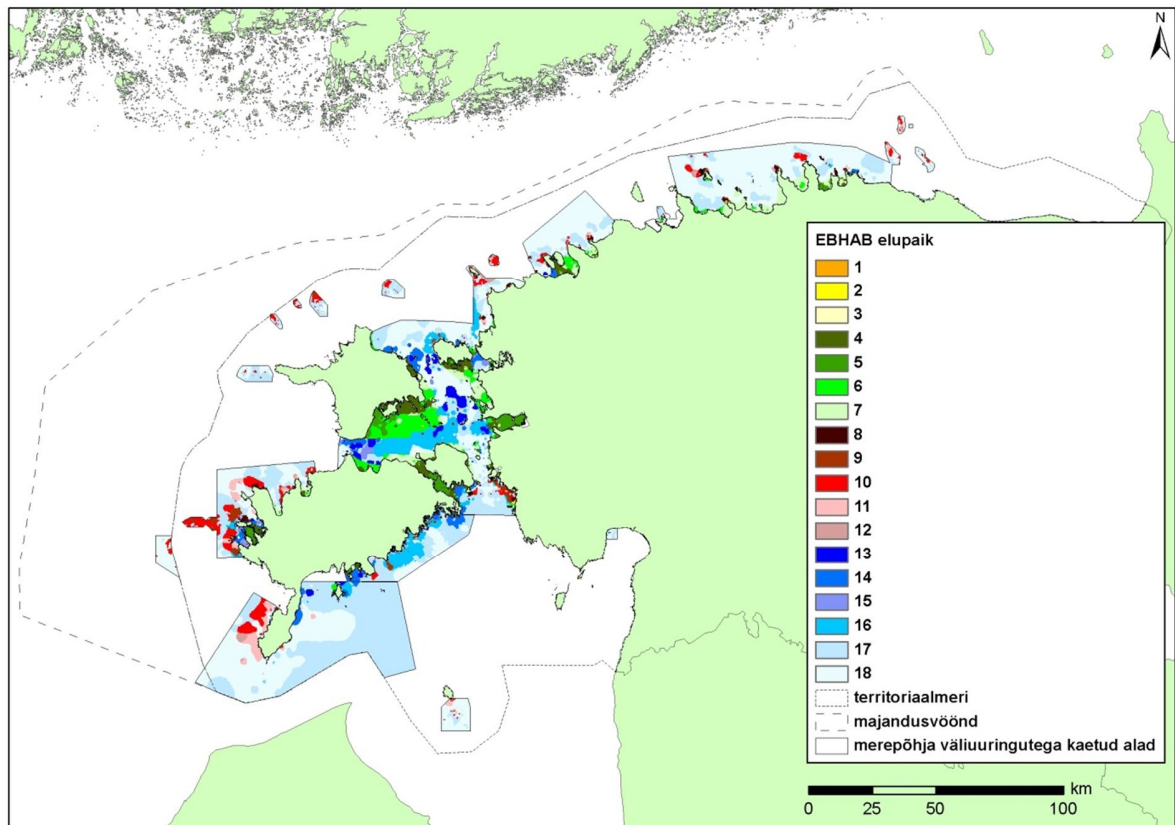
Nende komponentide alusel on klassifitseeritud 25 elupaika, millest vastavalt projekti määratlusele 18 leiduvad Eesti rannikumeres. Ülevaate EBHAB süsteemi Eestis leiduvatest elupaikadest annab tabel 3.2.1.1.1. Ühe puudusena EBHAB süsteemi juures eelkõige nõ avamere kontekstis tuleb märkida, et tegemist on nimetatud LIFE projekti pilootalade baasil välja töötatud süsteemiga, kus olid esindatud vaid rannikulähedased piirkonnad. Seetõttu puudub selles süsteemis Eesti jaoks „avatud“ mereala, kuigi sisuliselt on sellised alad Eestis olemas. Ühe puudusena võib veel välja tuua 20 m kriteerium kui footilise ja mittefootilise tsooni eristaja

elupaikade 11 ja 12 eraldamiseks, sest nõ avamere tingimustes võivad taimed levida tunduvalt sügavamale kui 20 m.

Tabel 3.2.1.1.1. EL-i LIFE-Loodus projekti „Merekaitsealad Läänemere idaosas“ raames välja töötatud rannikumere elupaikade klassifikatsiooni (EBHAB) elupaigad, mis leiduvad Eesti rannikumeres. Tabeli ääristel hallil taustal on horisontaals lainetusele avatuse klassid ja vertikaals põhjasubstraadi klassid. Number tähistab elupaiga numbrit ja numbri taga on domineeriv põhjaelustiku liik või rühm.

	VARJATUD	MÕÕDUKALT AVATUD
K Ö V A	1. põisadru	8. põisadru
	2. karbid ja tõruvähk	9. agarik
	3. ilma kindla liigilise domineerimiseta	10. karbid ja tõruvähk
		11. kindla liigilise domineerimiseta, sügavus < 20 m
		12. kindla liigilise domineerimiseta, sügavus > 20 m
P E H M E	4. õistaimed (v.a pikk merihein)	13. pikk merihein
	5. mändvetikad	14. õistaimed (v.a pikk merihein)
	6. karbid	15. mändvetikad
	7. ilma kindla liigilise domineerimiseta	16. agarik
		17. karbid
		18. ilma kindla liigilise domineerimiseta

Elupaikade leviku kirjeldamisel on kasutatud andmeid ainult nendest mereala piirkondadest, kus on teostatud merepõhja elupaikade leviku kaardistamisi (joonis 3.2.1.1.1, ligikaudu 9 000 km²). Ka esitatud elupaikade hinnangulised pindalad pärinevad ainult väliuuringutega kaetud aladelt. Arvestades sellega, et merepõhja väliuuringud on proovipunktipõhised, punktandmed interpoleeritakse pindandmeteks ja elupaigakaartide saamiseks kasutatakse ülekatteanalüüsi, tuleb silmas pidada, et elupaikade pindalad on hinnangulised, mitte otseste looduses teostatud pindala mõõdistamiste tulemused. EBHAB klassifikatsioonisüsteemi elupaikadele ei ole väljatöötatud seisundi hindamise meetodikat. Iga EBHAB-i elupaiga seisundi eraldi hindamine ei oleks ka otstarbekas, sest süsteem võimaldab klassifitseerida kõik merepõhjad, mille hulgas on ka madala looduskaitse väärtuse ja ökoloogilise tähtsusega elupaikasad.



Joonis 3.2.1.1.1. Merepõhja elupaikade levik vastavalt EBHAB klassifikatsioonile väliuuringutega kaetud aladel. Elupaikade nimetused vastavad numbritele järgnevas tekstis ja tabelis 3.2.1.1.1.

Elupaik nr 1 – varjatud kõvad põhjad põisadruga (*Fucus vesiculosus*)

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud põisadru domineerimisega kõva põhjasubstraadiga elupaik, kus teiste taimeliikide biomass jääb tavaliselt alla 10%. Taimedest levinumad veel karevetikas (*Cladophora glomerata*), pruunvetikas *Pilayella littoralis*, harilik heinmuda (*Ruppia maritima*). Põhjaselgrootutest levinuim vesiking (*Theodoxus fluviatilis*). Elupaik on liigirohke taimestiku ja loomastikuga. Põhjasetetes domineerivad erineva suurusega kivid ja paeplaat, kuid kuna tegemist on lainetuse eest varjatud elupaigaga, siis esineb ka pehmeid setteid. Sügavuslevik 0,2–6 m. Soolsuse miinimum ca 4 psu.

Leviku ulatus. Soome lahes Vergi poolsaarest Pakri poolsaareni, Väinameri, Liivi lahe põhjaosa. Levikumuster. Vähelevinud elupaik, esineb väikeste laikudena tugeva lainetuse eest varjatud kõva põhjaga aladel.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 6 km².

Elupaik nr 2 – varjatud kõvad põhjad karpide ja tõruvähiga (*Balanus improvisus*)

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) ja tõruvähi domineerimisega elupaik, kus põhjasubstraadis valdavad erineva suurusega kivid ja paeplaat. Kuna tegemist on lainetuse eest varjatud elupaigaga, siis esineb ka pehmeid setteid. Taimedest esineb sagedamini agarikku (*Furcellaria lumbricalis*) ja pruunvetikat *Sphacelaria arctica*. Sügavuslevik 1–20 m. Soolsuse miinimum ca 2 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe idaosa, Väinameri, Liivi lahe põhjaosa.

Levikumuster. Vähelevinud elupaik, esineb väikeste üksikute laikudena lainetuse eest varjatud kõva põhjaga aladel.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 5 km².

Elupaik nr 3 – varjatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud kõva põhjasubstraadiga elupaik, kus ükski elustiku tunnusliik ei esine katvusega 10% või rohkem. Samas võib esineda kõiki kõvade põhjade tunnusliike 10%-st madalama katvusega. Madalamatel aladel võib leiduda erinevaid niitjaid rohe-, pruun- ja punavetikaid. Taime- ja loomaliikide arv madalam, kui elupaikades nr 1 ja 2. Sügavuslevik 0–20 m, alumine soolsuspiir 1 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosa, Väinameri, Liivi lahe põhjaosa.

Levikumuster. Vähelevinud elupaik, esineb väikeste laikudena tugeva lainetuse eest varjatud kõva põhjaga aladel.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 7 km².

Elupaik nr 4 – varjatud pehmed põhjad kõrgemate taimedega (v.a pikk merihein)

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus domineerivad kõrgemad taimed. Põhjasettes on ülekaalus muda, savi, liiv, kuid võib esineda ka kive. Domineerivateks kõrgemateks taimedeks on sagedamini penikeeled (*Potamogeton* spp.), harilik heinmuda (*Ruppia maritima*), harilik hanehein (*Zannichellia palustris*), tähk-vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*). Peale kõrgemate taimede võib esineda mitmeid niitjaid rohe- ja pruunvetikaid, põisadru, mändvetikaid. Põhjaloostikus domineerivad teod ja kaevuvad karbid. Sügavuslevik 0,2–8 m. Soolsuse miinimum ca 1 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast kuni Pärnu laheni.

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud enamasti poolsaarte ja saarte poolt varjatud merealadega. Suuremad alad paiknevad Väinameres.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 268 km².

Elupaik nr 5 – varjatud pehmed põhjad mändvetikatega

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus domineerivad mändvetikad. Põhjasettes on ülekaalus muda, savi ja liiv. Võrreldes elupaigaga nr 4 on need üldiselt peenemateralised ja suurema orgaanilise aine sisaldusega. Domineerivateks taimeliikideks võivad olla erinevad mändvetikad (*Chara* spp.) või pesajas tolüpell (*Tolypella nidifica*). Lisaks mändvetikatele võib märkimisväärselt esineda niitjaid rohevetikaid ja kõrgemaid taimi. Põhjaloostikus on enamasti liigivaene ja domineerivad limused. Elupaik levib 0–4 m sügavuses ja soolsustingimustes 0–7 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liiv lahe põhjaosani.

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud enamasti lainetuse eest varjatud lahtedega. Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 185 km².

Elupaik nr 6 – varjatud pehmed põhjad karpidega

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus elustikus domineerivad sette sees elavad karbid (limused). Põhjasubstraadis valdavad muda, savi, liiv, kuid vähesel määral võib esineda ka suurema osakeste läbimõõduga setteid. Taimestiku mitmekesisus ja biomass on madal. Sagedamini esineb põisadru (*Fucus vesiculosus*), agarikku (*Furcellaria lumbricalis*, peamiselt lahtine vorm) ja niitjaid vetikaid. Põhjaloostikus domineerivad sette sees elavad karbid balti lamekarp (*Macoma balthica*), söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*) ja liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*). Põhjaelustiku liigirikkus on madal. Elupaik levib sügavuses 0–20 m ja soolsuse miinimum on ca 3 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liivi lahe põhjaosani.

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud eelkõige suuremate varjatud lahtedega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 353 km².

Elupaik nr 7 – varjatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta

Kirjeldus. Lainetuse eest varjatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus ükski elustiku tunnusliik ei esine katvusega 10% või rohkem. Samas võib esineda kõiki pehmete põhjade tunnusliike 10%-st madalama katvusega. Põhjasubstraadis valdavad pehmed setted nagu muda, savi, liiv, kuid vähesel määral võib esineda ka suurema osakeste läbimõõduga setteid. Elupaik levib 0–20 m sügavuses. Soolsuse miinimum läheneb nullile.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liivi lahe põhjaosani (k.a Pärnu laht)

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud eelkõige suuremate varjatud lahtedega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 384 km².

Elupaik nr 8 – mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadruga

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud kõva põhjasubstraadiga elupaik, kus elustiku dominantliigiks on põisadru (*Fucus vesiculosus*). Põhjasubstraadis valdavad erineva suurusega kivid ja paeplaat. Põhjataimestiku ja -loomastiku liigirikkus on suur. Lisaks põisadrule võib esineda kõiki kinnitunud vetikaid. Põhjaloostiku olulisimaks liigiks on tavaliselt söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), aga esineda võib kõiki taimestikuvõõndi selgrootuid. Sügavuslevik 0,2–10 m. Soolsuse miinimum tavaliselt 4 PSU, harvem kuni 2 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liivi lahe keskosani (Ruhnu saar).

Levikumuster. Võrdlemisi laialt levinud elupaik, mis on seotud peamiselt poolsaarte tippude ja teiste avatud madalaveeliste kiviste merepiirkondadega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 56 km².

Elupaik nr 9 – mõõdukalt avatud kõvad põhjad agarikuga

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud kõva põhjasubstraadiga elupaik, kus elustiku dominantliigiks on agarik (*Furcellaria lumbricalis*). Põhjasubstraadis valdavad erineva suurusega kivid ja paeplaat. Rohkelt võib esineda ka põisadru (*Fucus vesiculosus*) ja söödavat rannakarpi (*Mytilus trossulus*). Üsna rohkesti võib esineda ka niitjaid pruun- ja punavetikaid. Liigirikkus on tunduvalt madalam kui elupaigas nr 8. Sügavuslevik 4–15 m, soolsuse miinimum 4 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liivi lahe põhjaosani.

Levikumuster. Võrdlemisi laialt levinud elupaik, mis on seotud peamiselt poolsaarte tippude, nõ avamere madalike ja teiste avatud madalaveeliste kiviste mereala piirkondadega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 75 km².

Elupaik nr. 10 – mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide ja tõruvähiga

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud kõva põhjasubstraadiga elupaik, kus elustiku dominantliigiks on kas söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), rändkarp (*Dreissena polymorpha*) või tavaline tõruvähk (*Balanus improvisus*). Põhjasubstraadis valdavad erineva suurusega kivid ja paeplaat. Taimestik on liigivaene; tüüpilisemad taimed on agarik (*Furcellaria lumbricalis*), niitjad pruun- ja punavetikad. Elupaik levib 0,2 kuni 20 m sügavusel. Minimaalne soolsus 4 PSU, aga ilmselt on võimalik levik kuni mageveeni, kui dominantliigiks on rändkarp.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast kuni Liivi lahe keskosani (Ruhnu saar).

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud lainetusele avatud kõvapõhjaliste mereala piirkondadega, sealhulgas nõ avameremadalikega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 306 km².

Elupaik nr 11 – mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta, sügavus alla 20 m

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud kõva põhjasubstraadiga elupaik footilises tsoonis, kus ükski elustiku tunnusliik ei esine katvusega 10% või rohkem. Samas võib esineda kõiki kõvade põhjade tunnusliike 10%-st madalama katvusega. Põhjasubstraadis valdavad erineva suurusega kivid ja paeplaat. Taimestik on suhteliselt liigivaene, levinumad on niitjad vetikad. Mitmeaastaste vetikate kasv on piiratud tugeva lainetuse ja jää mõju tõttu ning sügavamal vähese valguse tõttu. Põhjaloomastikus domineerivad söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), tavaline tõruvähk (*Balanus improvisus*), teod; taimestiku olemasolul võib leiduda kõiki taimestikuvööndi selgrootuid. Sügavuslevik 0–20 m.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast kuni Liivi lahe keskosani (Ruhnu saar).

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mis on seotud lainetusele avatud kõvapõhjaliste mereala piirkondadega sealhulgas nõ avameremadalikega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 180 km².

Elupaik nr 12 – mõõdukalt avatud kõva põhjad kindla liigilise domineerimiseta, sügavus üle 20 m

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud kõva põhjasubstraadiga elupaik afootilises tsoonis, kus ükski elustiku tunnusliik ei esine katvusega 10% või rohkem. Samas võib esineda kõiki kõvade põhjade selgrootuid tunnusliike 10%-st madalama katvusega. Põhjasubstraadis valdavad klibu, erineva suurusega kivid ja paeplaat. Klassifikatsioonisüsteemi kohaselt puuduvad taimed täielikult. 2009–2011 aastal läbiviidud mitmete nõ avameremadalike põhjaelupaikade inventuuride käigus on siiski leitud taimi märgatavalt sügavamalt kui 20 m. Seetõttu vajaks klassifikatsioonisüsteem parandamist. Selgrootutest on levinumad söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja hüdraloomad.

Leviku ulatus. Soome lahe kesk- ja lääneosa, Saaremaast ja Hiiumaast läände jäävad mereala piirkonnad.

Levikumuster. Võrdlemisi vähese levikuga elupaik, mis on seotud rannikust eemal asuvate sügavamate lainetusele avatud kõva põhjaga aladega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 48 km².

Elupaik nr 13 – mõõdukalt avatud pehmed põhjad pika meriheinaga

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus dominantliigiks on pikk merihein (*Zostera marina*). Põhjasubstraadis domineerib liiv. Lisaks meriheinale võib leiduda eelkõige teisi kõrgemaid taimi ja ka niitjaid vetikaid. Põhjaloostikus domineerivad settes elavad karbid. Elupaik levib sügavuses 2 kuni 6 meetrit ja soolsuse miinimum on ca 5 PSU. Leviku ulatus. Soome lahe keskosast kuni Liivi lahe põhjaosani.

Levikumuster. Võrdlemisi laialt levinud elupaik, mis on seotud mõõdukalt avatud madalate liivapõhjaliste mereala piirkondadega. Enamlevinud Väinameres.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 151 km².

Elupaik nr 14 – mõõdukalt avatud pehme põhjad kõrgemate taimedega (v.a pikk merihein)

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus dominantliigiks on mõni kõrgem taim välja arvatud pikk merihein (*Zostera marina*). Põhjasubstraadis valdavad muda, savi, liiv, vähesel määral võib esineda kive. Dominantliigiks võivad olla kõik Eesti mereala piirkondades levivad kõrgemad taimed, kuid sagedamini on selleks penikeeled (*Potamogeton* spp.), hanehein (*Zannichellia palustris*) või harilik heinmuda (*Ruppia maritima*). Lisaks kõrgematele taimedele võib selles elupaigas tihti kasvada määndvetikaid, niitjaid rohe- ja pruunvetikaid ning põisadru (*Fucus vesiculosus*). Põhjaloostikus domineerivad kaevuvad karbid, kuid rohkesti võib leiduda ka erinevaid taimestikuvööndi vähilaadseid ja tiguseid. Elupaik on levinud sügavuses 2–6 m ja soolsuse miinimum on ca 2 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe keskosast Liivi lahe põhjaosani, sealhulgas Pärnu laht.

Levikumuster. Laialt levinud elupaik, mille levik seotud lainetusele mõõdukalt avatud peamiselt liivase põhjaga madalate mereala piirkondadega.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 242 km².

Elupaik nr 15 – mõõdukalt avatud pehmed põhjad määndvetikatega

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus dominantliigiks on määndvetikad (*Chara* spp.) või pesajas tolüpell (*Tolypella nidifica*). Põhjasubstraadis valdavad savi, liiv ja kruus. Lisaks määndvetikatele esineb kõrgemaid taimi ja niitjaid vetikaid. Põhjaloostikus domineerivad sette sees elavad karbid. Elupaiga sügavuslevik 0,2–5 m. Minimaalseks soolsuseks ca 1 PSU.

Leviku ulatus. Soome lahe lääneosast kuni Liivi lahe põhjaosani.

Levikumuster. Suhteliselt vähelevinud elupaik, mida leidub Väinamere ja Saaremaa ümbruse mõõdukalt avatud madalates pehme põhjaga mereala piirkondades.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 51 km².

Elupaik nr 16 – mõõdukalt avatud pehmed põhjad agarikuga

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus dominantliigiks on agarik (*Furcellaria lumbricalis*). Antud elupaiga võib jagada kaheks peamiseks alatüübiks: 1)

lahtise agariku kooslus Väinameres saviliivase põhjaga aladel, 2) kinnitunud agarikuga elupaigad segapõhjaga aladel.

Väinamere lahtise agariku koosluses leidub lisaks agarikule märkimisväärselt ka teist kinnitumata punavetikat *Coccolytus truncatus*. Nimetatud lahtised punavetikad moodustavad merepõhja kuni 0,3 m paksuse mati. Tavaliselt moodustab agarik 60–70% biomassist ja *C. truncatus* 30–35% ning teiste taimede osakaal jääb alla 5%. Põhjaloostikus on levinumaks liigiks söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Sügavuslevik 3–9 m, soolsus ca 6 PSU.

Kinnitunud koosluste puhul on põhjasubstraadis ülekaalus pehme settena kvalifitseeruvad liiv ja kruus, kuid rohkesti esineb ka erineva suurusega kive, mis on kasvusubstraadiks agarikule ja teistele vetikatele nagu põisadru (*Fucus vesiculosus*) ja erinevad niitjad pruun- ja punavetikad. Põhjaloostikus domineerib söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Elupaiga sügavuslevik 4–20 m, soolsuse miinimum ca 5 PSU.

Leviku ulatus. Lahtise agarikuga elupaik ainult Väinameres. Kinnitunud agarikuga elupaik Soome lahe keskosast kuni Liivi lahe põhjaosani.

Levikumuster. Lahtise agarikuga elupaik levinud ainult Väinameres, eelkõige Soela väina ja Hiiumaa laidude vahele jäävas mereala osas. Kinnitunud agarikuga elupaigad levinud väikeste laikudena Soome lahes; suuremad laigud Vormsist loodes ja Saaremaa lõunarannikul.

Elupaiga pindala: lahtise agarikuga elupaik Väinameres 262 km², kinnitunud agarikuga elupaik 238 km².

Elupaik nr 17 – mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpidega

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus elustikus domineerivad sette sees elavad karbid (limused). Põhjasubstraadis valdavad savi, liiv, kruus. Sette sees elavateks karbiliikideks on balti lamekarp (*Macoma balthica*), söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*), liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*). Madalamatel aladel võib leida paljusid pehmete põhjade taimeliike, kuid nende katvus jääb alla 10%. Elupaik võib esineda igasugustes sügavustes ja soolsuse miinimumiks on ca 2 PSU.

Leviku ulatus. Kogu Eesti mereala.

Levikumuster. Äärmiselt laialt levinud elupaik, leidub kõikides uuritud Eesti mereala piirkondades.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 2 690 km².

Elupaik nr 18 – mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta

Kirjeldus. Lainetusele mõõdukalt avatud pehme põhjasubstraadiga elupaik, kus ükski elustiku tunnusliik ei esine katvusega 10% või rohkem. Samas võib esineda kõiki pehmete põhjade tunnusliike 10%-st madalama katvusega. Põhjasubstraadis valdavad pehmed setted nagu muda, savi, liiv, kuid vähesel määral võib esineda ka suurema osakeste läbimõduga setteid. Loomastikus on enamlevinud kaevuvad karbid, tavaline harjasliimukas (*Hediste diversicolor*). Madalamatel aladel võib leida paljusid pehmete põhjade taimeliike, kuid nende katvus jääb alla 10%. Elupaik võib esineda igasugustes sügavustes ja soolsustingimustes.

Leviku ulatus. Kogu Eesti mereala.

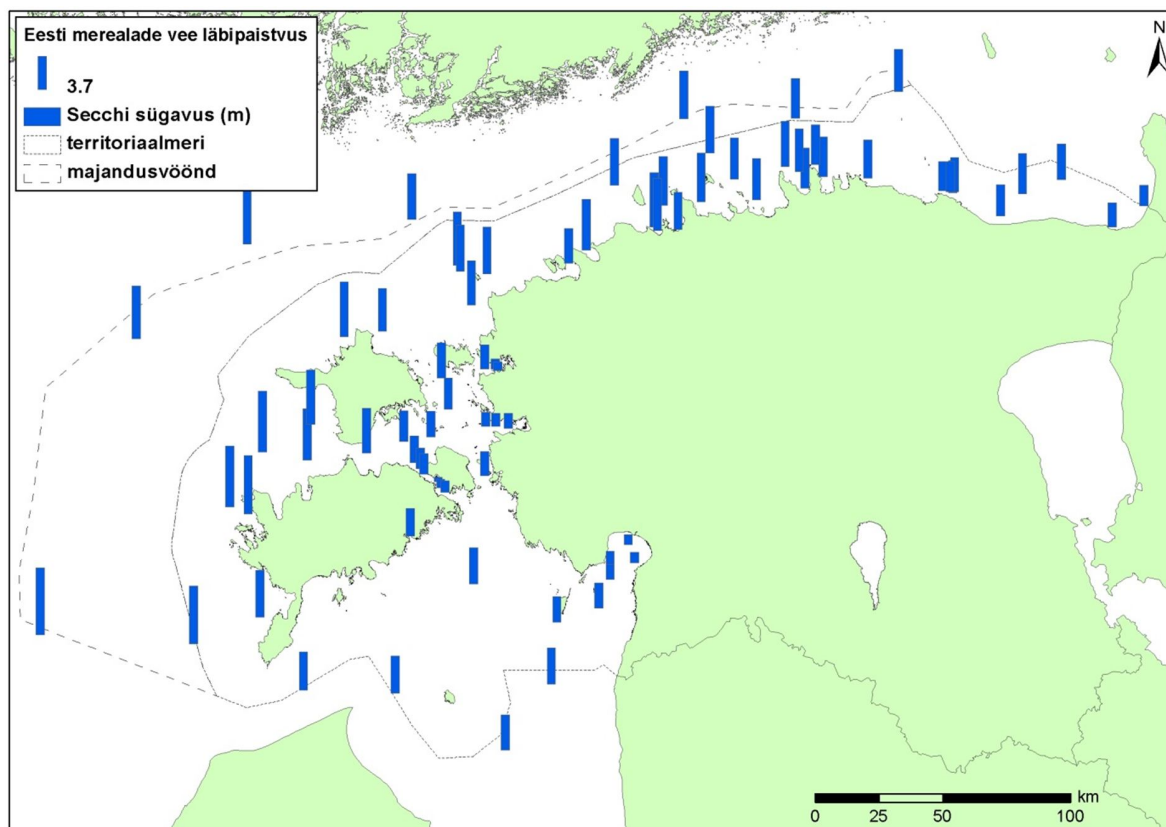
Levikumuster. Äärmiselt laialt levinud elupaik, leidub kõikides uuritud Eesti mereala piirkondades.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 3 687 km².

3.2.1.2. Veesamba elupaikade levik

Veesammas elupaigana ehk pelagiaal on kogu veemass, mis ei ole otseses kokkupuutes merepõhjaga. Veesammas on ruumalalt kõige mahukam mere-elupaik. Üks üldisemaid klassifitseerimisi on veesamba jagamine footiliseks ja afootiliseks elupaigaks. Footiline elupaik on veesamba see osa, milles on taimedele piisavalt valgust fotosünteesiks ja afootiline elupaik on veesamba osa, kus ei ole taimedele piisavalt valgust fotosünteesiks (Kaiser et al. 2011). Lisaks valguse levikule on veesammast võimalik jagada vertikaalse füüsikalise-keemilise veemasside kihistumise alusel. Läänemeres võib täheldada soolsuskihistumist ja soojuskihistumist. Läänemerest on näiteid tursa kudemiseks sobiliku veesamba elupaiga eristamisest. Tursa kudemise veesamba elupaika on defineeritud vee sügavuse, temperatuuri, soolsuse ja hapnikusisalduse tingimuste kaudu (BALANCE 2008).

Eestis ei ole siiani klassifitseeritud ega kaardistatud veesamba elupaikasad. Footilise ja afootilise veesamba elupaiga leviku kirjeldamiseks saab kasutada vee läbipaistvuse andmeid, mis on kogutud rannikumere seireprogrammi käigus. Vee läbipaistvus võib muutuda väga kiiresti ilmamuutuste, hoovuste ja fütoplanktoni õitsengute tagajärjel ning seetõttu tuleb traditsioonilisel läbipaistvuse mõõtmisel Secci ketta abil silmas pidada, et tegemist on ühe konkreetse ajahetke mõõtmistulemusega, mis võib oluliselt erineda pikemaajalisest keskmisest. Vee läbipaistvus ja seeläbi ka footilise veesamba elupaiga ruumala on Eestit ümbritsevates mereala piirkondades suurem Soome lahe suudmealal ja Läänemere avaosas, väikseim Väinameres ja Pärnu lahes (joonis 3.2.1.2.1).



Joonis 3.2.1.2.1. Merevee läbipaistvus seirejaamades. Andmed keskmistatud perioodi 2006-2010 kohta.

Soolsuskihistumine on seotud sügavamate mereala piirkondadega. Eesti mereala piirkondades esineb soolsuskihistumist Läänemere avaosas ja Soome lahes, kus soolsuse hüppekiht ehk halokliin paikneb tavaliselt 60–80 m sügavuses. Halokliini sügavus ja selle alla jääva veemassi omadused on seotud eelkõige soolase merevee sissevooludega Taani väinadest (Elken et al. 2006). Suvine soojuskihistumine (termokliini olemasolu) on iseloomulik Liivi lahele, aga samas puudub seal soolsuskihistumine. Soolsus- ja soojuskihistumine eraldab veemassid vertikaalselt erinevateks veesamba elupaikadeks, mida asustavad erinevad zooplanktonikooslused (Schulz & Hirche 2007). Eesti merealas on täheldatav, et kihistunud sügavamates mereala piirkondades domineerivad ülemises soojemas läbisegunenud kihis vesikirbulised, keriloomad ja aerjalaliste vastsed. Liivi lahes on allpool termokliini iseloomulikuks liigiks aerjalaline *Limnocalanus macrurus*, kes on jääaja relik. Allpool halokliini on iseloomulikeks liikideks soolalembesed aerjalalised *Pseudocalanus acuspes* ja *Acartia longiremis*.

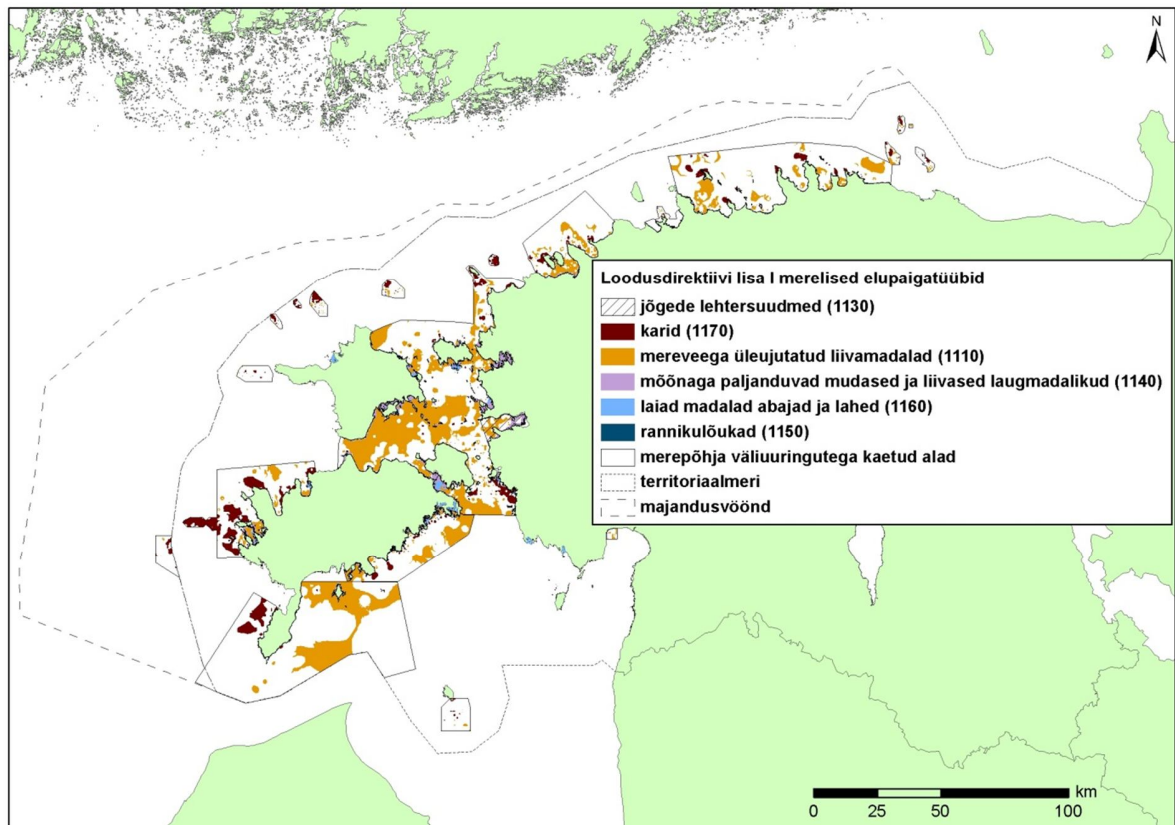
Pelaagiliste elupaikade leviku- ja seisundihinnanguid anda ei saa, sest Eestis ei ole neid klassifitseeritud, kaardistatud ega seisundi hindamise meetodikaid välja töötatud.

3.2.2. Väärtuslikud elupaigatüübid (loodusdirektiivi lisa I), K. Herkül

Järgnevalt antakse ülevaade loodusdirektiivi lisa I mereliste elupaigatüüpide levikust Eesti merealal. Elupaigatüüpide määratlemisel on lähtutud EL-i elupaikade interpretatsioonimanuaalist (European Commission, 2007). Eestist võib leida kuut merega seotud elupaigatüüpi (sulgudes elupaigatüübi kood):

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

Nendest elupaigatüüpidest on mereveega üleujutatud liivamadalad ja karid määratletavad abiootilise keskkonna (merepõhja substraat) ja põhjaelustiku tunnusliikide abil ning nende kaardistamiseks on teostatud merepõhja elustiku ja põhjasubstraadi väliuuringud. Ülejäänud elupaigatüübid on määratletavad abiootilise keskkonna omaduste põhjal ja nende paiknemine on määratud geomorfoloogiliste omaduste ja muude üldiste taustaandmete põhjal. Elupaikade kirjeldustes on lähtutud EL-i elupaikade interpretatsioonimanuaali üldistest juhistest ning loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatust (Paal 2007), kohandades neid sobivaks Läänemere idaosa tingimustega. Aastatel 2006–2011 on teostatud mitmeid ulatuslikke merepõhja elustiku ja elupaikade inventuure, mille käigus kogutud materjal on oluliselt täiendanud teadmisi Eesti mereala põhjaelustikust. Nende teadmiste baasil oleks soovitatav uuesti läbi vaadata elupaigatüüpide definitsioonid, neid vajadusel muuta ja teha uued elupaigatüüpide leviku hinnangud üle kogu uuritud Eesti mereala.



Joonis 3.2.2.1. Loodusdirektiivi lisa I merelised elupaigatüübid Eesti merealal. Karide, liivamadalate ja laugmadalike hinnangud pärinevad ainult merepõhja väliuuringutega kaetud mereala piirkondadest.

Mereveega üleujutatud liivamadalad (1110)

Kirjeldus. Liiva domineerimisega mereala piirkond, kus kasvab tunnusliike vähemalt 10%-lise katvusega. Liivamadaletel tunnusrühmadeks on kõrgemad taimed, mändvetikad ja infauna karbid. Levinumateks kõrgemate taimede liikideks on penikeelised (*Potamogeton* spp.), heinmudalised (*Ruppia* spp.), harilik hanehein (*Zannichellia palustris*) ja pikk merihein (*Zostera marina*). Infauna tunnusliikideks on balti lamekarp (*Macoma balthica*), söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*) ja liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*). Lisaks nimetatud tunnusliikideks olevatele selgrootutele on liivamadalatel levinud hulkharijasussid, väheharjasussid, taimestiku olemasolul paljud taimestikulembesed selgrootud.

Tuleks kaaluda elupaiga määratlemise kriteeriumite muutmist, sest infauna karbid, eriti balti lamekarp (*Macoma balthica*) ja mitmed kõrgemate taimede liigid, näiteks kamm-penikeel (*Potamogeton pectinatus*), on äärmiselt laia levikuga ja hea reostustaluvusega liigid ja ei sobi seetõttu elupaigatüüpi määravateks liikideks. Lisaks tuleks kaaluda maksimaalse sügavuse kriteeriumi lisamist elupaiga määrangusse ja tunnusliikide katvuse lävendite muutmist.

Leviku ulatus. Liivamadalaid leidub kõikjal uuritud Eesti mereala piirkondades.

Levikumuster. Liivamadalaid leidub enim lahtedes ja saarte poolt varjatud mereala piirkondades.

Ulatuslikumad liivamadalaad esinevad Väinameres ja Liivi lahes.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 2 000 km².

Peamised survetegurid. Eutrofeerumine, süvendus- ja kaadamistööd, naftareostus; madalamates taimestikurohketes piirkondades ka väikelaevade ja jetide poolt põhjustatud mehhaaniline häiring.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise metoodika ja aegread. Elupaigatüübi staatus HELCOM-i üle-Läänemereselises hinnangus on „ohustatud“ (HELCOM 1998).

Jõgede lehtersuudmed (1130)

Kirjeldus. Jõgede lehtersuudmed on rannikuabajad, millesse suubub jõgi ja kus esineb selge soolsusgradient. Jõe- ja merevee segunemisel ning aeglustunud voolu tingimustes toimub peeneteraliste setete ladestumine. Eestis on määratletud jõe lehtersuudme elupaigatüübiks Kasari jõe suudmeala koos Matsalu lahega. Kasari lehtersuue on hästi kaitstud tuulte eest ja seetõttu saab taimestik kasvada ka muidu lainetuse mõjul liikuvatel peeneteralistel setetel. Vee soolsus suureneb magedaveelisest Kasari jõe suudmest Väinamere poole. Vesi on madal, sügavusega alla 3 m, idaosas alla meetri, keskmine sügavus 1,5 m. Jõe poolt sisse kantud materjali tõttu on põhjasetetes rohkesti muda, vee läbipaistvus väike ja toitainete sisaldus kõrge (Paal 2007). Põhjataimestikus ja -loomastikus toimub üleminek mageveelisest riimveeliseks ida-lääne suunal. Madalas idaosas levivad ulatuslikud roostikud ja esinevad peamiselt mageveelised põhjaloomastiku liigid nagu vesikakand (*Asellus aquaticus*), harilik keeristigu (*Bithynia tentaculata*) ja surusääsklaste vastsed (*Chironomidae*). Kirdeosas on levinud kareda mändvetika (*Chara aspera*) kooslused. Lääneosa taimestik on juba merelise ilmega ja seal domineerivad punavetikad agarik (*Furcellaria lumbricalis*), *Polysiphonia nigrescens*, *Ceramium tenuicorne*. Ka põhjaloomastik on lääneosas merelise ilmega, sest seal domineerivad balti lamekarp (*Macoma balthica*) ja harilik kootvähk (*Corophium volutator*) (Kotta et al. 2008).

Leviku ulatus ja muster. Eestis määratletud peamiselt ainult Kasari jõe suudmeala koos Matsalu lahega. Tingimisi sobivad ka mõnede väiksemate jõgede – näiteks Kloostri ja Taebla – suudmealad (Paal 2007).

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel (Kasari jõe suudmeala koos Matsalu lahega) 94 km².

Peamised survetegurid. Eutrofeerumine, süvendus- ja kaadamistööd, Kasari jõe veekvaliteedi halvenemine.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise metoodika ja aegread. Elupaigatüübi staatus HELCOM-i üle-Läänemereselises hinnangus on „ohustatud“ (HELCOM 1998).

Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140)

Kirjeldus. Tegemist on merede või laguunide mõõnaga paljanduvate liiva- ja mudarandadega. Kuna Eesti tingimustes loodeid ei esine, siis käsitletakse selle elutüübi all kõiki liivaseid, saviseid ja mudaseid laugeid mererandu, mis võivad ajuti paguveega paljanduda. Sügavuspiiriks on 1 m. Antud elupaigaga seotud taimeliigid on eelkõige harilik pilliroog (*Phragmites australis*), meri-

mugulkõrkjas (*Bolboschoenus maritimus*), kare kaisel (*Schoenoplectus tabernaemontanii*), penikeelelised (*Potamogeton* spp.), haneheinalised (*Zannichellia* spp.), tähk-vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*). Loomadest on tavalisemad erinevad teod, harilik harjasliimukas (*Nereis diversicolor*).

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 277 km².

Peamised survetegurid. Eutrofeerumine.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise meetodika ja aegread. Elupaigatüübi staatus HELCOM-i üle-Läänemereselises hinnangus on „ohustatud“, aga tegelik ohustatuse staatus on teadmata (HELCOM 1998).

Rannikulõukad (1150)

Kirjeldus. Madalad, merest suhteliselt hiljuti eraldunud või sellega veel ajutiselt ühenduses olevad rannikujärved ja rannikulõukad, mille vees leidub suhteliselt rohkesti kloriide ja sulfaate (Paal 2007). Vee soolsus ja hulk võib olla muutlik, sõltudes sademetest, aurumisest, merevee lisandumisest tormiga jne. Taimkate puudub või selle moodustavad peamiselt penikeelelised (*Potamogeton* spp.), mändvetikad *Chara* spp. Võib esineda rohkelt kaldaveetaimestikku: pilliroog (*Phragmites australis*), kare kaisel (*Schoenoplectus tabernaemontanii*), hundinuiad (*Typha* spp.). Põhjaloostikus domineerivad mageveeliigid harilik keeristigu (*Bithynia tentaculata*), väike labatigu (*Planorbis planorbis*), järve-kirpvähk (*Gammarus lacustris*), putukate vastsed (Paal 2007).

Leviku ulatus. Lääne-Eesti.

Leviku muster. Väinameri, Hiiumaa, Saaremaa, Pärnu laht.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 29 km².

Peamised survetegurid. Eutrofeerumine, veerežiimi muutmine.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise meetodika ja aegread. Elupaigatüübi staatus HELCOM-i üle-Läänemereselises hinnangus on „tugevalt ohustatud“ (HELCOM 1998). Loodusdirektiivis on rannikulõukad märgitud kui esmatähtis elupaigatüüp (*priority habitat*).

Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

Kirjeldus. Tegemist on elupaigaga, kus erinevalt jõgede lehtersuudmetest (1130) on magevee mõju üsna väike. Tavaliselt on need elupaigad merelainete otsese mõju eest varjatud, neile on iseloomulik põhjasetete heterogeensus, samuti bentiliste koosluste selgesti väljenduv võõndilisus. Viimastele on iseloomulik suur looduslik mitmekesisus. Vee sügavus on väike ja põhjataimestik on tavaliselt levinud kõikjal. Taimestik on iseloomulikud pikk merihein (*Zostera marina*), harilik heinmuda (*Ruppia maritima*), penikeeled (*Potamogeton* spp.) ning erinevad bentilised vetikad. Loomastikust võib esile tõsta balti lamekarbi (*Macoma baltica*) ning liiva-uurikkarbi (*Mya arenaria*) esinemise. Elupaigast on sõltuvad mitmed selgrootud, kalad, linnud.

Leviku ulatus. Lääne-Eesti.

Leviku muster. Väinameri, Hiiumaa, Saaremaa, Liivi lahe põhjaosa.

Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 160 km².

Peamised survetegurid. Eutrofeerumine, süvendus- ja kaadamistööd.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise metoodika ja aegread. HELCOM *Red List of Biotopes and Biotope Complexes* (HELCOM 1998) järgi kuuluvad fjordid ja fjordilaadsed lahed üle-Läänemereselises hinnangus „ohustatud“ staatusega elupaigatüüpide hulka.

Karid (1170)

Kirjeldus. Karide elupaigatüüpi kuuluvad kõva põhjasubstraadiga mereala piirkonnad, kus kasvab tunnusliike katvusega vähemalt 10%. Kõvaks põhjasubstraadiks võivad olla suuremad kivid, rahnud ja aluspõhjakivimid. Karide tunnusliikideks on põisadru (*Fucus vesiculosus*), agarik (*Furcellaria lumbricalis*), söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), tavaline tõruvähk (*Balanus improvisus*) ja rändkarp (*Dreissena polymorpha*). Karide taimestikuvöönd võib olla väga kõrge liigilise mitmekesisusega, kus võib esineda kõiki Eesti mereala piirkondade vetikaliike ja taimestikuvööndi selgrootuid.

Leviku ulatus. Üle kogu Eesti mereala.

Levikumuster. Peamiselt levinud lainetusele rohkem avatud piirkondades nagu poolsaarte tipud, avameremadalikud. Suuremad alad paiknevad Saaremaa lääneosas.

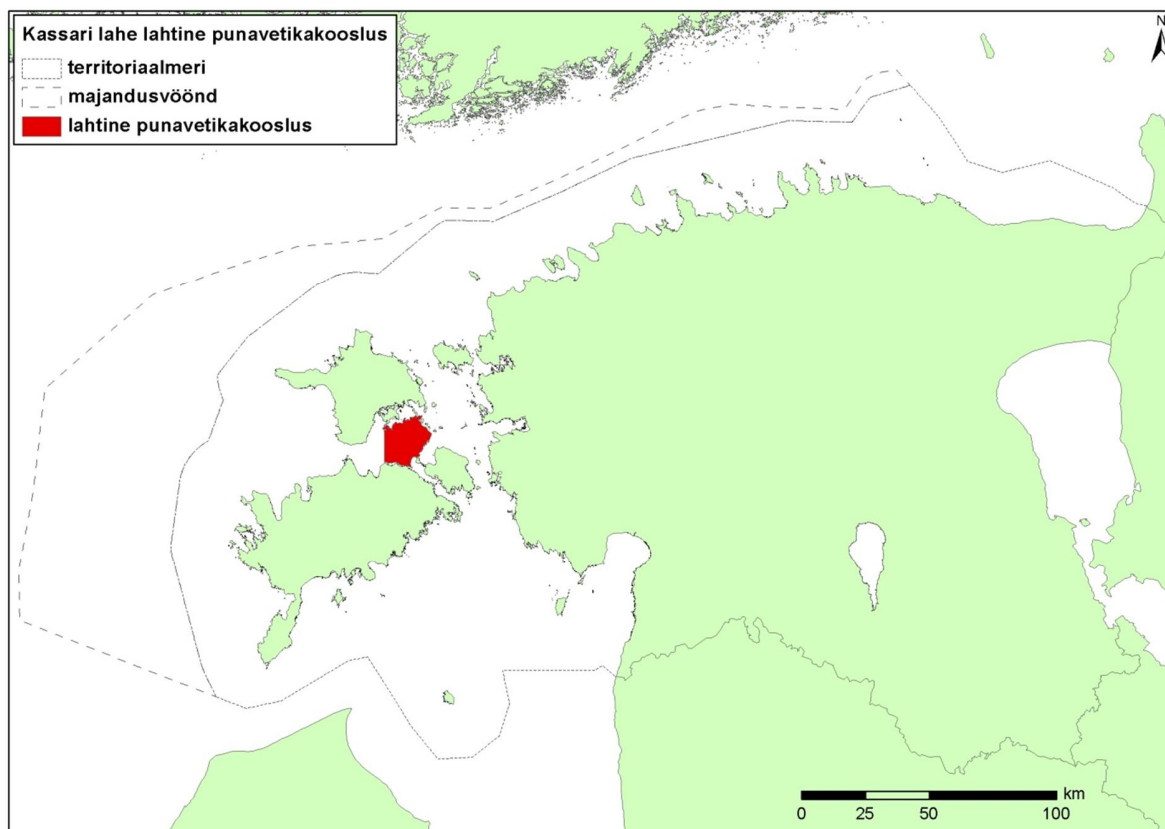
Elupaiga pindala merepõhja väliuuringutega kaetud aladel 453 km².

Survetegurid. Eutrofeerumine, süvendus- ja kaadamistööd, naftareostus.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise metoodika ja aegread. Staatus HELCOM-i üle-Läänemereselises hinnangus üle kõigi karide alamtüüpide on „ohustatud“ (HELCOM 1998).

3.2.3. Erilise tähtsusega elupaigad, K. Herkül

Vastavalt MSRD lisa III tabelis 1 toodule võib erilise tähtsusega elupaikadeks pidada elupaikasid, mis „oma omaduste, asukoha või strateegilise tähtsuse tõttu väärivad erilist tähelepanu. Nende hulka võivad kuuluda intensiivse või spetsiifilise surve all olevad alad või konkreetset kaitserežiimi vajavad alad.“



Joonis 3.2.3.1. Kassari lahe lahtise punavetikakoosluse levik.

Eesti merealas oleks otstarbekas oma eriliste omaduste, strateegilise tähtsuse ja spetsiifilise surve all olemise tõttu erilise tähtsusega elupaigaks pidada Kassari lahe lahtist punavetikakooslust, kus toimub töenduslik vetikate väljapüük. Väinameres Kassari lahes kasvav lahtine (substraatidele mitte kinnituv) punavetikakooslus moodustub peamiselt kahe punavetikaliigi – agariku (*Furcellaria lumbricalis*) ja *Coccotylus truncatus* kinnitumata vormist. Tegemist on Läänemeres ja ka laiemalt ainulaadse elupaigaga, kus nimetatud vetikad kasvavad püsivald lahtise vormina

pehmel põhjasubstraadil. Agarik on Läänemeres ainsaks töenduslikult kasutatavaks vetikaliigiks, olles tooraineks geelistuvate polüsahhariidide tootmisel, mida kasutatakse toiduainete-, kosmeetika- ja farmaatsiatööstuses (TÜ Eesti Mereinstituut 2011). Kassari lahe lahtine punavetikakooslus on ainuke töenduslikult eksploateeritav põhjaelustiku ressurss Eestis, mille väljapüük algas juba 1966. aastal (Martin et al. 2006a, b). Kassari lahe lahtine punavetikakooslus levib Väinamere keskosas Kassari lahes (joonis 3.2.3.1).

Lahtise vetikamati pikaajaline keskmine katvus on 70% ja paksus 6 cm (Paalme et al. 2011). Tavaliselt moodustab agarik 60–70% biomassist ja *C. truncatus* 30–35% ning teiste taimede osakaal jääb alla 5%. Lahtise punavetikakoosluse ökoloogiline tähtsus Kassari lahe keskosas on suur: lahtine vetikakooslus suurendab oluliselt elupaiga liigirikkust, sest agarik on substraadiks epifüütsetele vetikatele ja söödavale rannakarbile (*Mytilus trossulus*), pakub elupaika taimestikulembestele vähilaadsetele. Lahtise vetikakoosluse kadumisel jääks Kassari lahe keskosa praktiliselt taimestikuvabaks, sest sügavus on liiga suur kõrgemate taimede kasvuks.

Leviku ulatus ja muster. Elupaik on levinud ainult Väinameres Kassari lahes.

Elupaiga pindala 180 km² (TÜ Eesti Mereinstituut 2011).

Survetegurid: väljapüük, eutrofeerumine.

Seisundi hinnang. Ei hinnata, sest puudub seisundi hindamise meetoodika.

3.3. Bioloogilised parameetrid.

3.3.1. Domineerivad merepõhja ja veesamba elupaikadega seotud kooslused

3.3.1.1 Pelaagilised kooslused, H. Ojaveer, J. Kotta, G. Martin

Pelaagilised kooslused koosnevad fütoplanktonist, zooplanktonist ja kaladest. Lisaks asustavad pelagiaali ka mereimetajad.

Fütoplanktonikooslustes on selgelt väljenduv sesoonne suksessioon. Erinevates rannikupiirkondades võivad erinevatel aegadel olla kooslustes erinevad dominantliigid. Kevadel (aprillis-mais) domineerivad reeglina külmaveelised ränivetikad (nt *Thalassiosira* spp., *Achnanthes taeniata*, *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros wighamii*, *Diatoma tenuis*) ja vaguviburvetikad (nt *Scrippsiella* spp., *Peridiniella catenata*). Suvel on arvukamad autotroofne ripsloom *Mesodinium rubrum*, nakkevetikad *Chrysochromulina* spp., sinivetikad *Aphanizomenon* sp., *Pseudanabaena limnetica*, *Anabaena* spp., aga ka *Pyramimonas* spp. ja ränivetikas *Cyclotella choctawhatcheeana*. Suve teisel poolel võivad erinevates rannikupiirkondades domineerida sinivetikad (*P. limnetica*, *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* spp.), ränivetikas *Skeletonema costatum*, vaguviburvetikas *Heterocapsa triquetra*, rohevetikad perekondadest *Mougeotia*, *Closterium* ja *Cosmarium* ning ränivetikad perekondadest *Cyclotella*, *Amphiprora*, *Cocconeis* ja *Pyramimonas*. Sügisel võivad anda suurima panuse sinivetikad *Aphanizomenon* sp. ja *Pyramimonas* spp., *M. rubrum* ning vaguviburvetikas *Heterocapsa triquetra* (TÜ Eesti Mereinstituut 2011). Pikaajalisel skaalal on dinoflagellaatide suhteline osakaal fütoplanktoni kooslustes järk-järgult suurenenud Soome lahes, samas on Liivi lahes toimunud nende järsk langus alates 1990-ndate aastate keskpaigast (Klais et al. 2011). Pika-ajalised muutused fütoplanktonikooslustes ei ole otseses sõltuvuses mere eutrofeerumisest, kusjuures erinevalt toiduahela keskmistest ja kõrgematest lülidest (zooplankton, kalad) ei oma muutused fütoplanktonikooslustes hüppelist iseloomu (Olli et al 2011).

Zooplanktonikooslustes on esindatud merelised ja mageveelised liigid. Eesti rannikumere poolsuletud ja madalate lahtede kooslused sarnanevad liigiliselt koosseisult mere avaosa pinnaveekihtide kooslustega, kuid jõgede suudmete läheduses on märgata aeg-ajalt mageveeliste liikide (nagu nt. keriloomad *Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, vesikirbulised *Daphnia* spp., *Leptodora kindtii*, aerjalaline *Mesocyclops leuckarti*) osakaalu suurenemist. Viimasel paaril kümnendil on see tendents süvenenud, kuna mere soolsus on madalam kui varem. Samala ajal on madala rannikumere koosluste zooplanktoni biomass viimasel ajal üldiselt kõrgem kui eelnevatel aastakümnetel (TÜ Eesti Mereinstituut 2011).

Rannikumeres ning avamere pindmistes kihtides (suvel ülalpool termokliini) moodustavad zooplanktonikoosluses olulise osa merelist päritolu aerjalalised (nt *Centropages hamatus*,

Temora longicornis, *Acartia* spp. ja *Eurytemora* spp.), kohati ka keriloomad (nt *Keratella* spp., *Synchaeta* spp.) ning suvel on suhteliselt arvukad vesikirbulised (eelkõige *Bosmina c. maritima*) (TÜ Eesti Mereinstituut 2011).

Sügavamates veekihtides (suvel allpool termokliini), muuhulgas ka allpool halokliini (kui hapnikutingimused on soodsad) moodustavad zooplanktonikooslustes olulise osa (eriti troofilise seos toiduahela kõrgemate lülidega) suuremamõõtmelised liigid nagu arktilist päritolu *Limnocalanus macrurus* ning merelist päritolu *Pseudocalanus acuspes*. Viimase levikut ja arvukust piirab madal soolsus ning *L. macrurus* populatsiooniline areng sõltub eelkõige vee termilisest režiimist.

Zooplanktonikooslused on väga dünaamilised ning reageerivad kiiresti muutustele neid ümbritsevas keskkonnas. Pikaajaline soolsuse langus, temperatuuri tõus, suurenenud sademete hulk ning jõevee sissevool on põhjustanud Läänemere zooplanktonikoosluste struktuuris olulisi muutusi. Muuhulgas on oluliselt vähenenud arktilist- ja merelist päritolu liigid (nt *L. macrurus*, *P. acuspes*) ning tõusnud soojemat vett eelistavate ning eutrofeerumisele tolerantsete riimveeliste liikide osakaal (nt *Acartia* spp. ja *E. affinis*). Selle tulemusena on zooplanktoni arvukus ja biomass üldiselt tõusnud (TÜ Eesti Mereinstituut 2011, Diekmann and Möllmann 2010).

Pelaagilised kalakooslused on suhteliselt liigivaesed ning koosnevad peamiselt heeringlastest (räim ja kilu). Räum moodustab mitmeid lokaalpopulatsioone, mille ajaline dünaamika erineb. Kohati võib olulise osa arvukusest (kuid mitte biomassist) moodustada ka ogalik. Kui sesoonsel termokliinist ülalpool paiknevad reeglina nooremad räimed, kilu ja ogalik, siis sügavamates veekihtides esineb valdavalt suurem räum ning Liivi lahes võib olla suhteliselt arvukalt ka meritinti. Peale 1980-ndate aastate lõppu asetleidnud ökosüsteemi seisundi režiimihet ületab pelaagiliste kalade biomass põhjalähedaste kalade biomassi (Diekmann and Möllmann 2010).

3.3.1.2 Merepõhja kooslused, H. Ojaveer, J. Kotta, G. Martin

Merepõhja kooslused moodustavad põhjaloomastik ja -taimestik. Mere põhjaloomastiku ehk zoobentose hulka kuuluvad kõik loomad, kelle elupaigaks on merepõhi või merepõhja lähedased veekihid. Põhjaloomastiku all käsitletakse peamiselt mere suurselgrootuid so makroskoopilisi loomi. Mere põhjataimestiku moodustavad enamasti merepõhjale kinnitunud suurvetikad või kõrgemad taimed.

Põhjakooslustel on täita oluline roll kogu Läänemere ökosüsteemis, olles ühelt poolt toitainete akumulatsioon ja teiselt poolt toiduallikas paljudele kala- ja linnuliikidele. Põhjaloomastiku koosluse iseloomu kujundavad selles leiduvate liikide domineerimissuhted. Toitumistüübi järgi võib põhjaloomi jagada kolme olulisemasse rühma – herbivoorid, detriivoorid ja filtreerijad. Läbi toitumistüübi on igal rühmal ka vastav funktsioon ökosüsteemis. Ühe loomaliigi kadumine kooslusest ei muuda veel kogu süsteemi ökoloogilist tasakaalu, kuna koosluses leiduv samase funktsiooniga teine liik võib täita nõ tühja nišši. Siit tulenevalt on vaja säilitada domineerivaid põhjakooslusi, et oleks tagatud mere ökosüsteemide poolt võimaldatud funktsioonid ja ökosüsteemi teenused. Põhjakoosluste hävimine mõjutab mitmeid teisi ökosüsteemi osi, sealhulgas ka tõenduslikult tähtsate kalaliikide elutingimusi.

Põhjaloostiku koosluste ruumilist ja ajalist varieeruvust kujundab piirkonna hüdroloogia (temperatuuri-, sooluse- ja hapnikurežiim põhjalähedastes veekihtides, domineerivad hoovused, vee vertikaalne segunemine, sh süvikute vee tõus pindmistes kihtidesse), setete omadused (setete koosseis, setete orgaanikasisaldus, setete väävelvesiniku sisaldus), madalamas rannikuvees ka taimse hõljumi sisaldus merepõhja kohal oleva veekihi, põhjataimestiku koosluste iseloom ja jää mõju. Nende keskkonnatingimuste suuremad muutused mõjutavad otseselt põhjaloomastiku koosluste levikumustreid Eesti rannikumeres.

Ülalpool halokliini määravad põhjakoosluste leviku ära kolm põhilist tegurit – vee soolsus, sügavus ja põhja tüüp. Lokaalselt tuleb arvesse liikidevaheline konkurents ning viimasel ajal ka inimõju. Eestimaa rannik asub alal, kus merevee madal soolsus hakkab piirama mereliikide edasist levikut ida suunas. Samas on vesi mageveeliikidele aeg-ajalt liiga soolane. Kuna sooluse väärtused ajas muutuvad, siis levivad Eesti rannikuvees dünaamilised, kuid suhteliselt mitmekesised põhjakooslused.

Kõva põhjaga aladele on iseloomulikud karbikolooniad – sõltuvalt merevee soolusest võib nendes leiduv dominantliik olla söödav rannakarp *Mytilus edulis* (soolasem meri) või rändkarp *Dreissena polymorpha* (magedam vesi). Sellised karbikolooniad on olulised mere isepuhastumisvõime seisukohast, kuna nad suudavad läbi filtreerida suurema osa nende kohal paiknevast mereveest ja seetõttu vähendada Läänemere eutrofeerumist. Loomade asustustihedus sellistes karbikolooniates on seotud nende toitumistingimustega – mida enam on taimset hõljumit ehk fütoplanktonit, seda suurem on ka karpide asustustihedus.

Pehme põhjaga aladel domineerivad setetesse kaevuvad karbiliigid. Sellistel organismidel on välja arenenud organid veest või setetelt toidu hankimiseks. Sifoonide abil filtreerivad liiva-uurikkarp *Mya arenaria* ja balti lamekarp *Macoma balthica* ümbritsevast mereveest taimset hõljumit välja. *Macoma balthica* on vaieldamatult üks Läänemere põhjaloomastiku juhtliike, seda nii laialdase leviku kui ka suure biomassie poolest. Teda võib praktiliselt leida kõikjalt. Pudemest toituvad loomad elavad tavaliselt piirkondades, kus toimub aktiivne orgaaniliste setete ladestumine – mudase ja savise põhjaga aladel. Filtreerijad püüavad aktiivselt toitu veest ning elavad peamiselt liivase põhjaga aladel.

Eraldi loomarühma moodustavad taimetoidulised loomad ehk herbivoorid, kuid nemad asustavad peamiselt põhjataimestiku võõndit. Selliste koosluste kohta leiab infot käesoleva peatüki lõpuosast põhjataimestiku koosluste alt.

Allpool halokliini määravad põhjaloomastiku koosluste leviku peamiselt hapnikutingimused. Heade hapnikutingimuste esinemisel asustab selliseid mereala piirkondi mitmekesine, peamiselt vähilaadsete *Monoporeia affinis* ja *Pontoporeia femorata*, harva ka balti lamekarbi *Macoma balthica* domineerimisega kooslus. Kehvamate hapnikutingimuste korral võib sellistes kooslustes leida vaid ussi *Bylgides sarsi*, hapnikupuuduse tekkimisel suurselgrootud hävivad.

Põhjalähedase süsteemi oluliseks komponendiks on ka kalakooslused. Arvukaimaks põhjalähedase eluviisiga töönduskalaks Eesti vetes on tõenäoliselt lest *Platichthys flesus*. Ta moodustab mitmeid lokaalpopulatsioone ning vastavalt kudemisökoloogiale eristatakse kahte erinevat rühmitust: rannikumeres kudev lest, kelle mari koorub põhja lähedal madala soolsuse juures (5–7 PSU) ning avameres sügavamal kudev lest, kelle mari on pelaagiline ning koorub kõrgemate soolsuse väärtuste juures. Arvukaimateks mittetönduskaladeks on mitmed mudila liigid, kes on kohanenud jõesuudmetes ja madalas rannikumeres valitsevate keskkonnatingimustega (väike mudil *Pomatoschistus minutus*, pisimudil *Pomatoschistus microps*, must mudil *Gobius niger*) ning kes omavad ökosüsteemis mitmeid olulisi rolle. Teine oluline põhjalähedase eluviisiga kalade kooslus koosneb arktilistest kalaliikidest (mõned neist ka nn jääaja jäänukliigid). Olulisemad selle kompleksi esindajad on merihärg *Trigloporus quadricornis*, emakala *Zoarces viviparus*, nolgus *Myoxocephalus scorpius*, merivarblane *Cyclopterus lumpus* ja liiperkala *Liparis liparis* (Ojaveer et al. 2003). Arktilist päritolu kalade arvukus on praegusel ajal suhteliselt madal, seda eelkõige tänu suhteliselt pehmetele talvedele ja soojadele suvedele.

Põhjataimestiku koosluste leviku määravad Läänemere kirdeosa tingimustes eelkõige merepõhja susbstraat, sügavus (valgustingimused merepõhjas) ning avatus. Suuremal skaalal määrab eri liikide leviku samuti ka merevee soolsus. Eesti rannikumere põhjataimestikus domineerivad pehmetel põhjadel kas kõrgemate taimede või mändvetikakooslused ja kõvadel põhjadel esineb reeglina selgelt väljendunud võõndilisus, kus kooslused vahelduvad sügavuse kasvades.

Pehmetel põhjadel on taimestik reeglina levinud kuni 5–6 m sügavuseni. Kõige madalamad pehmed põhjad on reeglina hõivatud mändvetikate kooslustega. Alates 1 m sügavusest hakkavad domineerima kõrgemad taimed. Kusjuures aladel, mis on jõgede kaudu maismaalt pärineva mageda vee sissevoolude mõju all, võib reeglina kohata erinevate magveeliste kõrgemate taimede segakooslusi, samas avatumates piirkondades võib kohata ka meriheina (*Zostera marina*) aasasid.

Kõvadel põhjadel on reeglina hästi väljakujunenud taimestiku võõndilisus, mida saab reeglina kirjeldada kolme võõndiga. Kõige madalamal asub rohevetikavõõnd, mille sügavusulatus on reeglina määratud veetaseme kõikumisega. Siin elavad liigid on reeglina üheaastased, kiire arenguga liigid. Siit võib leida nii niitjaid rohevetikaid (*Cladophora glomerata*, *Ulva intestinalis*) kui ka teiste hõimkondade esindajaid nagu pruunvetikas *Pilayella littoralis* või punavetikas *Ceramium tenuicorne*. Piirist, mis jääb veetaseme kõikumise madalaimast tasemest allapoole leidub reeglina kooslusi, kus domineerivad mitmeaastased liigid. Levinumaks võtmeliigiks selles sügavusvõõndis on põisadru (*Fucus vesiculosus*). Põisadru on üheks vähestest elupaika moodustavatest liikidest Läänemeres, luues elutingimused suurele hulgale teistele liikidele. Põisadru kooslused on meie rannikumere kõige liigirikkamad ja levivad praktiliselt kogu meie rannikumeres. Kõige idapoolsemaks põisadru koosluste leviku piiriks jääb Letipea neem Soome lahes. Põisadru kooslusi esineb kõvadel põhjadel ka Väinameres ja Liivi lahes.

Põisadru võõndist allpool, sügavuses alates 6–7 m, hakkab domineerima punavetikakooslus, mille dominantliigiks on reeglina agarik (*Furcellaria lumbricalis*). Need kooslused on

liigivaesemad, kuid võivad soodsate valgustingimuste olemasolul levida üsna sügavale (taimestiku alumise leviku piirini). Mõnikord on agariku asemel kooslustes domineerimas ka pruunvetikaliik *Sphacellaria arctica* või niitjas punavetikas *Polysiphonia nigrescens*. Kõvadel põhjadel reeglina asendub teatud sügavuses vetikakooslus söödava rannakarbi kooslusega.

3.3.2. Fütö-ja Zooplankton

3.3.2.1. Fütoplankton, A. Jaanus

Taust

Bioloogilised keskkonnaseisundi indikaatorid peavad olema seotud abiootiliste mõjuritega, vastasel juhul on keeruline kavandada meetmeid seisundi parandamiseks ja hinnata nende meetmete tõhusust ökosüsteemi kui terviku toimimisele. Fütoplanktoni jaoks on selliseks mõjuriks toitainetega rikastumine ehk eutrofeerumine. 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. Muutused toitainetevoos kutsuvad esile ka liigilise koosseisu teisenemise, samas väikeste või mõõdukate muutuste korral võivad hüdroloogilised tegurid osutada määravamaks. Veekeskkonnas tuleb lisaks arvestada nn. sisemise koormusega, setetesse akumulunud toitainetega. Viimane võib olla üks põhjustest, miks maismaapäritolu haja- ja punktrestuse vähendamine annab soovitud efekti pika viitajaga.

Fütoplanktoni omapära paljude teiste bioloogiliste organismirühmadega võrreldes on ka tema sesoonsus. Läänemeres toimuvad vetikaõitsengud reeglina kevadel ja suvel ning nende õitsengute ajastus ja kestus sõltub nii piirkonnast kui konkreetsest aastast. Seejuures domineerivad kevadõitsengus ränivetikad ja dinoflagellaadid e vaguviburvetikad, suviseid õitsenguid võivad aga põhjustada erinevad vetikarühmad, millest laiema levikuga on sinivetikad e. tsüanobakterid (Jaanus jt, 2007). Potentsiaalsete liigilisel koosseisul põhinevate indikaatorite laiemat kasutuselevõttu takistab ka peamiselt soolsusest tulenev Läänemere heterogeensus. Õeldut kokku võttes on mõistetav, miks suurenenud toitainetekoormust peegeldavad selged ja ühesed muutused fütoplanktonis on vähesel määral dokumenteeritud. Läänemere põhjaosa puudutavate ning fütoplanktoni koosluste struktuuri ja toitainete seoseid käsitlevate uuemate teadusartiklite nimekiri on suhteliselt lühike (Lagus jt, 2004; Vuorio jt, 2005; Kangro jt, 2007; Jaanus jt, 2009; Olli jt, 2011; Jaanus jt, 2011). Enam kasutatakse kvantitatiivseid mõõdikuid – rakumahu järgi arvestatavat biomassi ja merevee klorofüll *a* sisaldust. Klorofüll *a* esineb kõigis fütoplanktoni rakkudes kui peamine fotosünteesiline pigment ning esindades osa biomassist, on selle ligikaudseks mõõdikuks. Liigilisel koosseisul põhinevad indikaatorid on väljatöötamisel ega leia käesolevas aruandes käsitlemist.

Metoodika

Ökoloogilise seisundi hinnangu andmisel on rannikuvetes kasutatud suveperioodil juunist septembrini kogutud andmeid. Rannikuvetes on hinnangu aluseks klorofüll *a* ja biomassi tüübispetsiifilised võrdlusarvud suhtes indikaatori hindamisperioodi mediaanväärtusega.

Fütoplanktoni kui kvaliteedielemendi ökoloogilise seisundi määrab klorofüllil *a* ja fütoplanktoni biomassi ökoloogiliste kvaliteedisuhete (ÖKS) keskmine. Proovide kogumise ja analüüsi puhul on järgitud HELCOM COMBINE juhendit ning tulemused on võrreldavad muude Läänemere piirkondadega. Olulist rolli on mänginud Eesti fütoplanktoloogide pikaajaline osalemine HELCOM-i vastava ekspertrühma töös, mille üks põhieesmärke on Läänemere fütoplanktoni andmete kvaliteedi tagamine.

Avamere jaoks on enamikus Läänemere äärsetes riikides, k.a Eestis, hindamissüsteem veel välja töötamata. Avamere klorofüllil *a* võrdlusarvud on leitud projekti EUTRO-PRO raames (HELCOM, 2006; Laamanen jt, 2007; Andersen jt, 2010) ja kasutatud Läänemere temaatilises eutrofeerumise ülevaates (HELCOM, 2009a). Erinevad võrdlusarvude ja seisundiklasside piiride määramise meetodid seletavad ka mõningat erinevust Eestis ja HELCOM-i poolt saadud hindamistulemustes. Kui mõlemad hindamissüsteemid peavad lubatavaks kõrvalekaldeks ehk hea ja kesise keskkonnaseisundi piiriks 50% erinevust võrdlusarvust, siis HELCOM-i metoodika on halva ja väga halva seisundi määramisel märksa rangem.

Seisundi hinnang

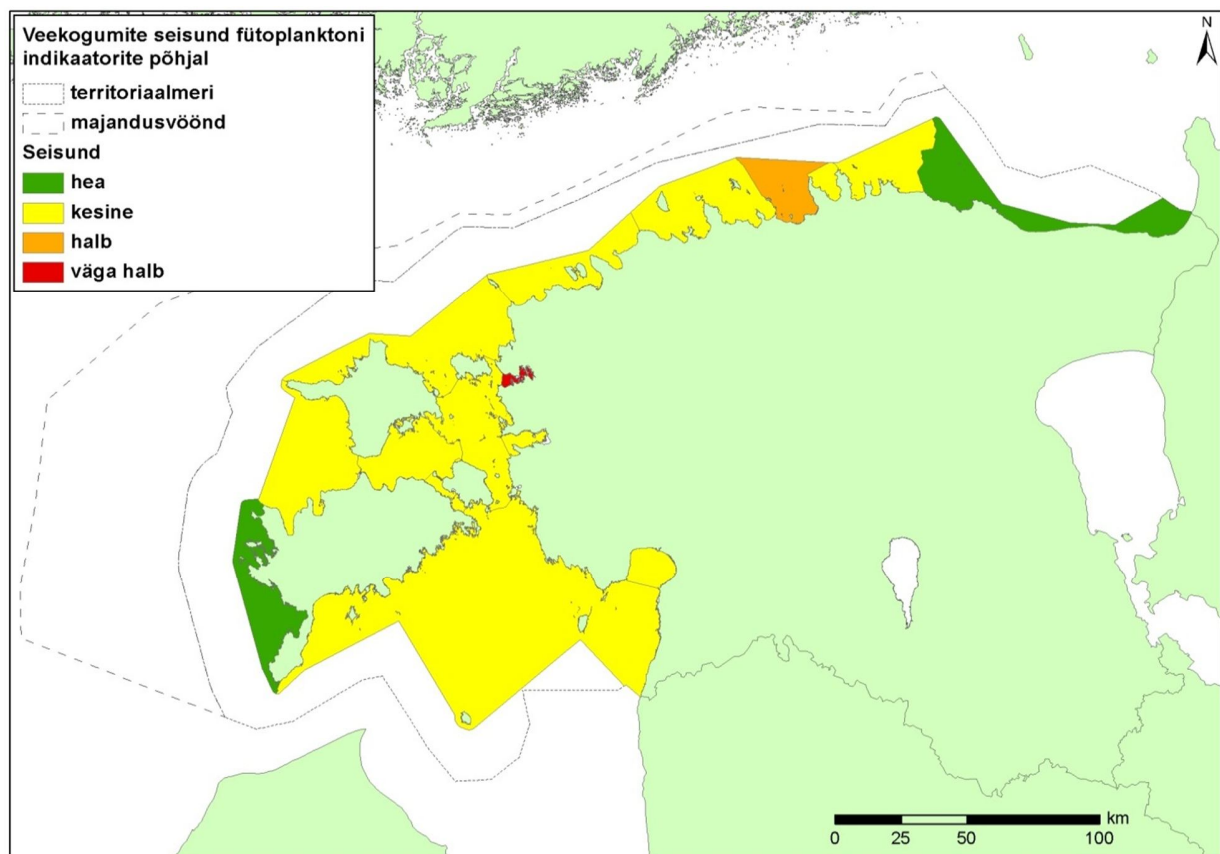
HELCOM-i (2009a) temaatilise aruande järgi on avamere kõige eutrofeerunud piirkonnad just need, mis külgnevad Eesti rannikuveega – Soome ja Liivi laht ning Läänemere põhjaosa. Sama aruande põhjal pole nimetatud alambasseinides ühtegi eutrofeerumisest mõjutamata rannikuveekogumit. Enamgi veel, 80–100% Liivi ja Soome lahe ning Läänemere põhjaosa rannikuvee ja avamere piirkondadest saavad HELCOM-i metoodika järgi klorofüllil *a* alusel halva või väga halva ökoloogilise seisundi hinnangu. Eesti rannikuvee operatiiv- ja ülevaatesirel saadud tulemuste ning Eestis kehtiva hindamissüsteemi järgi jääb enamik rannikuveekogumeid kesisesse kvaliteediklassi (joonis 3.3.2.1). Erandiks on kõige ida- ja läänepoolsemad veekogumid, nimelt Soome lahe kaguosa tüüpalasse kuuluv Narva laht ja läänesaarte avaossa jääv Kihelkonna laht, mille seisundi hinnang fütoplanktoni põhjal on hea. Soome lahe kaguosas kehtivad madalamast soolsusest ja sellega seonduvalt looduslikult kõrgemast toitainetefoonist tulenevad leebemad keskkonnanormid (Anonüümne, 2003), ent ka fütoplanktoni indikaatorite väärtused ei erine oluliselt Soome lahe lääneosa vastavatest näitajatest ja on üksikutel aastatel neist koguni väiksemad.

Halvas seisundis on Läänemere põhjaossa jääv Soela ja Soome lahe lääneosa tüüpalasse kuuluv Kolga lahe veekogum. Viimaste puhul on aluseks vaid ühe sesooni vaatlused, ent siin võib rolli mängida hoopis nende veekogumite suhteline avatus ja seotus avamerealadega. Nimelt formeeruvad tugevad sinivetikaõitsengud Läänemerele iseloomulikult just rannikust eemalasuvates mereala piirkondades ning kanduvad soodsate tuulte ja hoovustega rannikuvetesse. Kui sellele lisada veel mõnede avamerealade kõrgem toitainetefoon, pole selline tulemus sugugi vasturääkiv. Rootsi rannikuvete hinnangusüsteem arvestabki avamerekorreksiooni, eeldades Läänemere avaosa üldist eutrofeerumist (Larsson jt, 2006). Avamerealadest on Ida-Gotlandi basseini ehk Läänemere idaosa HELCOM-i (2009a) eutrofeerumise aruande järgi halvas, Läänemere põhjaosa, Soome ja Liivi laht aga väga halvas ökoloogilises seisundis.

Eesti rannikuveekogumitest on halvimas ökoloogilises seisundis poolsuletud ja madal Haapsalu laht. Ehkki maismaalt tulenev reostuskoormus, eriti fosforühendite osas, on Haapsalu lahes viimasel kümnendil oluliselt vähenenud (Iital jt, 2010), mõjutavad lahe idaosas põhjasetetes akumulioneerunud toitained elustikku jätkuvalt.

Pikaajalised muutused ja sesoonsed aspektid

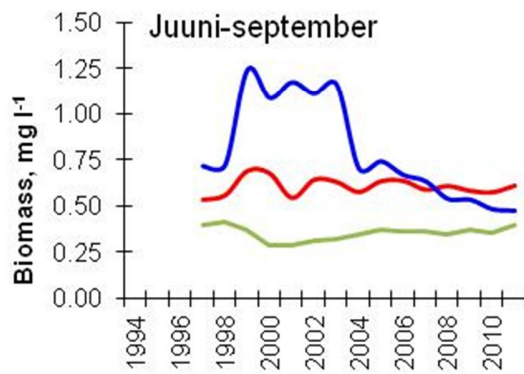
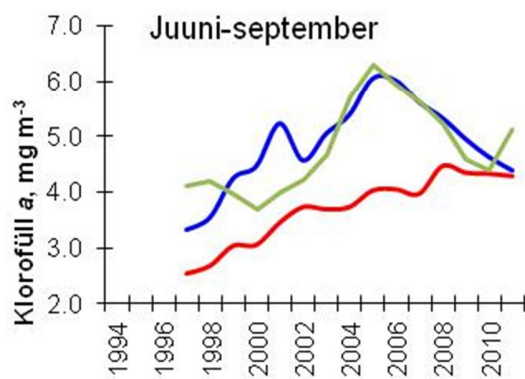
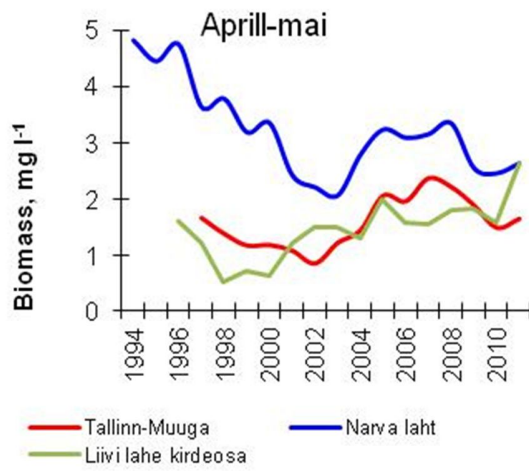
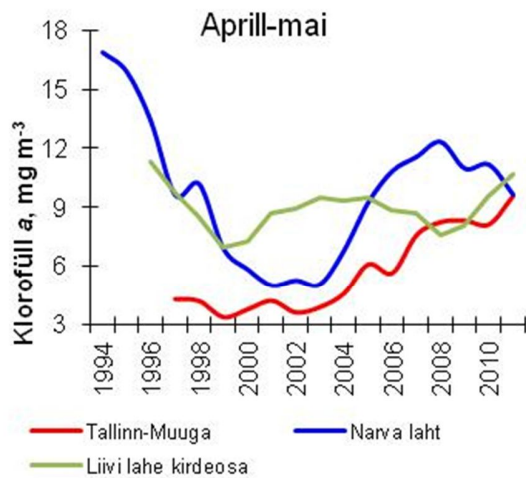
Suurest sesoonses ja aastatevahelisest muutlikkusest tingituna on trendide usaldusväärsuse võti vaatluste piisavas sageduses ja järjepidevuses. 1990-ndate keskel hakati üksikute sesoonsete mõõtmiste (2–4 korda aastas) asemel koguma andmeid lühema intervalliga ja terve vegetatsiooniperioodi jooksul (10–12 korda aastas). Fütoplanktoni biomassi ja liigilise koosseisu muutuste hindamisel peetakse 15–20 aastat minimaalseks ajaks (Wasmund ja Uhlig, 2003). Nendele kriteeriumidele vastavad andmerekad eksisteerivad Eesti rannikuvees vaid Tallinna lahes ning mõningate mõõndustega ka Liivi lahe kirdeosas.



Joonis 3.3.2.1. Rannikuvee- ja avamerekogumite ökoloogilise seisundi hinnangu kaart fütoplanktoni alusel.

Viimaseid aastakümneid iseloomustab lämmastikukoormuse vähenemine Soome lahele (Pitkänen jt, 2007) ning fütoplanktoni kevadõitsengu intensiivsuse kahanemine (Raateoja jt, 2005). Intensiivsetel mõõtmistel ja klorofüllil a väärtustel põhineva kevadõitsengu indeksi välja töötanud Fleming ja Kaitala (2006) olulisi trende perioodil 1992–2005 ei leidnud, ent märkisid tendentsi õitsengute varasemale esinemisele. Suviste koosluste varasemat esiletõusu on täheldatud Soome lahe rannikuvees (Jaanus jt, 2011). Samad autorid on leidnud ka klorofüllil a suviste kontsentratsioonide ligikaudu 50% kasvu Tallinna lahes ajavahemikul 1993–2010 (joonis 3.3.2.2). Avamerealadel Läänemere põhjaosas ja Soome lahes on alates 1970-ndate algusest merevee keskmine klorofüllil a sisaldus suurenenud ligikaudu 2,5 korda (Fleming-Lehtinen et al., 2008).

Fütoplanktoni biomassi usaldusväärseid tõusu- või langustrende pole Eesti rannikuvees ja avamerealadel seni leitud. Peamiseks põhjuseks on lühikesed andmerekad, avamerealadel aga piisava sagedusega mõõtmiste puudumine. Viimast korvavad kommerts-laevadele paigaldatud automaatsed mõõtmisüsteemid, nn Ferryboxid. Soome lahe keskosas on sellist mõõtmis- ja proovikogumissüsteemi kasutatud aastast 1997 ning Soome lahe lääne- ja Läänemere põhjaosas alates aastast 2006.



Joonis 3.3.2.2. Merevee klorofüllisisalduse (mg m⁻³) ja biomassi (mg l⁻¹) muutlikkus Eesti rannikuvee operatiivseire piirkondades kevad- ja suveperioodil (aprill-mai ja juuni-september; 5 aasta libisev keskmine).

3.3.2.2. Zooplankton, A. Põllumäe

Zooplankton on veekeskkonnas oluline lüli veesambas toimuva primaarproduktiooni vahendamisel kalade noorjärkudeni. Mõned olulised töõnduskalad toituvad zooplanktonist terve elu. Sõltuvalt olukorrast võib zooplankton olla fütoplanktoni biomassi piirajaks või siis olla ise limiteeritud toidu ehk fütoplanktoni hulgast. Samasugune vastastikune mõju esineb zooplanktonil ka kaladega. Selliste vastandlike mõjude tõttu ei ole zooplanktoni baasil seni õnnestunud välja töötada häid ja usaldusväärseid keskkonnaseisundi hindamiseks sobivaid indikaatoreid, mida Läänemere tingimustes kasutada.

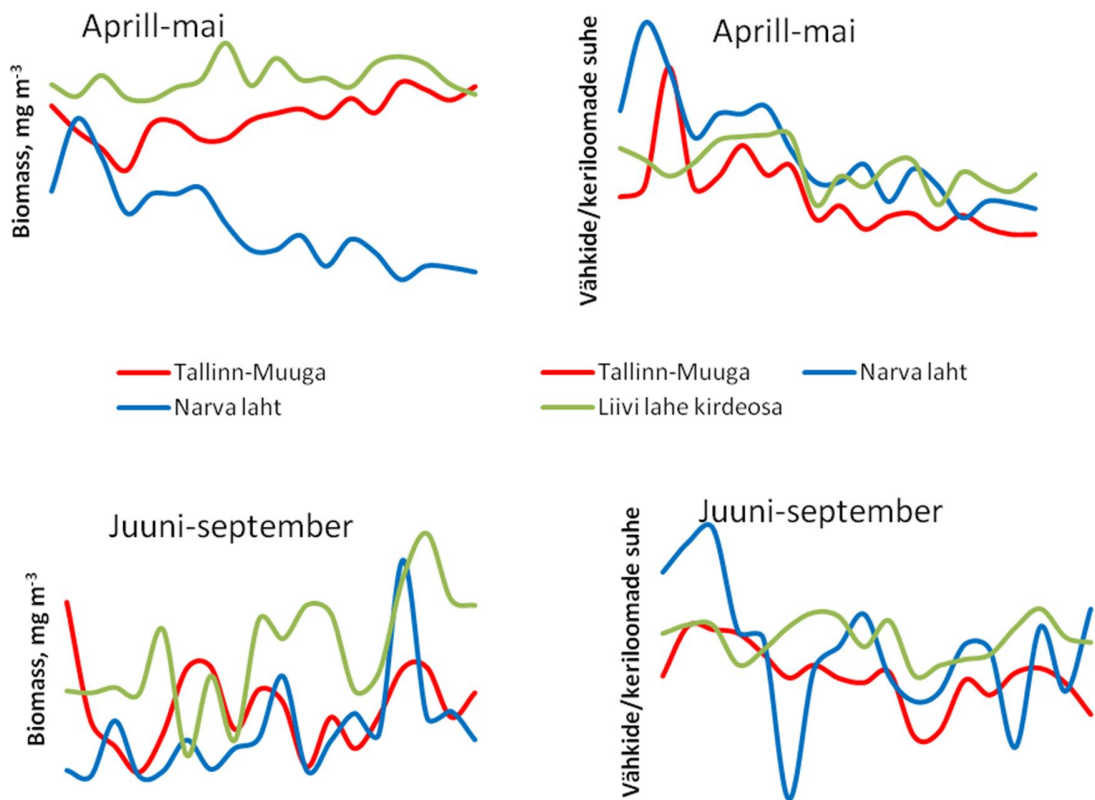
Magaveete puhul on küll mitmeid töid, kus on kindlaks tehtud, et zooplanktoni biomass ja liigiline koostis muutub biogeenide lisandumisega süsteemi (Straile ja Geller, 1998; Ostoji, 2000; Kangur jt, 2002). Läänemere ega Põhjamere kohta polnud kuni suhteliselt viimase ajani avaldatud töõendeid korralikult töõestatud seostest eutrofeerumise ja zooplanktoni koosluste vahel (Coljin jt, 2002). Üksikute meres esinevate zooplanktoni liikide biomassi ja vee biogeenide sisalduse vahel on siiski seoseid leitud. Näiteks aerjalgse *Temora longicornis* täiskasvanud isendite tihedus suureneb troofsuse töõustes (Franz jt, 1992). Läänemeres toimunud uuringute põhjal on sellised zooplanktoni liikide ja eutrofeerumist otsesemalt peegeldavate näitajate nagu merevee fosfori- või lämmastikukontsentratsiooni vahelised seosed samuti töõestamist leidnud (Põllumäe ja Kotta, 2007, Põllumäe jt, 2009). Lisaks eutrofeerumisele on zooplanktoni kooslus tervikuna ja paljud üksikud liigid eraldi väga oluliselt mõjutatud ka kliimaatilistest tingimustest ning need mõjud võivad tihti olla vastassuunalised ning üksteist tasakaalustavad. Zooplanktoni sõltuvus kliimaatilistest tingimustest on palju paremini uuritud ja töõestatud nii Läänemeres (Möllmann jt., 2000; Hinrichsen jt, 2007) kui üldisemalt (Mackas ja Beaugrand, 2010). Võib öelda, et eutrofeerumisega võrreldes ongi kliimaga seotud muutujate signaal zooplanktoni kooslusele palju tugevam ja kergemini tuvastatav.

Kõike seda arvestades saab pidada loomulikuks, et zooplankton on tihti välja jäänud Läänemere seisundit hindavates töõdes. Veepoliitika raamdirektiivis zooplanktonit ei mainita. HELCOM-i eutrofeerumise temaatilises hinnangus (HELCOM, 2009a) ei ole zooplankton kuidagi kaasatud. Küll aga on zooplankton olulise komponendina kaasatud elurikkuse temaatilisse hinnangusse (HELCOM, 2009b) ja selle kaudu ka tervikliku ökosüsteemi hinnangusse (HELCOM, 2010). Zooplankton on olulise komponendina olnud kaasatud ka ICES-i (Rahvusvaheline Mereuurimisnõukogu) integreeritud Läänemere režiimimuutuste ülevaate koostamisel (Diekmann ja Möllmann, 2010). Selles ülevaates käsitletakse pikaajalisi muutusi ja trende, kuid ei anta otsest hinnangut keskkonnaseisundile.

Vaatamata sellele, et zooplanktoni baasil on mere seisundi hindamise võimalusi seni väga vähe kasutatud, on zooplanktoni seire ja andmete kogumine Eestis olnud traditsiooniliselt suhteliselt heal tasemel. Meil on zooplanktoni proove samaste meetodite ja küllalt suure tihedusega kogutud ja analüüsitud aastakümneid nii Soome kui Liivi lahest. Proovide kogumise ja analüüsi puhul on

üldiselt jälgitud HELCOM COMBINE juhendit ning tulemused on võrreldavad muude Läänemere piirkondadega.

Kolmes operatiivseire piirkonnas kogutud zooplanktoni andmed näitavad kogu Läänemeres viimastel aastakümnetel toimunud trendi, et zooplanktonis väheneb vähilaadsete ja suureneb keriloomade osakaal (Joonis 3.3.2.3). Aerjalgetest on võrreldes 1980-ndate aastatega tugevalt vähenenud kõige merelisema liigi *Pseudocalanus acuspes* biomass. Selle kõige olulisemaks põhjuseks on värske soolase vee vähene sissevool Läänemerre. Langustrendis on viimastel aastatel olnud ka kõige domineerivama vesikirbulise *Bosmina coregoni maritima* arvukus suvises zooplanktonis, mis on samuti vähkide ja keriloomade suhet viimaste kasuks kallutanud. Kuna zooplanktoni kogubiomass on jäänud pigem samale tasemele või langenud, näitab keriloomade suurenev osakaal seda, et zooplankterite keskmine individuaalne mass ja mõõtmed on kahanenud. Selline väikesemõõduline zooplankton on ühest küljest vähem efektiivne fütoplanktoni hulka kontrollima ja osaleb ainerings pigem mikroobilingu kaudu. Teiseks on zooplankton oma väikeste mõõtmete tõttu ka kalade jaoks väheväärtuslik toit. Seega võib kokkuvõtlikult öelda, et kuigi traditsiooniliselt pole zooplanktonit keskkonnaseisundi hindamisel kasutatud, näitavad vaatlustulemused pigem kvaliteedi halvenemise trendi.



Joonis 3.3.2.3. Zooplanktoni biomassi (mg m^{-3}) ja vähkide/keriloomade biomasside suhe Eesti rannikuvee operatiivseire piirkondades kevad- ja suveperioodil (aprill-mai ja juuni-september).

3.3.3. Merepõhja suurtaimestik, K. Torn, G. Martin

Läänemeri on meretaimede jaoks äärmiselt keeruliseks elukeskkonnaks. Põhja-lõuna ja ida-läänesuunaline soolsusegradient, erinevate rannikutüüpide ja substraadi vaheldusrikkus, eutrofeerumisest ja mageda vee sissevoolust tingitud paiguti väga madal vee läbipaistvus ja muud keskkonnategurid loovad Läänemere põhjaelustikule täiesti unikaalsed eksisteerimise tingimused. Keerukatest keskkonnatingimustest on tingitud ka Läänemere põhjataimestikku kuuluvate suurvetikate suhteliselt madal mitmekesisus. Kui kogu Läänemere ulatuses on suurvetikate hulka kuuluvate liikide arv suhteliselt suur ja ulatub 440-ni (Nielsen jt 1995), siis Eesti rannikuvee jaoks on need arvud tunduvalt tagasihoidlikumad. Nii võib Lääne-Eesti saarestiku rannikuvees leida kaasajal kokku kuni 60 liiki suurvetikaid, millele lisandub umbes 20, põhiliselt mageveepäritolu soontaimeliiki (Martin 2000). Soome lahe põhjaelustik on veelgi liigiväsem. Kui Läänemere lõuna- ja lääneosas domineerivad põhjataimestikus pruun- ja punavetikad, siis meie rannikuvees on seevastu keskmisest suhteliselt kõrgem rohevetikate osakaal fütobentosel (Snoeijs 1999).

Nii nagu muudes merebioloogia valdkondades, on ka vetikauuringud viimasel aastakümnel võrreldes varasemaga oluliselt intensiivistunud. Regulaarse põhjataimestiku seireprogrammi käivitamine 1995. aastal, mitmed rahvusvahelised, kogu Läänemerd hõlmavad uurimisprojektid ning viimase viie aasta intensiivsed rannikuvee inventuurid, mis on seotud merekaitsealade moodustamisega ja suurte arendusprojektide keskkonnamõju hindamisega, on suurendanud oluliselt nii põhjataimestiku uuringute geograafilist ulatust kui sagedust. Seetõttu on õnnestunud täpsustada paljude liikide levikut meie rannikuvees (tabel 3.3.3.1) ning tuginedes tihedale rahvusvahelisele koostööle täpsustada ka meie rannikuvee suurvetikate koosluste taksonoomilist struktuuri. Oma osa on siin andnud ka vetikate süstemaatika-alase kirjanduse kättesaadavus ja paremate määramistunnuste analüüs.

Täiesti uueks ja huvitavaks suurvetikaliigiks Eesti rannikuvee jaoks on maailma mastaabis ainult Läänemeres kirjeldatud adruliik *Fucus radicans*, mis leiti Eesti vetes esmakordselt 16.07.2008 Väikese väina põhjataimestiku seirealal. See liik on arvatavasti Eesti vetes olemas olnud juba varem, kuid ilmselt on teda varasemas kirjanduses määratud põisadru (*Fucus vesiculosus*) vormina.

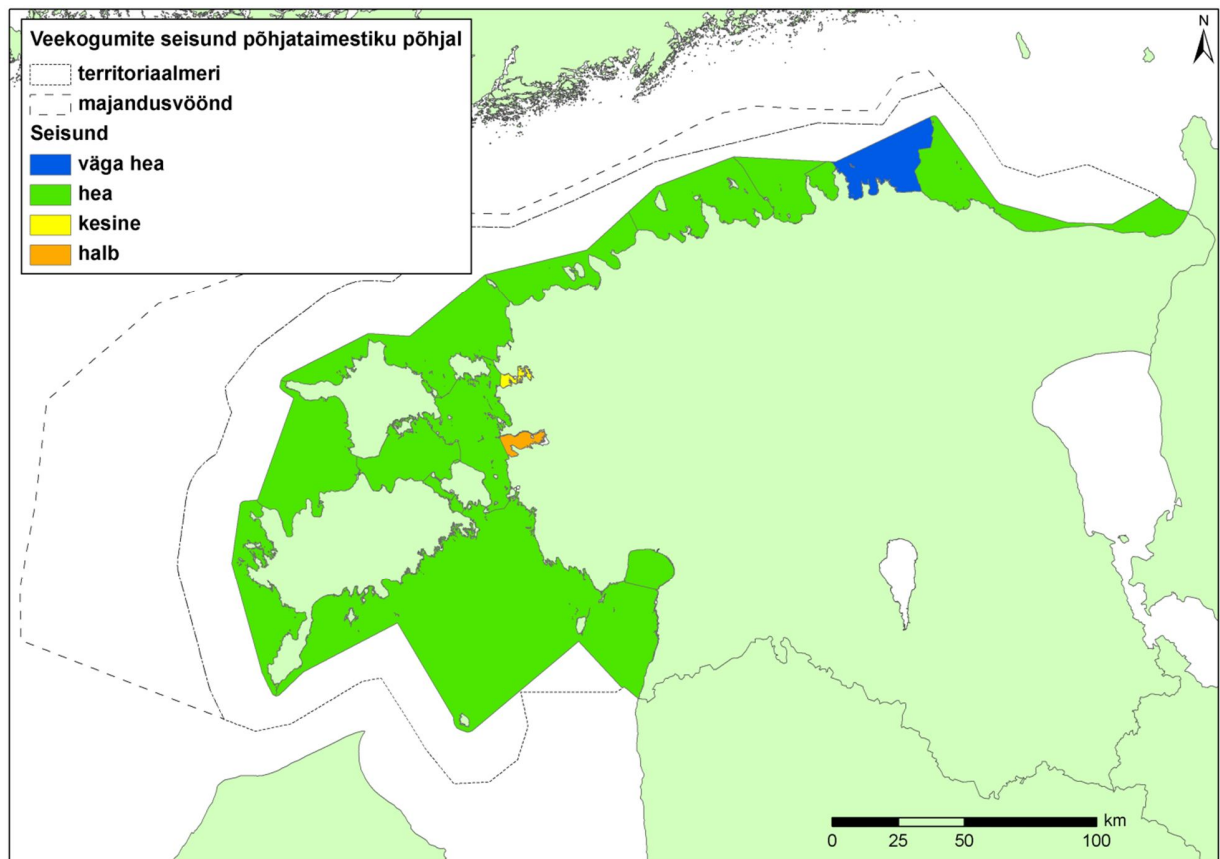
Huvitav on ka märkida mitme varem haruldaseks peetud liigi levikupiirkonna täpsustamist just viimaste aastate detailsete inventuuride käigus. Nii on Läänemere ainsaks invasiivseks mändvetikaliigiks peetud sileda mändvetika (*Chara connivens*) levikut õnnestunud kaardistada kogu Väinamere ulatuses (Torn 2008). See liik levib Läänemeres kaasajal peale Eesti rannikuvee veel vaid piiratud alal Ahvenamaa saarestiku lääneosas.

Tänu viimase aja detailuuringutele on täpsustunud ka paljude liikide levik. Tähtsaks merepõhjataimede levikut iseloomustavaks parameetrik on leviku sügavus, kuna see sõltub liikide valgusnõudlikkusest ja peegeldab tihti ka keskkonnaseisundit. Nii oli varem üldtunnustatud faktiks, et Eesti rannikuvees on põhjataimestiku leviku sügavuspiiriks 20–25 m.

Kuid Hiiumaa avamere tuulepargi keskkonnamõjude hindamise uuringute käigus kirjeldati suhteliselt kõrge biomassiga punavetikate kooslusi lausa 35–40 m sügavuses.

Põhjataimestik on kinnitunud eluviisi ja enamasti liikide suhteliselt keerulise paljunemismehhanismi tõttu oma liigilise koosseisu poolest palju konservatiivsem kui muud rannikuvee ökosüsteemi komponendid. Intensiivistunud laevaliiklus on viimastel aastakümnetel Läänemere juurde toonud hulgaliselt uusi liike. Enamuse nendest liikidest moodustavad aktiivsete pelaagiliste larvistäadiumitega selgrootud loomad. Uusi taimeliike on registreeritud palju vähemal määral ja enamasti on need liigid jäänud Läänemere soolasematesse piirkondadesse. Samas ei ole praeguste tendentside jätkudes välistatud ka uute taimeliikide levimine Läänemere põhja- ja idaossa ning ka invasiivsete liikide ilmumine Eesti rannikuveete.

Veekvaliteedi hindamiseks on põhjataimestikku kasutatud juba pikka aega. Kaasajal on Eestis ametlikult kasutuses põhjataimestiku kolme indikaatori põhjal välja töötatud rannikuvee ökoloogilise seisundi hindamise skeem (Torn & Martin 2011).



Joonis 3.3.3.1. Eesti rannikuveekogumite ökoloogiline seisund põhjataimestiku koondindeksi põhjal (rannikumere seire andmed).

Tabel 3.3.3.1. Valik haruldastest suurvetikate liikidest, mille leviku ulatust on viimastel aastatel oluliselt täpsustatud (Martin & Kersen 2011).

Liik	Uued leiud (1995–2009)	Varasemad leiud Eestis
HÕIMKOND: Heterokontophyta		
Klass: Phaeophyceae		
<i>Fucus radicans</i> L.Bergström & L.Kautsky	Läänemeres kirjeldati esmakordselt 2005.a; Eestis kirjeldatud esimest korda 16.07.2008, Väike väin, sügavuselt 1m	
<i>Eudesme virescens</i> (Carmichael ex Berkeley) J.Agardh	Läänemere avaosa (Vilsandi madalad, Soolakuiv, 3.06.2008; sügavus 3,2 m)	Soome laht (Kukk 1995), Liivi laht (Kukk 1993, Martin jt 2004)
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Lyngbye) Jaasund	Läänemere avaosast (Vilsandi madalad, Soolakuiv, 3.06.2008; sügavus 10,8m)	Soome laht (Kukk 1995)
<i>Leathesia difformis</i> J.E. Areschoug	Väinameri (Haapsalu laht, 11.08.2008; sügavus 2,5 m)	Avameri (Trei 1987), Soome laht (Kukk 1995)
HÕIMKOND: Rhodophyta		
Klass: Florideophyceae		
<i>Rhodochorton purpureum</i> (Lightfoot) Rosenvinge	Soome laht (Paljassaare, 30.07.2008, sügavus 12,6 m)	Läänemere avaosa (Trei 1990, Martin ja Torn 2004)
HÕIMKOND: Chlorophyta		
Klass: Ulvophyceae		
<i>Percursaria percursea</i> (C.Agardh) Rosenvinge	Väinameri (Haapsalu laht 10.07.2006; sügavus 1m; Rannaküla 17.08.2008; sügavus 1m)	Liivi laht (Trei 1986, Kukk, Martin 1992, Martin jt 2004), Avameri (Trei 1987)
HÕIMKOND: Cyanobacteria		
Klass: Cyanophyceae		
<i>Microcoleus chthonoplastes</i> (Mertens) Zanardini ex Gamont	Väinameri (26.07.2006, Vormsi, sügavus 2,5m) ja Soome lahe suudmeosa (12.07.2007; Nõva; sügavus 0,7 m)	Pärnu laht (Trei 1986), Kuressaare (Trei 1983)

3.3.4. Merepõhja loomastik, I. Kotta

Käesoleval hetkel elab Eesti merealal 128 põhjaloomastiku liiki või rühma (Tabel 3.3.4.1). Kõige enam levib Eesti vetes koorikloomade e vähilaadsete (*Crustacea*) liike – kokku 37. Tüüpilisteks Eesti mereala põhjaloomastiku koosseisu kuuluvateks loomadeks vähilaadsete kõrval on merelised ja riimveelised karbid (*Bivalvia*), teod (*Gastropoda*) ja hulkharjasussid (*Polychaeta*). Nende rühmade merelisi ja riimveelisi liike on kokku 19. Ülalloetletud rühmade kõrval levib sageli meie merealal hüdraloomi (*Hydrozoa*), kärssusse (*Nemertini*), keraskärssed (*Priapulida*), merelisi ja riimveelisi väheharjasusse (*Oligochaeta*), sammalloomi (*Bryozoa*), merelisi ja riimveelisi tigused (*Gastropoda*) ja karpe (*Bivalvia*), kokku 24 liigiga. Suhteliselt sageli esineb põhjaloomastiku hulgas neli mageveelist teoliiki ja viis mageveelist putukarühma. Ülaltoodu põhjal on Eesti merealal tüüpilisi liike ja rühmi kokku 89. Enamik väheharjasusside (*Oligochaeta*), kaanide (*Hirudinea*), vesilestaliste (*Hydrachnellae*), tigude (*Gastropoda*), mageveeliste karpide (*Bivalvia*) liike levib vaid piirkondades, mis on peaaegu või täiesti mageda veega (näiteks Matsalu ja Haapsalu lahe idaosas) (Tabel 3.3.4.1).

Tabel 3.3.4.1. Eesti mereala põhjaloomastiku kvalitatiivne koosseis käesoleva sajandi esimesel kümnendil.

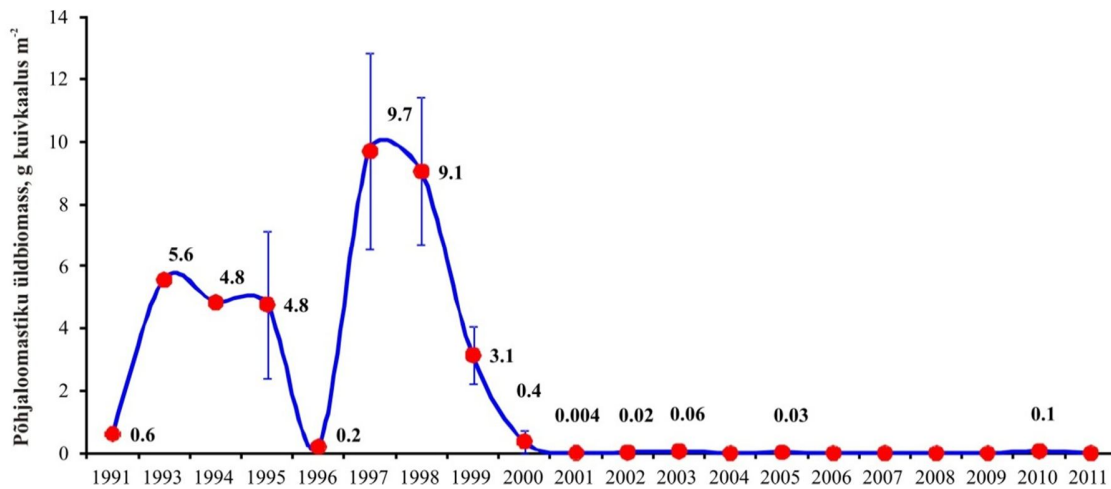
Loomarühmad	Liikide/ rühmade üldarv	Ökoloogilised vormid		
		Merelised	Riimveelised	Mageveelised
Hüdraloomad (<i>Hydrozoa</i>)	3	2	1	
Kärssussid (<i>Nemertini</i>)	1	1		
Keraskärssed (<i>Priapulida</i>)	1	1		
Hulkharjasussid (<i>Polychaeta</i>)	8	7	1	
Väheharjasussid (<i>Oligochaeta</i>)	16	5	2	9

Kaanid (<i>Hirudinea</i>)	11			11
Koorikloomad (<i>Crustacea</i>)	37	19	14	4
Sammalloomad (<i>Bryozoa</i>)	1		1	
Vesilestalsed (<i>Hydrachnellae</i>)	5			5
Putukate (<i>Insecta</i>) rühmad	15	1		14
Teod (<i>Gastropoda</i>)	20	4	2	14
Karbid (<i>Bivalvia</i>)	10	3	2	5
Kokku	128	43	23	62

Läänemere eutrofeerumise tagajärjel on rannikumere põhjaloomastiku seisund viimastel aastakümnetel märkimisväärselt muutunud, seda isegi punktreostusallikast eemalolevates mereala piirkondades. Eutrofeerumisprotsessi otseseks tagajärjeks on põhjaloomastiku liigilise mitmekesisuse vähenemine, keskkonna kvaliteedi suhtes vähemõudlike liikide domineerimine ja põhjaloomastiku üldbiomassi kasv. Põhjaloomastiku üldbiomassi kasv on otseselt seotud põhjaloomastiku toidubaasi paranemisega so settes sisalduva orgaanilise aine suurenemisega eutrofeerumisprotsessi käigus. Tingituna vee läbipaistvuse vähenemisest on kadunud rida fütobentose liike ning nendega koos ka taimekooslustega seotud põhjaloomastiku liigid. Teiselt poolt on suurenenud selliste taimetoiduliste loomaliikide osakaal, kes saavad otsest kasu eutrofeerumisprotsessiga kaasneva niitjate vetikate massvohamisest. Selgelt on näiteks suurenenud karpide ja tigude osakaal – sageli on limused domineerivad liigid põhjakooslustes.

Käesoleval sajandil on põhjaloomastiku seisund Eesti merealas järk-järgult paranenud. Taimestikukoosluste taastumisel on taimestikulembeste loomade mitmekesisus märkimisväärselt suurenenud pea kogu Eesti rannikumere ulatuses. Samuti on ka taimestikuta mereala piirkondades märgata põhjaloomastiku seisundi paranemist koosluste liigilise mitmekesisuse suurenemise ja üldbiomasside vähenemise kaudu. Samas viimase paari aasta mastaabis on põhjaloomastiku biomassid jälle kasvamas, mis viitab eutrofeerumisprotsesside intensiivistumisele.

Halokliinist allapoole jääval merealal mõjutab põhjaloomastiku koosseisu hapnikurežiim põhjalähedases vees. Ehkki hapnikurežiim on suures osa mõjutatud Läänemere sissevoolava soolase vee hulgast, on hapnikudefitsiitide ulatus ja toimumise sagedus seotud siiski mere üldise eutrofeerumisega. Nimelt eutrofeerumisprotsessi käigus setetele sadeneva orgaanilise aine lagunemisel tarbitakse suures koguses hapnikku ning orgaanilise aine väga suur ladestumine võib viia hapnikudefitsiidini ja sellest tuleneva elustiku kadumiseni. Suurema koguse hapnikurikka Põhjamere vee sissetungiga Läänemere 1992. aastal sai võimalikuks põhjaloomastiku levik kõikide süvikute ulatuses. Erakordselt ulatuslik oli põhjaloomastiku levila Ava-Läänemeres 1995. aastal. Siis asustas põhjaloomastik kõiki Läänemere põhjaosa sügavaid piirkondi sh isegi Saaremaast, Hiiumaast läände jäävaid 190 m ja Gotlandi süviku 234 m sügavusi alasid. Tingituna põhjalähedase vee hapnikusisalduse vähenemisest, hävis aastatel 1996–1999 põhjaloomastik enam kui 100 m sügavusega piirkondades. 2000–2003. aastal suurenes eluta mereala pindala veelgi. Viimastel aastatel (2004–2011) on eluta piirkond sama ulatuslike mõõtmetega nagu stagnatsiooni kõrgeperioodil 1970–1980ndatel aastatel. 2011. aastal levis zoobentos Läänemere põhjaosas maksimaalselt 75 m sügavuseni. Analoogne põhjaloomastiku tekkimine ja kadumine toimus Soome lahe süvikutes. Ruhnu saarest itta ja kagusse jäävat Liivi lahe süvikupiirkonda (50–58 m) asustab liigivaene põhjaloomastik. Vaatamata suhteliselt väikesele sügavusele esines Liivi lahe süvikus aeg-ajalt hapnikudefitsiiti ja neil aastatel (1993–1994, 1997) põhjaloomastik süvikus puudus (Joonis 3.3.4.1).

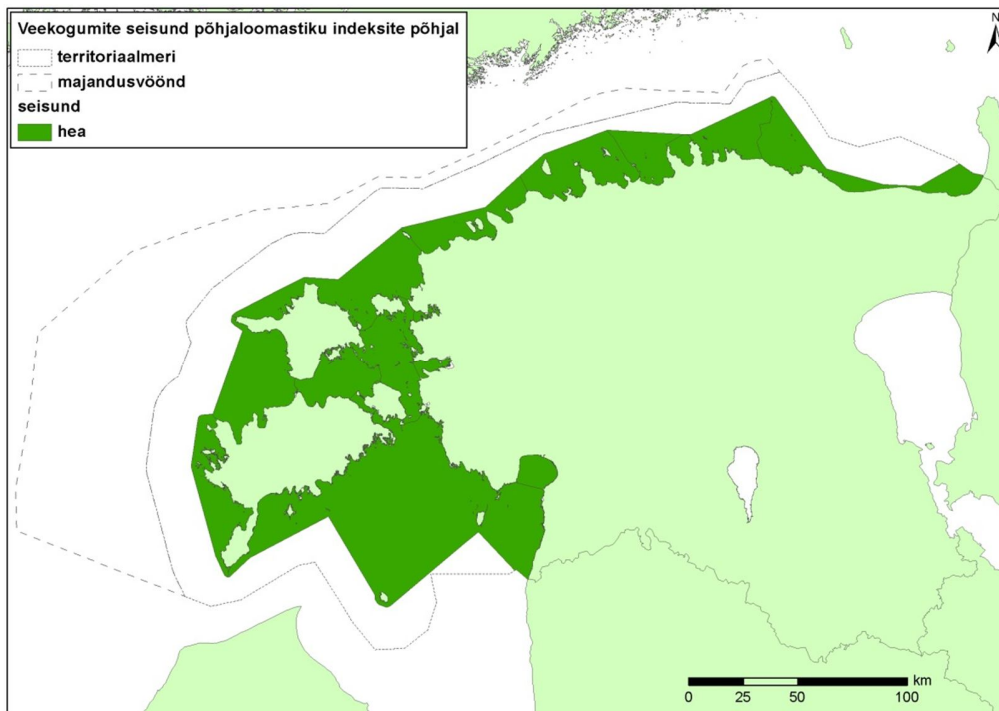


Joonis 3.3.4.1. Põhjaloomastiku üldbiomassi aastatevaheline muutlikkus Soome lahe keskosa süvikutes Tallinn–Helsingi joonel (joonisel on näidatud vaatluste keskväärtused ja standardvead).

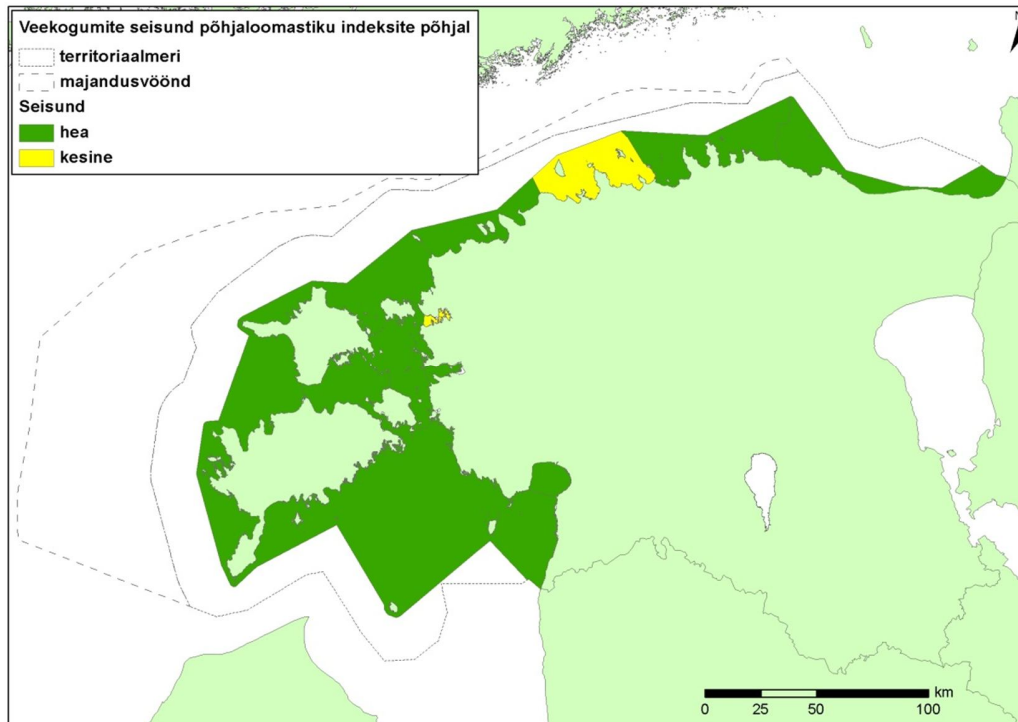
Veekogumite veekvaliteedi hindamiseks põhjaloomastiku abil kasutatakse TÜ Eesti Mereinstituudi poolt välja töötatud põhjaloomastiku koosluseindeksit ZKI, kiviste põhjade indeksit KPI ja fütobentose võõndi elupaigalise mitmekesisuse indeksit FDI. Kasutusel olevad

indeksid jaotavad põhjaloomastiku liigid kolme rühma vastavalt liikide tundlikkusele inimõju, sh. eutrofeerumise suhtes. Esimesse rühma kuuluvaid liike võib kohata tugevalt eutrofeerunud tingimustes, teise rühma kuuluvate liikide biomass suureneb mõõduka eutrofeerumise korral ja kolmandasse rühma kuuluvad liigid on iseloomulikud puutumatu keskkonnale. Veekogumi ökoloogilise kvaliteedi hindamiseks kasutatakse ZKI, PKI ja FDI indeksite keskmistatud väärtust.

Indeksite keskmistatud väärtuste põhjal langevad kõik Eesti rannikuvee kogumid heasse kvaliteediklassi (joonis 3.3.4.2). Võrreldes teiste indeksitega annab põhjaloomastiku koosluseindeks ZKI kõige madalamaid väärtusi. ZKI indeksi põhjal on Muuga-Tallinna-Kakumäe rannikuvee- ja Haapsalu lahe rannikuveeveekogumites ökoloogiline seisundiklass aastatel 2008-2010. aastal kesine (joonis 3.3.4.3). Leitud seisundiklassid on suures osas määratud loomastiku toidubaasiga. Eelpoolnimetatud rannikuvee kogumites tingib suurenenud orgaanilise aine sissevool vähenenud põhjaloomastiku koosluste mitmekesisuse, suuremad biomassid ja sellest tulenevalt ka kehvema veekogu seisundiklassi.



Joonis 3.3.4.2. Indeksite ZKI, FDI ja KPI keskmise väärtuse põhjal arvatud veekogumite keskkonnaseisund aastatel 2008–2010.



Joonis 3.3.4.3. Põhjaloostiku koosseisu põhjal arvatud veekogumite seisund Eesti rannikuvees ZKI indeksi alusel aastatel 2008–2010.

Ehkki hetkel puudub selge meetodika Eesti rannikumere süvikute keskkonnaseisundi hindamiseks, võib süvikute seisundit põhjaloomastiku alusel käesoleval ajal pidada kesiseks. Samas on sellise seisundi taga suures osas looduslik muutlikkus (hapnikudefitsiitide esinemissagedus) ning vaid vähesel määral (läbi suurenenud orgaanilise aine settimisele) on need protsessid seotud inimtegevusega.

3.3.5. Kalastik, A. Albert, H. Ojaveer

Ülevaade kalastiku kohta on antud vastavalt funktsionaalsetele rühmadele (WG DIKE, 2011). Peamisteks surveteguriteks on kalastussuremus, hüdro meteoroloogilised tingimused, kormoranide surve ning kudealade muutumine kasutuskõlbmatuks eutrofeerumise tagajärjel. Hinnangute andmisel arvukusele/biomassile ning kalastussurvele on kasutatud ICES'i, TÜ Eesti Mereinstituudi ning HELCOM-i aruandeid, samuti teadusartikleid.

Siirdekalad

Eesti vete ainus katadroomne liik on angerjas. Toitub veeselgrootutest ja kaladest, kudema siirdub Sargasso merre (Kangur and Turovski, 2003). Euroopa angerja varu on madalseisus ja tema püük ei ole jätkusuutlik. Alates 1980. aastatest on enamikus Euroopas varu täiend vähenenud 90%, millele eelnes saakide vähenemine eelmistel aastakümnetel (Dekker, 2003). Samuti on vähenenud angerja arvukus Eesti vetes: kui 1938. a. ületas Eesti aastane angerja kogupüük 500 tonni, siis 1950. aastatel vähenes kogupüük 100 tonnini. Langus jätkus kuni 20 tonnini 1970. aastate lõpus (Keskkonnaministeerium, 2008). Veelgi enam, 2010. a. oli angerja saak Eesti rannikumeres 3,5 tonni. Põhjuseks on toodud kudejate vähesust (Dekker, 2003), mis viitab ülepuügile kogu liigi levialas. Angerja arvukust mõjutavad negatiivselt ka tammid, mis on ehitatud angerja rändejõgedele, põhjustades migreerumise hilinemist või otseselt suremust (Bruijs and Durif, 2009).

Anadroomsete liikide esindajateks on lõhe ja meriforell. Koevad jõgedes, täiskasvanuea veedavad meres. Toituvad veeselgrootutest ja kaladest. Lõhe võib siirduda toituma Läänemere lõunaossa, meriforell nii pikki rändeid ette ei võta (Kangur et al., 2003a; Kangur et al., 2003b). Lõhe saak Eesti vetest aastatel 1981-2010 on langevas trendis. Mõõdulise lõhe arvukus Eesti rannikumeres sõltub suuresti Eestist pärineva lõhe püügist väljaspool meie majandusstsooni. Prognooside kohaselt jäävad saagid lähiaastatel samale tasemele (Kesler, 2011). Meriforelli saagid aastatel 1999–2010 on kergelt tõusvas trendis. Siinjuures tuleb arvestada, et lõhe ja meriforelli saakides kajastuvad ka asustatud isendid. Anadroomsete liikide puhul on oluliseks arvukust kahandavaks teguriks tammid kudejõgedel, mis piiravad ligipääsu kudemisaladele. Paljunemise edukust mõjutab veetase kudejõgedel sügistalvisel perioodil. Looduslike isendite arvukus on madal, kalastussuremust võib lugeda mõõdukaks (Saat et al., 2011). Läänemere lõhilaste varud hakkasid kahanema juba umbes 150 aastat tagasi. Käesoleval ajal baseerub vaid väga väike osa lõhesaakidest looduslikult paljuneval lõhel ning vastavalt ICES'i soovitusel ei tohiks näiteks Soome lahes looduslikku lõhet üldse püüda kusjuures lõhilaste püügipiirangud peaksid olema väga ranged (ICES 2011a). Lõhilaste varude suurust Läänemeres ei hinnata.

Rannikumere kalad

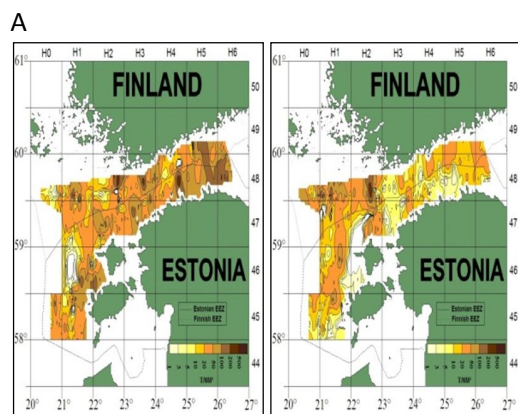
Liigendatud rannikumerd asustavaid kalaliike iseloomustab lokaalsete populatsioonide olemasolu. Populatsioonide arvukus ja struktuur võivad olla eri piirkondades väga erinevad. Vastavalt mereala piirkonnale on erinevad ka peamised survetegurid. Eesti vetes kuuluvad siia rühma nii vähese sügavusega rannikumerd asustavad merelise päritoluga väikesemõõtmelised liigid kui ka magevee- ja poolsiirdeliigid, kes on kohastunud eluks riimvees. Merelise päritoluga liikidest kuuluvad rannikumere kalade funktsionaalsesse gruppi emakala, raudkiisk, merinõel, madunõel, võikala, väike tobias, suurtobias, must mudil, väike mudil, pisimudil, kirjumudil ja meripühvel. Sellesse rühma võib liigitada ka kõik Läänemere Eesti osa asustavad mageveelise päritoluga kalad (merisiig, räabis, haug, särg, roosärg, teib, säinas, turb, lepamaim, linask, rünt, viidikas, latikas, nurg, koger, hõbekoger, karpkala, hink, luts, ogalik, luukarits, ahven, koha, kiisk, võldas) ning samuti poolsiirdekakalad (meritint, vimb, nugakala). Rannikumeres on esindatud ka enamik teiste funktsionaalsete rühmade liikidest. Suuremamõõtmeliste liikide, mille kohta on ka rohkem andmeid, arvukus on suhteliselt madal, kalandussurve on mõõdukas, kuid liigiti siiski väga erinev (Saat et al., 2011). Üldise, pigem langeva arvukuse trendi juures on erandiks jõudsalt oma leviala laiendavad võõrliigid hõbekoger ja ümarmudil (Eschbaum et al., 2011; Ojaveer et al., 2011). Arvukust kahandavateks teguriteks on nii kalastussuremus, surve kormoranide poolt, hüdrometeoroloogilised tegurid, kui ka kudealade kinnikasvamine (Saat et al., 2011; Vetemaa et al., 2010). Väikesemõõtmeliste liikide arvukuse kohta on andmeid vähem; survetegurid on aga samad (kalanduse surve juhuslik).

Põhjalähedase eluviisiga kalad

Siinkohal on peetud silmas liike, mille areaal ulatub madalast rannikualast kaugemale. Toituvad tüüpiliselt zoobentosest või kaladest. Töenduslikku huvi pakuvad Eesti vetes peamiselt lest ja tursk. Eesti vetes on tursa töenduslik varu siiski endiselt madal ning tursa sihtpük ei ole majanduslikult tulus (Drevs, 2011b; Saat et al., 2011). Surveteguriks on Läänemere idaosa tursa puhul eelkõige hüdrololoogilised protsessid nagu veevahetus Põhjamerega, kuid ka teised Läänemere vee soolsust ja hapnikusisaldust mõjutavad tegurid, mis on olulised tursa paljunemise edukusel Läänemere süvikutes (HELCOM, 2006). Kudekarja biomass püsib madalal tasemel väikese kasvutrendiga (ICES, 2011b). Eesti vetes on lest võimeline kudema ka madala soolusega rannikulähedastel aladel (Ojaveer and Drevs, 2003), kuid paljunemine on edukam soolasema vee sissevoolude järgselt. Seireandmed näitavad lestavaru vähenemist Eesti rannikumere kõigis suuremates piirkondades, kuigi lesta töõndussuremust võib lugeda mõõdukaks. Varude vähenemise põhjuseks on halvenev olukord süvikulesta koelmutel (Saat et al., 2011). Praeguse kalastussuremuse juures pole ka järgnevatel aastatel muutust ette näha (Drevs, 2011a). Teiste sellesse funktsionaalsesse rühma kuuluvate liikide (pullukala, suttlimusk, neljapoiseluts, nolgus, merivarblane, merilest, kammeljas, merihärg) arvukus Eesti vetes on erinev, ulatudes harvaesinevatest eksiküalistest nagu merilest suhteliselt arvukamateni nagu kammeljas või nolgus (Jüssi et al., 2011). Mitmete liikide arvukuse kohta on andmed vähesed ning lünklikud ning järeldusi kogu Eesti mereala kohta on keeruline teha.

Pelaagilised kalad

Eesti vetes on tüüpiliste väikesekasvuliste pelaagiliste liikide esindajateks räim ja kilu. Toituvad tüüpiliselt zooplanktonist. Kevadräim siirdub kudema rannikulähedastesse vetesse, samal ajal kui kilu kudemiseks sobiva sügavusega alad jäävad 20–160 m vahele (Ojaveer, 2003; Ojaveer and Aps, 2003). Kevadräime arvukus Liivi lahes on jätkuvalt kõrge (kuigi langeva trendiga), muudes mereala piirkondades madal. Sügisräim on jätkuvalt sügavas depressioonis. Kiluvaru seisundit Eesti majandusvööndis võib lugeda suhteliselt heaks (joonis 3.3.5.1). Kalastussuremus on mõlema puhul kõrge (Raid et al., 2011; Saat et al., 2011). ICES loeb Läänemere avaosa ja Soome lahe räimevaru eksploateerimise intensiivsust jätkusuutlikule tasemele mittevastavaks (ICES, 2011b). Eelnevat silmas pidades on üheks peamiseks surveteguriks väikesekasvuliste pelaagiliste kalade puhul kalastussuremus, ja seda ka tulevikus, mõjutades nii populatsiooni biomassi kui struktuuri (püüniste selektiivsuse läbi). Arvukust mõjutavad lisaks kalandusele ka zooplanktoni koosseis ja arvukus ning hüdroloogilised tingimused (HELCOM, 2006). Räime ja kilu kõrval on pelagiaalis arvukaks liigiks ogalik ning vahel võib esineda mitmeid eksikülalisi (nt. ka anšoovis). Sesoonselt on Eesti vetes arvukas tuulehaug, kes kevadsuvisel perioodil siirdub Läänemere rannikulähedastesse vetesse kudema. Läänemeres toitub veeseligrootutest ja kaladest. Tuulehaugi arvukus on kõikuv, sõltudes peamiselt looduslikust ja kalastussuremusest väljaspool Läänemerd, aga ka pinnavee temperatuurist kudemisperioodil (Ojaveer and Järv, 2003).



Joonis 3.3.5.1. Kilu (A) ja räime (B) biomassi intepoleeritud horisontaalne jaotus Läänemere kirdeosas 2010. aastal (Raid et al. 2011).

Tabel 3.3.5.1 Läänemere olulisimate töõnduskalade varude seisundi vastavus töõndusliku suremuse ja kudukarja biomassi erinevate kategooriate kaupa koos kvalitatiivse hinnanguga (ICES 2011a).

Varuühik	Tõõnduslik suremus			Kudukarja biomass		
	MSY*	Ettevaatusprintsip**	Kvalitatiivne hinnang	MSY	Ettevaatusprintsip	Kvalitatiivne hinnang

Tursk (ICES SD 24-32)	Vastab	Säästlik eksploateerimine	Majandamis-kava eesmärgile vastav	määramata	määramata	Ületab võimalikud referentsväärtused
Räim (SD 25-32, va. Liivi laht)	Mitte-vastav	Ekspluateerimine ei ole säästlik		määramata	määramata	Stabiilne, aga madal
Räim (Liivi laht)	Mitte-vastav	Ekspluateerimine ei ole säästlik		Ületab referentsväärtuse $B_{trigger}$	määramata	
Kilu (SD 22-32)	Mitte-vastav	Ekspluateerimine ei ole säästlik	-	määramata	määramata	Kahanev, kuid ületab võimalikud referentsväärtused
Lest (SD 22-32)	määramata	määramata	Madal kuni mõõdukas	määramata	määramata	stabiilne
Kammeljas (SD 22-32)	määramata	määramata	-	määramata	määramata	stabiilne

* MSY – *maximum sustainable yield* e. suurim säästlik saak

** Nn. *Precautionary approach*

Sõõrsuud

Eesti vetes kaks liiki: jõesilm ja merisutt, neist viimane harvaesinev. Jõesilmu rannikumerd asustavad täiskasvanud isendid on parasiitse eluviisiga. Koeb jõgedes, elu jooksul koeb korra. Arvukus on stabiilne. Jõesilmu seisund Eestis on märgatavalt parem kui kogu Euroopas tervikuna. Töenduslikult püütakse kudemisrände ajal jõgedes, kalastussuremus on tõenäoliselt suhteliselt kõrge (Saat et al., 2011; Saat et al., 2003).

Et nii kalastussuremust kui looduslikku survet kalapopulatsioonidele võib pidada kõrgeks, siis vastavalt kalastiku parameetritele pole keskkonna head seisundit saavutatud.

3.3.6. Mereimetajad, I. Jüssi

Mereimetajatest on Eesti rannikumeres ajalooliselt tõestatud kokku seitsme liigi esinemine. Neist kolme: hallhüljest (*Halichoerus grypus*), viiherhüljest (*Phoca hispida*) ja pringlit (*Phocoena phocoena*) loetakse aborigeenliikideks, ülejäänud (küürvaal *Megaptera novaeangliae*, valgevaal *Delphinapterus leucas*, silmikdelfiin *Tursiops truncatus* ja valgekoondelfiin *Lagenorhynchus albirostris*) on olnud eksikülalised ja neid käesolevas ülevaates ei käsitleta.

Veel 20. sajandi alguses olid kõik kolm aborigeenliiki nii kogu Läänemeres kui ka Eesti rannikul tavalised, hülged väga arvukad. Hallhüljeste arvukus Läänemeres küündis kuni 80 000–100 000 loomani, viiherhüljeste arv ületas isegi 200 000 (Harding jt. 1999). Praeguseks on vastavate liikide ajaloolisest arvukusest järel vastavalt 25% ja 4%. Pringlite ajaloolise arvukuse kohta Läänemeres ei ole otseseid täpsemaid andmeid, kuid eeldatavasti oli see samuti sadu kordi praegusest suurem. Eesti vetes nad ilmselt nii arvukad ei olnud, kuna muuseumide kogudes materjale ei ole ja kaaspüügina kalapüünistesse sattunud loomad ületasid tihti möödunud sajandi 20–30-ndate aastate ajalehtede uudisekännise.

3.3.6.1. Hallhüljes

Levik ja arvukus

Hallhüljeste leviku ja arvukuse kirjeldamine on pisut komplitseeritum kui esmapilgul paistab. Tegemist on väga laialt rändava liigiga, kellel esinevad selgelt väljakujunenud toitumisalade, puhkealade ja sigimispiirkondade sesoonsed eelistused. Levik seostub eelkõige elupaikadega. Samas ei ole elupaiga mõiste seni piisavalt selgelt defineeritud. Kuid vaatamata sellele, et tavaarusaam elupaigast kui kohast, kus hülged karidel puhkavad, on laiemas kontekstis ebapiisav ja ei kirjelda tegelikku loomade paiknemist ruumis, on see praeguste andmete kvaliteeti ja hulka arvestades ainuke võimalus liigi leviku ja arvukuse üldiseks kirjeldamiseks. Sigimisaegne levik on seotud jää olemasoluga sigimisperioodil (veebruar – märts). Jää puududes poegivad hallhülged saartel. Jäätunud mere korral eelistavad nad alati jääl poegida ja otsivad selleks sobivaid jäätüpe (ajujää või kinnisjäa servaalad). Sobivate jäätüüpide levik Eesti rannikumeres on seotud otseselt talve iseloomuga. Peamised sigimisalad paiknevad keskmiste ja keskmisest soojemate talvede korral Saaremaa lääne- ja lõunarannikul, Soome lahe ida- ja keskosas, harvem ka Hiiumaa põhjaranniku vetes.

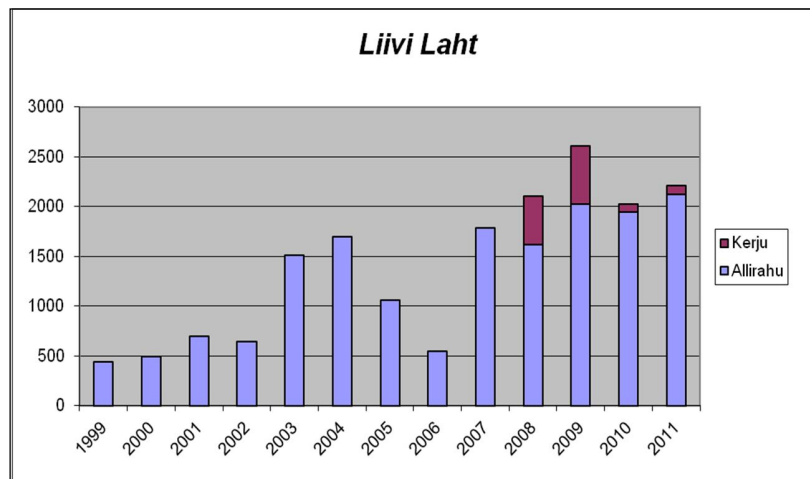
Eesti rannikuveed asuvad hallhülge pideva leviala keskosas. Hallhüljes on Eestis peamiselt läänepoolse levikuga, suuremad lesilad ja poegimisalad jäävad Lääne-Eesti saarestiku vetesse.

Lääne-Eesti saarestikus asustab hallhüljes valdavalt avamerelise asendiga alasid Soome lahe suudmes, saarestiku läänerrannikul ja Liivi lahe põhjaosas. Väinameres on hallhülgeid arvukalt vaid kevadise karvavahetuse perioodil Hari kurgus, kuid üksikuid isendeid või väiksemaid rühmi võib kohata kogu jäävaba perioodi vältel.

Olgugi et käesolevas ülevaates käsitletakse Eesti mereala ühtse tervikuna, võib hallhüljeste leviku kirjeldamiseks eristada piirkondlikult Soome lahte, Hiiumaa põhjaosa ja Väinamerd, Liivi lahte ning Hiiumaa ja Saaremaa läänerannikut. Järgnevad arvukuseandmed on antud mai lõpu – juuni alguse perioodi kohta, kui toimub metoodikajärgne arvukuse seire.

Arvukus ja selle dünaamika Eesti rannikumere erinevates piirkondades. Liivi laht

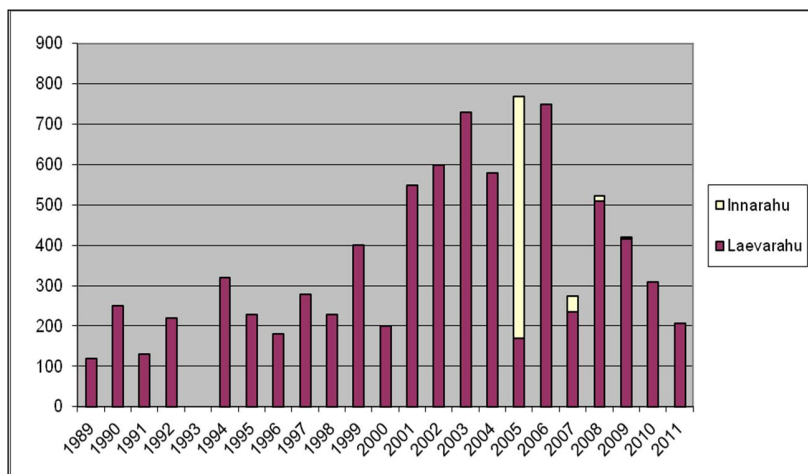
Liivi lahe suurim lesila on Allirahu - Tompamaa saarterühm. Sarnaselt üldise Eesti trendiga on arvukus ka seal stabiilselt kasvanud ja kasv aeglustus pärast 2009. aastat. Ilmselt on tegemist Kerju saart ja Allirahu alasad asustavate ühiste karjadega, kes aeg-ajalt kohta vahetavad. Lisaks nimetatutele on seireperioodil viimastel aastatel kohatud ka paarikümneisendilisi kogumeid Viirelaiust lõunas asuvatel madalikel. Varasemaid andmeid selle piirkonna kohta ei ole ja seda ei ole ka käesolevasse võrdlusesse lisatud. Arvukus ja selle muutused on toodud joonisel 3.3.6.1.1.



Joonis 3.3.6.1.1. Hallhüljeste arvukuse dünaamika Liivi lahe kahel peamisel lesilal.

Lääne-Saaremaa piirkonna hallhüljeste arvukuse dünaamika

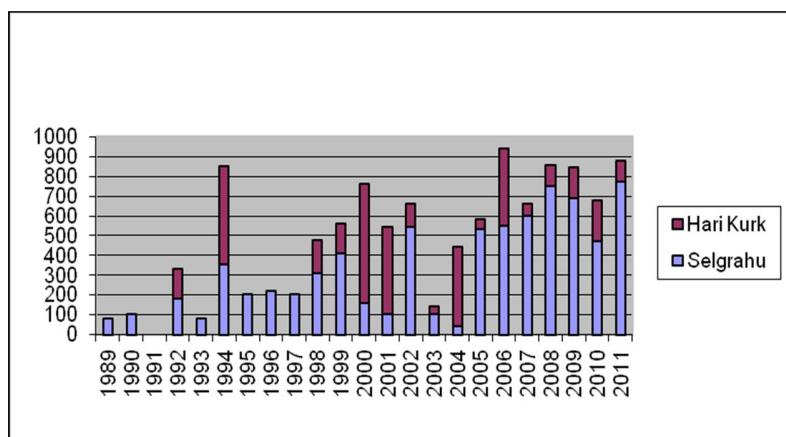
Lääne-Saaremaa suurim lesila, Laevarahu Vilsandi Rahvusparkis on stabiilselt asustatud, kuid viimastel aastatel on seal teadmata põhjustel arvukus pidevalt vähenenud. Ka Innarahu ei ole kevadise karvavahetuse ajal viimaste aastate jooksul olnud asustatud. 2008. aastal avastati väike lesila Lõu lahes.



Joonis 3.3.6.1.2. Arvukuse dünaamika Lääne-Saaremaal.

Hiiumaa põhjaosa

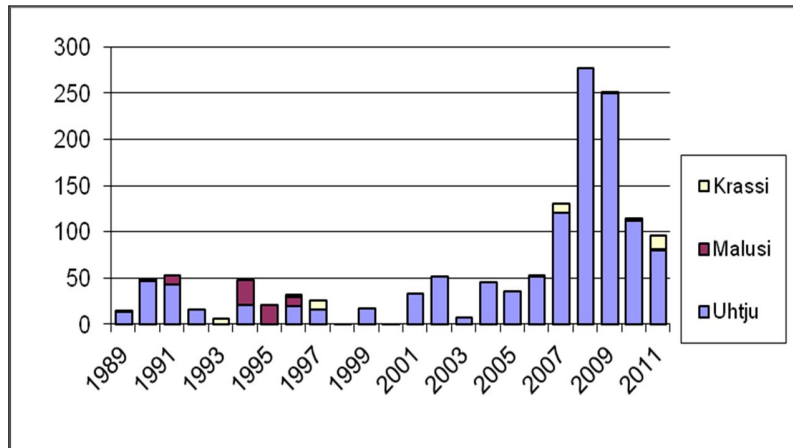
Sobivad lesilad Hiiumaa põhjaosas paiknevad Selgrahul ja Hari kurgus Väinamere suudmes. Ka seda piirkonda vaadeldakse ühtse alana, kuna karid, mida loomad asustavad, paiknevad suhteliselt lähestikku. Jooniselt 3.3.6.1.3 paistab, et arvukus selles piirkonnas on olnud võrdlemisi stabiilne.



Joonis 3.3.6.1.3. Arvukus Selgrahul ja Hari kurgus.

Soome Laht

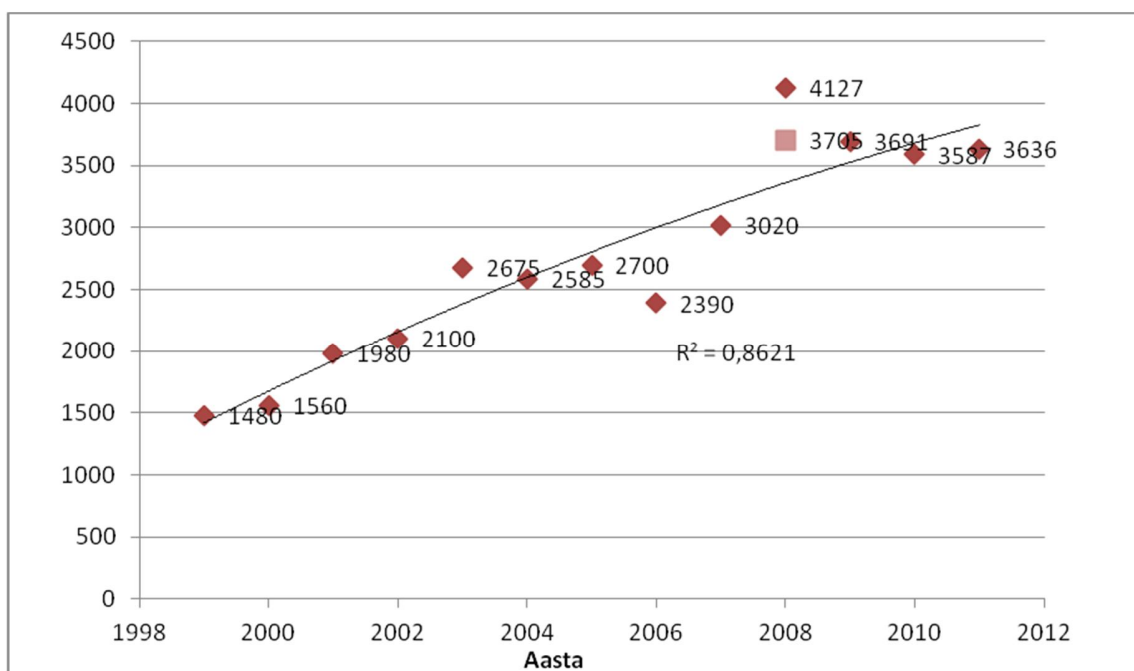
Soome lahe Eesti vetes asub kolm teineteisest kaugel asuvat lesilat. Neid võib koos käsitleda vaid tinglikult, pigem ülevaatenähtuna Soome lahe kui merepiirkonna suhtes. Kõrgemad loetud numbrid Uhtjutel aastatel 2008 ja 2009 tulenevad heade liiva-kruusaseljandike olemasolust Sala saare ääres. Need on kord veepinnast allpool, kord veest väljas, sõltuvalt veeseisust ja jää ning



Joonis 3.3.6.1.4. Hallhüljeste dünaamika Soome lahes.

lainetuse poolt mõjutatavatest liiva ja kruusa liikumistest. Aastatel, kui seljandikud on olnud vee all, on ka seal vähem loomi (joonis 3.3.6.1.4).

Vaadeldes joonisel 3.3.6.1.5 toodud andmeid, võib näha arvukuse tõusu kuni 2008. aastani ca 8% aastas. Samas ei ole asurkonna arvukuse dünaamika kirjeldamine hallhüljeste puhul võimalik vaid kahe järjestikuse aasta loendusandmete võrdlemisega, kuna loendustulemusi mõjutavad paljud faktorid (nt loomade liikumine lesilate vahel, ilmastikuolud enne loendust ja loenduse ajal jne) mida ei saa otseselt ühegi korrektsioonikoefitsiendiga määrata. Võrreldes Eesti andmeid kogu Läänemere üldise arvukuse dünaamikaga, on täheldatav samasugune kasvutrendi pidurdumine kaheksalt protsendilt aastas paarile protsendile.



Joonis 3.3.6.1.5. Hallhüljeste arvukuse trend 1999–2011.

Asurkonna seisund

Läänemere hallhülgeasurkonna Eesti rannikut asustava populatsiooni seisund on viimastel kümnenditel pidevalt paranenud. Arvukuse tõus on selle üheks indikaatoriks. IUCN-i (Rahvusvaheline Looduskaitseliit) kriteeriumide järgi on hallhüljes „ohuväline“. Looduskaitseaduse järgi on hallhüljes III kaitsekategoorias. Punase raamatu 4. kategooria käsitleb hallhüljest Eestis kui tähelepanu vajavat liiki. Selle kategooria määramise kriteeriumiks oli liigi drastiline arvukuse langus 20. sajandi jooksul, kuid arvukus on viimase 20 aasta jooksul pidevalt tõusnud. Vältimaks populatsiooni märkamatu sattumist taas kriitilise arvukuse tasemele, vajab liigi seisund siiski pidevat jälgimist. Eesti Terioloogia Selts (2006) on Eesti ohustatud liikide punase nimestiku andmetel hinnanud liiki kui „ohuväline (8)“ Hiljem ei ole liigi staatust spetsiaalselt hinnatud.

Asurkonna soolise ja vanuselise struktuuri kohta ei ole andmeid. Samuti ei loomade tervislikku seisundit Eestis uuritud. Rootsi uurijate (Bergman, 2007) andmetel on Läänemere asurkonna hallhüljestel vähenenud rasvakihi paksus, mis on üheks toitumuse näitajaks. Selle otsesed põhjused ei ole teada.

Emasloomade viljakus on samuti viimase paarikümne aastaga paranenud. Vähenenud on emakapatoloogiate esinemise sagedus ning suurenenud suguvõimeliste emasloomade protsent asurkonnas. Seda seostatakse eelkõige keskkonnamürkide vähenemisega. (Bergman, 2007, Bredhult jt, 2008).

Probleemiks on jätkuvalt kõrge soolestikuhaavandite esinemine (Bergman, 2007). Viimast on leitud ainult Läänemere asurkonnas. Olgugi, et haavandite esinemissagedus on viimastel aastatel langenud, on see immuunsus- ja hormonaalsüsteemi puudulikkuse üheks indikaatoriks. Viimane võib olla tingitud samuti keskkonnamürkidest (Sormo jt, 2003, 2005).

Inimtekkeline suremus on põhjustatud peamiselt kaaspüügist, mille ulatus ei ole samuti täpselt teada. Hinnanguliselt võib see ulatuda Eestis kuni paarisaja loomani aastas, kellest suurema osa moodustavad noorloomad. Eestis legaalselt hüljeste küttimist ei ole, kuid Soomes ja Rootsis on oluliseks teguriks ka hüljeste küttimine. Viimane koos kaaspüügiga võib olla arvukuse tõusu aeglustumise põhjuseks. Kuna tegemist on ühtse asurkonnaga, võib see avaldada mõju ka Eesti ala asustavate loomade arvukusele.

Looduslikest teguritest mõjutab arvukuse kasvu negatiivselt sigimise osaline ebaõnnestumine soojadel talvedel. Jää puududes poegivad hallhülged maal ja suure asustustiheduse korral sureb kuni 50% sündinud poegadest. Jääle poegimise või madalae tiheduse korral on suremus kuni 5% (Jüssi jt, 2008)

3.3.6.2. Viigerhüljes

Levik ja arvukus

Viigerhüljes esineb Eestis peamiselt Väinameres ja Liivi lahes, vähem Soome lahes. Teadaolevad puhkealad paiknevad Väinameres ja Liivi lahe põhjaosas rannikulähedastel madalikel. Soome lahe asukad on peamiselt „hulkurid“ idapoolt, Vene FV vetest. Kunagine küllaltki arvukas koondumisala Põhja-Uhtjul on praeguseks praktiliselt hüljatud. Seal võib kohata juhuslikult vaid üksikuid viigreid. Viigrite arvukuse kohta Soome lahes tervikuna on väga vähe andmeid, Vene uurijate hinnangul on sinna järgi jäänud alla 100 viigerhülge ja asurkond on kriitilises seisus (Verevkin, 2011).

Liivi lahe asurkond rändab regulaarselt Väinamere puhkealade ja Liivi lahe toitumisalade vahel. Levik on sesoonse iseloomuga, suveperioodil veedavad loomad rohkem aega nõ avamere toitumisaladel ja kevadel ning sügisel puhkealadel. Jää tekkimisel liiguvad nad koos jääservaga Liivi lahte, kuid üksikud loomad jäävad ka Väinamerre. Sigimisalad on peamiselt Pärnu lahes ja Liivi lahe põhjaosas. Sigimisaegne levik sõltub sobivate jäätüüpide ruumilisest paiknemisest.

Viigerhüljeste arvukuseks Eesti vetes hinnatakse ca 1 000 looma (2007–2008 aasta seireandmed). Erinevalt Läänemere viigrite peamisest asustusalast Botnia lahes, kus viimastel aastakümnel on registreeritud positiivne kasvutrend ca 4,3% aastas (Harkonen jt 1998, 2008), ei ole alates esimestest loendustest aastatel 1994–1996 positiivset trendi Eestis tervikuna täheldatud. See viitab probleemidele loomade viljakusega, poegimise korduva ebaõnnestumisele vähese jääga talvedel ning võimalikule kaaspüügile kalapüünistes.

Asurkonna seisund

Rahvusvaheliselt on seni lahtine Läänemere viigerhülge IUCN-i kaitsekategooria. Tuginedes Botnia asurkonna juurdekasvule on määratletud Läänemeres elava alamliigi staatuseks “Soodsas seisundis /Least Concern”, kuid kuna Läänemeres on mitu selgelt eraldunud alamasurkonda ja lõunapoolsetes piirkondades ei ole juurdekasvu tuvastatud, on HELCOM-i ja ICES-i tasandil läbirääkimisel “Ohualti / Vulnerable” kategooria rakendamine ositi või tervele alamliigile. Ka Eesti Punases Raamatus on kaitsekategooriat täpsustatud (5- ohustatud) seoses kliimamuutustest tulenevate mõjudega väikesearvulise asurkonna sigimise edukusele. Looduskaitseaduse järgi on viigerhüljes II kaitsekategooria liik.

Asurkonda ohustab Eesti vetes peamiselt soojade talvedega kaasnev jääkate puudus või jää liiga kiire lagunemine. Hülgepojad jäetakse emasloomade poolt liiga vara maha ja nad ei saa piisavalt energiavarusid. Vähese jää korral on ka poegade langemine kiskjate (merikotkad, suured kajakad, rebased) saagiks väga suur. Teiseks peamiseks otseseks ohuteguriks on kaaspüük kalanduses. Kuigi andmeid on vähe, võib hukkuda aastas kalapüünistes kuni paarkümmend viigrit, mis on asurkonna sigimisparameetreid arvestades märkimisväärne kogus.

Eelnevast tulenevalt võib hinnata viigerhüljeste asurkonna seisundit ebastabiilseks.

3.3.7. Merelinnud, A. Kuresoo

3.3.7.1. Sissejuhatus

Enamus Kirde-Euroopas sh Eesti merealal esinevatest linnuliikidest on rändelised, seetõttu mõjutavad liikide levikut ja arvukust oluliselt tingimused väljaspool Eestit. Arvukuse muutuste põhjuseks võivad olla liikide pesitsemistingimused Siberi tundraladel, mõjud rändepeatuspaikades või talvituslaladel Lääne-Euroopas või Aafrikas. Eestis talvel koonduvate liikide arvukust mõjutab talvine kliima – alates 1990.a. on sagenenud nn pehmed talved, mistõttu üha enam linde jääb Eesti vetesse talvituma, selle asemel, et rännata Läänemere lõunaossa või Põhjamerre. Samuti kahandavad lindude talvist arvukust massiline suremus pakase või haiguste tõttu. Looduslikuks „müraks“ on ka merelinnudel esinev nii mereliste kui ka maismaa elupaikade rööbiti kasutamine aastatsükli või pesitsusperioodi vältel (Eestis pesitsevatest liikidest nt merikotkas, hallhani, laululuik), mistõttu survetegurite allikat asurkonnale pole alati võimalik tuvastada. Seega on linnuasurkondade puhul tulemuslikum regionaalsete ja globaalsete seisundi ja staatuse hinnangute perioodiline korraldamine. Läänemere piirkonnas on talvituvate merelinnude asurkondade seisundi hindamist läbi viidud kahel korral (Durinck *et al.*, 1994, Skov *et al.*, 2011).

Eesti mereala tähtsus lindudele tuleneb paiknemisest vahetult **Ida-Atlandi rändeteel** ja mereelupaikade mitmekesisusest. Suur osa meil rändel peatuvatest lindudest pesitseb Arktikas – Fennoskandias ja Venemaa tundras. Samas pesitseb ka Eesti rannikualadel ja laidudel üle 40 linnuliigi, kellest tosin liiki koondub **pesitsuskolooniatesse**. Veelgi arvukamalt koondub linde väljaspool pesitsusperioodi. Juba pesitsemise ajal (juunis-juulis) tekivad kohalikel pesitsejatel **sulgimiskogumid** (harilik hahk, sõtkas, kormoran jt). Sulgimiskogumid võivad paikneda pesitsusaladest eraldi, sel juhul täheldatakse ka nn **sulgimisrännet**, mis võib ulatuda sadadesse (haha isalinnud) või tuhandetesse kilomeetritesse (mustvaera sulgimisränne tundraladelt Läänemerele). Merelinnude sulgimiskogumid paiknevad nii avameremadalatel (mustvaeras, hahk) kui ka rannikumeres (sõtkad, ujupardid, kümnokk-luik, hallhani jt). Sulgides võivad linnud kaotada lennuvõime osaliselt või täielikult. Juba kesksuvel algab lindude **sügisränne** arktilistelt pesitsusaladelt, mis vältab oktoobri lõpuni. Terve rida liike rändab siit peatumata läbi (**läbiränne**), paljud aga moodustavad rändekogumeid. **Sügisränne kogumid** on kas ajutised - linnud rändavad pärast taastumist edasi lõunapoolsetele talvituslaladele või püsivad – linnud jäävad meie vetesse talvituma (**talvituskogumid**). Märkimisväärne merelinnude koondumine toimub kevadel (**kevadrände kogumid**) pärast jää sulamist, mil lisaks meil talvituvatele lindudele nuumavad end ka mujal talvituvad liigid – tundrasse pesitsema suunduvad aulid, vaerad, luiged, haned ja lagled.

3.3.7.2. Merelinnude uurimismeetodid ja seisundi hindamise allikad

Merelinnude seisundi hindamiseks Eestis on olemas teave lindude leviku ja arvukuse (inventuurid ja seire <http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/>), arvukuse muutuste ja trendide (seire) ja merelinnude asurkondade seisundi perioodilise hindamise materjalid (seisundi hindamine),

samuti baas- ja rakendusuringute materjalid. Merelinnustiku uuringute ja seire tase Eestis on sisemere osas hea, territoriaalmere osas rahuldav ja majandusvööndis ebarahuldav (pole alustatud).

Veelindude rände- ja talvituskogumite loendamiseks ja levikumustri selgitamiseks sobiva meetodi valik sõltub uurimise eesmärgist, uuritavast objektist ja mereala piirkonna iseloomust (ranniku liigendatus, vee sügavus jne.). Levinud veelindude seire meetodiks on marsruut- ja punktloendused rannikult (**rannikuloendused**), mille käigus kasutatakse vaatlemiseks binokleid ja vaatlusteleskoope. Avamerel peatuvate veelindude loendamiseks sobivad üksnes laeva- ja lennuloendused. **Laevaloendusi** korraldab Eesti Ornitoloogiaühing (A. Kuus). Süstemaatiliste ja üle-eestiliste uuringute puhul on Eestis enam kasutatud **lennuloendusi**. Lennuloendustega tehti algust 1970.a. alguses, praeguse uurimisgrupi moodustavad Eesti Maaülikooli Põllumajandus-ja keskkonnainstituudi (EMÜ PKI) linnuökoloogid (A. Kuresoo, A. Leito ja L. Luigujõe), kellel on pikaajaline kogemus vaatluslendudeks ühe- (An-2, Cessna-172) ja kahemootorilistelt lennukitelt (L410, Partenavia-68 Observer, Cessna-337; avamereloendused). Laeva- ja lennuloendustel on kasutusel uuemad rahvusvaheliselt aktsepteeritud meetodid (Camphyusen et al., 2004).

Riikliku seire projektid

- 1) Veelindude kesktalvine loendus (alates 1994. a) Eesti Ornitoloogiaühingu (EOÜ) pikaajaline seireprojekt on käigus alates 1967. a Seiret korraldab EOÜ, koordineerijaks L. Luigujõe;
- 2) Meresaarte haudelinnustiku seire (alates 2008. a). Seiret korraldab EMÜ PKI, koordineerijaks A. Leito;
- 3) Läbirändavate hanede, luikede ja sookure seire (alates 1994. a). Antud aruande kontekstis on olulised linnudirektiivi I lisas toodud liigid – väikeluik *Cygnus bewickii*, laululuik *C. cygnus* ja valgepõsk-lagle *Branta leucopsis*. Seiret korraldab EMÜ PKI, koordineerijaks A. Leito (haned) ja L. Luigujõe (luiged);
- 4) Randa uhitud lindude seire (alates 1996. a) Projekti peamiseks eesmärgideks on **merelindude suremuse seire**, sh õliga saastunud lindude esinemise jälgimine, õlisaastest põhjustatud suremuse ja selle mõju hindamine, merelindude hukkumist ja rannikute saastumist põhjustavate ainete kindlakstegemine. Projekti koordineerib R. Nellis.

Muud seire projektid

- 1) Meresaarte haudelinnustiku pikaajaline seire kaitsealadel. Matsalu ja Vilsandi Rahvusparkis (alates 1958.a.) ja Hiiumaa laidude kaitsealal (alates 1975. a) (Leito & Kuresoo 2000).
- 2) Kormoranide seire (Jahinduse programm, alates 2002. a). Projekti koordinaatorid on V. Lilleleht, alates 2009. a K. Rattiste ja L. Saks. Seire eesmärgiks on arvukuse ja leviku trendide selgitamine ja asurkonna **sigimisedukuse uurimine** (Rattiste & Saks 2010).

Mererannikul ja saartel pesitsevate haudelindude levikut ja arvukust on selgitatud järgnevate inventuuride ja levikuatlaste välitöödega:

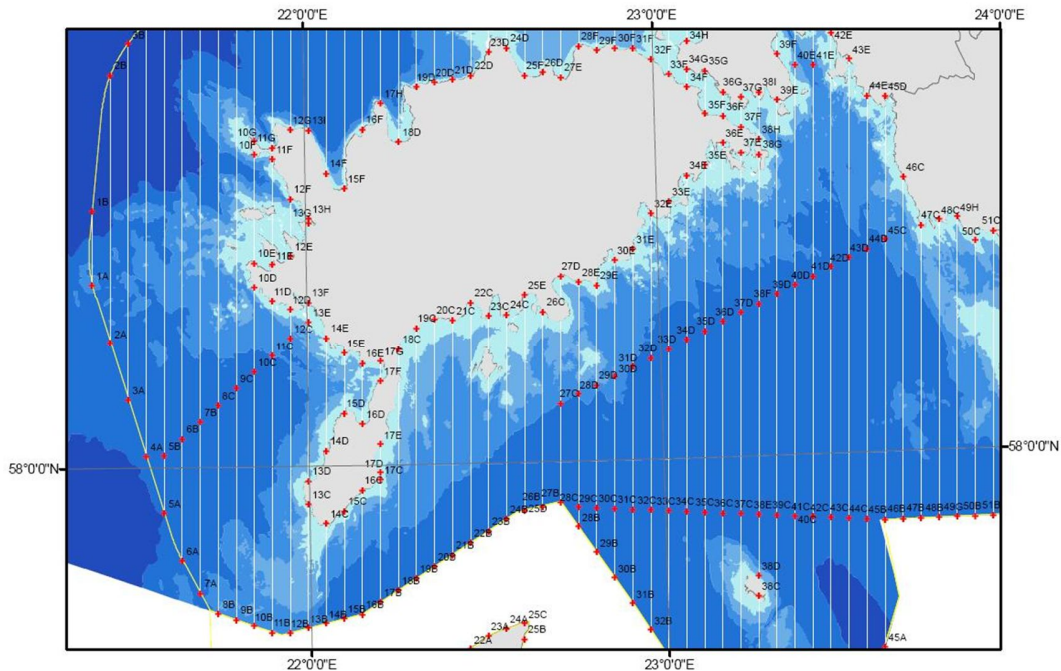
- 1) 1967–69: Lääne-Eesti saartehaude linnustiku inventuur (400 saart) (Onno, 1970);
- 2) 1973–75: Soome lahe saarte haudelinnustiku inventuur (Renno, 1976);
- 3) 1977–82: EOÜ haudelindude levikuatlase projekt (Renno 1993);
- 4) 2003–09: EOÜ haudelindude levikuatlase projekt (<http://www.eoy.ee/linnuatlas>)

Süsteemaatilist teavet avamerel rändel ja talvitusperioodil peatuvate veelindude kohta on kogutud alates 1990. aastate algusest. Märkimist väärivad Taani ornitoloogide poolt aastatel 1992–1993 läbi viidud laevaloendused, mille tulemused on avaldatud Läänemere tähtsaid talvitumisalasid käsitlevas kokkuvõttes (Durinck *et al.*, 1994). Intensiivsem avamerel peatuvate veelindude inventeerimine Eesti vetes algas 2006. aastal. Olulisematest projektidest võib nimetada järgmisi:

- 1) LIFE Loodus projekt “Merekaitsealad Läänemere idaosas” (Dagys *et al.*, 2009); <http://www.balticseaportal.net/>
- 2) ”Natura 2000 rakendamine Eesti merealadel – alade valik ja kaitsemeetmed (ESTMAR)”;
<http://www.bef.ee/index.php?id=703&lang=2&sid=>
- 3) SA KIK projekt „Loode- ja Lääne-Eesti avameremadalate mittepesitsusaegne linnustik” (Kuresoo *jt.*, 2009);
- 4) ELF-i projekt „Gretagrundi madala piirkonna põhjaelustiku ja elupaikade inventuur” (Kuus & Martinson, 2009);
- 5) Neugrundi (Eesti Ornitoloogiaühing, 2008) ja Põhja-Hiiumaa (Leito, 2008) tuuleparkide keskkonnamõjude hindamine;
- 6) Wings Over Wetlands (WOW; <http://www.lk.envir.ee/aewa/index.php?id=14>): Haapsalu-Noarootsi projektialal ja Neugrundi madalal talvituvate, sulgivate ning sügis- ja kevadrändel peatuvate veelindude arvukuse ja levikumustri selgitamine (Kuresoo & Luigujõe, 2008);
- 7) SOWBAS 2007-2009/HELCOM: Läänemerel talvitavate veelindude asurkondade hindamine (Skov *et al.* 2011);
- 8) GORWIND 2010-2012: (Gulf of Riga as resource of Wind Energy): Liivi lahe merelindude mittepesitsusaegsete kogumite inventuur (<http://gorwind.msi.ttu.ee/home/info>).
- 9) MARMONI 2010-2015: (Marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea) <http://marmoni.balticseaportal.net/wp/>.

Kuna Eesti mereala paikneb Ida-Atlandi lindude rändetee keskmes, on pikaajaliselt selgitatud **läbirände** jaotumust, rändeteede seotust koondumispaikega. Veelindude rände **visuaalseid vaatlusi** on Eestis läbi viidud alates 1952. a (Suur väin), süstemaatilisi vaatlusi perioodil 1958–1962 ja 1968 (Kumari, 1961, Jõgi, 1970). Vaatlused jätkusid uuesti 1990. aastatel (Kontkanen, 1995, Leivo *et al.*, 1994, Rusanen, 1995) ja Põõsaspea neemel aastail 2004 ja 2009 (Ellermaa & Pettay, 2006, Ellermaa *et al.*, 2010). Eestis on korduvalt läbi viidud ka **lindude radarjälgimist** - 1968. a (Jacoby & Jõgi, 1972), 1974. a (Jacoby, 1983) ja 2009. a (Leito, 2009). Nüüdseks on radarvaatluste läbiviimiseks hangitud ka mobiilne jälgimisradar (EMÜ) ja omandatud radarvaatluste meetodika (A. Kuresoo, L. Luigujõe, EMÜ). Ohustatud merelindudest on põhjalikumaid uuringuid läbi viidud talvitava kirjuhaha *Polysticta stelleri* asurkonna seisundist Eestis ja kogu Atlandi talvitusasurkonna piires (Kuresoo *et al.*, 2001, Žydelis *et al.*, 2006).

Merelinde ohustavatest teguritest on EMI spetsialistid (M.Vetemaa juhtimisel) põhjalikumalt uurinud lindude hukkumist kalapüünistes - **kaaspüüki** (Dagys *et al.*, 2009, Žydelis *et al.*, 2010). Veelindude kaaspüüki käsitletakse põhjalikumalt peatükis 4.8.3.



Joonis 3.3.7.2.1. Eesti merealade linnustiku inventeerimisel kasutatavad lennumarsruutide (3 km vahekaugusega) paiknemine Lääne-Eestis.

Merelindude asurkondade seisundi ja kaitsevajaduste hindamist on viinud läbi Eesti Ornitoloogiaühingu ekspertgrupid (linnuseire ja linnukaitse komisjonid). Eesti lindude, sh merelindude staatust, arvukust ja selle muutusi (trende) hinnatakse iga 5 aasta järel (Lõhmus *et al.*, 1998, Elts *et al.*, 2003, 2009). Linnudirektiivi ja loodusdirektiivi nõuetele vastava linnuhoiualade eelvaliku, sh mereliste alade valiku kriteeriumid ja analüüs on kokku võetud EOÜ kogumikus „Eesti lindude kaitsestaatus“ (Lõhmus, 2001, Lõhmus *et al.*, 2001) ja ülevaade linnuhoiualade potentsiaalselt võrgustikust kogumikus „Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis“ (Kuus & Kalamees, 2003).

3.3.7.3. Merelindude seisundi esialgsed hinnangud (MSRD)

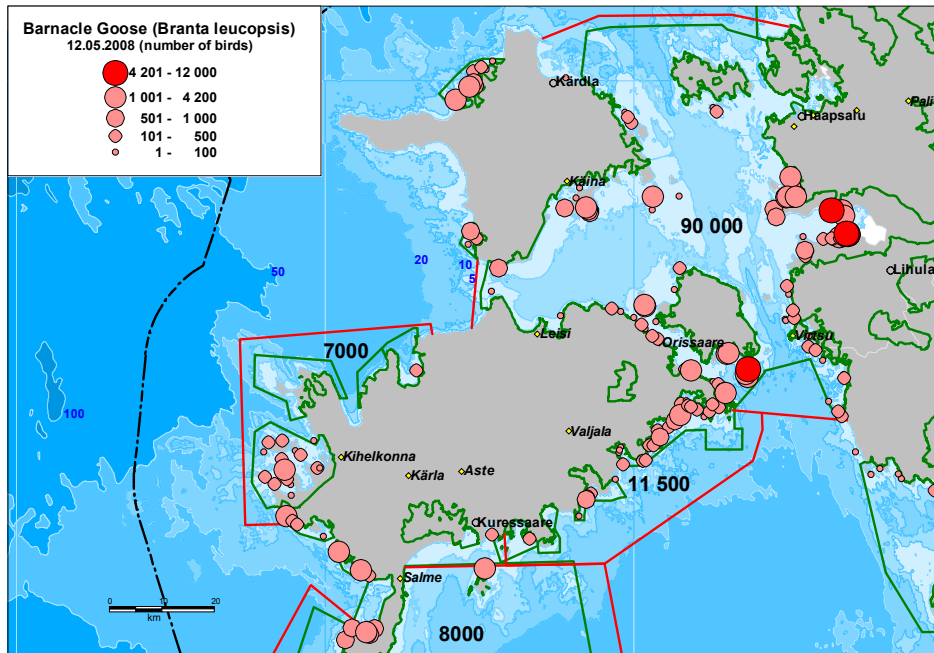
Merelindude puhul on tegemist ökosüsteemide dünaamilise komponendiga, kes aastatsükli vältel vahetavad korduvalt eluala. Eestis läbirändel peatuvate asurkondade seisundit ja kaitsestaatus saab adekvaatselt hinnata kogu rändetee kontekstis. Eesti on nüüdseks liitunud rahvusvaheliste

raamlepetega, mis käsitlevad rändliike – Bonni konventsiooni ja AEWA – Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse leppega (2008). Praktikas on oluline nihe toimunud Läänemere kaitse leppe HELCOM-i raamides. Hiljuti ilmunud ülevaates (HELCOM, 2009), milles antakse hinnangud Läänemere elurikkusele on käsitletud 9 linnuliiki, kelle käekäik peaks kõige paremini kajastama ka Läänemere seisundi muutusi seoses inimtegevusega. Eesti mereala hindamise kontekstis on antud liigivalikut käsitletud Tabelis 3.3.7.1, kus on toodud valikliikide haudepaaride arv, arvukustrend, samuti talvituvate isendite hinnang koos arvukustrendiga. Indikatiivsed surveteguritele, samuti põhjalikult uuritud Eestis on koloniaalselt pesitsevad kormoran ja hahk ja merikotkas.

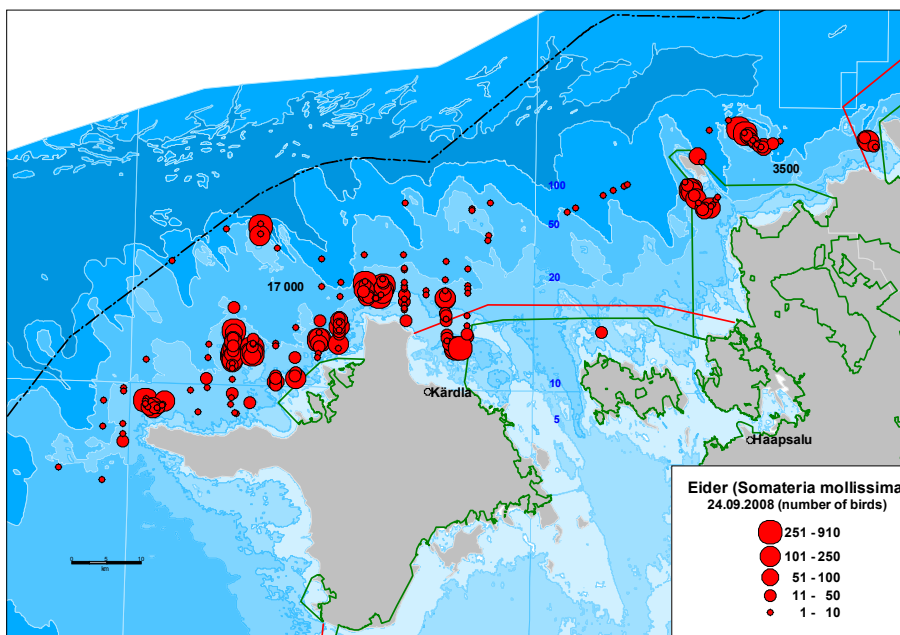
Tabel 3.3.7.1. Läänemere seisundi kontekstis indikatiivsete liikide staatus ja võimalik sobivus merestrategia raamdirektiivi (MSFD) indikaatorite valikul.

Linnuliik	Elupaik*	Haudepaare/ Trend**	Talvituvaid isendeid/trend	MSFD indikaator***
Kormoran	RM	9000-14000	100-300	1.1.-1.7, 4.1.-4.3
Merikotkas	R	150-170	600-900	1.1.-1.7, 4.1.-4.3
Niidurüdi	R	200-250	-	1.1-1.4
Valgepõsk-lagle	R	100-160	-	1.1.-1.2; 1.4
Tutt-tiir	RM	600-900	-	1.1.-1.2; 1.4
Hahk	RM-AM	3000-7000	20-100	1.1.-1.7
Alk	AM	1-10	300-1000	1.1.-1.2
Kirjuhahk	RM	-	1500-2500	1.1-1.2.
Aul	RM-AM	-	<500 000	1.1-1.2.

* elupaik (R-Rannik, sh maismaa, RM- rannikumeri, AM –avameri); ** Trend (arvukus): kasvav, kahanev, stabiilne; *** Indikaatorite numeratsioon HELCOM, 2011 järgi.



Joonis 3.3.7.3.1. Valgepõsk-lagle *Branta leucopsis* levik ja arvukus Lääne-Eesti rannikul ja rannikumeres lennuloenduse (12.05.2008) põhjal.



Joonis 3.3.7.3.2. Haha *Somateria mollissima* levik ja arvukus Loode-Eesti ranniku- ja avameres lennuloenduse (24.09.2008) põhjal.

Oluliseks sammuks merelindude indikaatorite valikul on HELCOMi SOWBAS projekti väljundina ilmunud kogumik „Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea“ (Skov *et al.*, 2011) võtab kokku Läänemere merelindude talviste asurkondade seisundi muutused ja muutuste põhjused perioodil 1992-2009. Kokkuvõtlikult on talvitavate linnuasurkondade arvukus, arvukustrendid ja nende looduslikud mõjud ja survetegurid toodud tabelis 3.3.7.2.

Tabel 3.3.7.2. Läänemeres talvitavate merelindude arvukus, arvukustrendid, looduslikud mõjud ja survetegurid perioodil 1993-2009 (Skov *et al.*, 2011) järgi.

Liik	Funktsionaalne grupp/toitumine*	Läänemeri Isendeid x 1000 2009	Arvukustrend 1993/2009 %	Linnudirektiiv Lisa I	Läänemere/Eesti vastusliik	Kliima: Levila N-suunaline nihe	Kliima: temperatuuri kasv	Eutrofeerumise mõju arvukusele **	Kaaspüük
Punakurk-/Järvekaur	KA	8,6	-84.8	+					+
Tuttpütt	KR	8,3	-26.7			+		Est-	+
Hallpõsk-pütt	KR	0,8	-86.0					Est-	
Sarvikpütt	KR	2,9	60.6	+					
Kormoran	KR	54,0	178.4			+		-	+
Kühmnokk-luik	TR	132,0	22.2		+/+		+	-	
Sinikael	TR	254,0	11.9				+	Est-	
Punapea-vart	LR	30,5	-1.8			+			
Tuttvart	LR	476,0	49.2		+	++		Est+	+
Merivart	LR	127,0	-13.0		+	+			
Hahk	LA	515,0	-50.9		+			+	+
Kirjuhahk	LR	2,3	-66.4	+	+/+				
Aul	LA	1486,0	-65.2		+/+			+	+
Mustvaeras	LA	412,0	-47.0		+	+		+	+
Tõmmuvaeras	LA	373,0	-60.0		+/+			+	
Sõtkas	LR	174,0	41.4		/+	++		Est+	+
Väikekoskel	KR	12,6	-25.9	+	+/+	+			
Rohukoskel	KR	25,7	-41.6					+	+
Jääkoskel	KR	66,0	-9.6		+/+	+			+
Lauk	TR	248,0	17.0				+	-	

* KA – kalatoiduline/avameri, KR – kalatoiduline/rannikumeri, TR - taimtoiduline /rannikumeri, LR - limusetoiduline/rannikumeri, LA – limusetoiduline/avameri;

**Est–eutrofeerumise negat. (-) või pos. (+) mõju arvukusele tõestatud Eesti andmetel.

MSRD kontekstis on antud uuringul oluline roll selgitamiseks merelindude reaktsioone olulistele surveteguritele. Näiteks eutrofeerumine võib funktsionaalsetel linnurühmadel kutsuda esile risti vastupidiseid muutusi – nii põhjustab lahustunud lämmastiku ühendite (DIN) kontsentratsiooni tõus limustest toituvate merepartide (tabelis LA ja LR) arvukuse kasvu, taimtoidulistel lindudel (tabelis TR) aga kahanemise. Lahustunud fosfori ühendite (DIN) kontsentratsiooni tõus kahandab kalatoiduliste arvukust, kuna vee hägustumine kahandab kalapüügi tõhusust. Talvituvatele lindudele on Läänemeres suurimaks ohuks naftareostus, seda eriti avamere madalikel koonduvatele aulidele, vaerastele ja kauridele (Larsson & Tydén, 2005).

Tabelis 3.3.7.2. toodud trendid osundavad väga suurtele talvituvate merelindude arvukuse muutustele viimase 15–20 aasta jooksul. Eriti suur langus on tabanud avamerel talvituvaid arktilisi veelinde – kaure, auli, hahka, must- ja tõmmuvaerast, rannikumere liikidest kirjuhahka. Arvukuse languse olulisim põhjus on nähtavasti napp taastootmine arktilistel pesitsusaladel. Eestis Põdsaspea neemel 2009.a. läbiviidud sügisrände vaatlustel selgus, et nimetatud liikide noorlindude osakaal on ülimadal: mustvaeral – 1%, aulil 3%, tõmmuvaeral 6% ja punakurk-kauril 8,5% (Ellermaa *et al.*, 2010). Tabelis toodud liiginimestik moodustab edaspidistes HELCOMi merelindude töögrupi poolt koostatava seireskeemi ja bioindikaatorite valiku tuuma. Eeldusteks sobivate indikaatorite, sh survetegurite mõõdikute väljatöötamiseks on nende liikide puhul pikkade aegridade olemasolu, liigivaliku suur mitmekesisus elupaikade ja funktsionaalsete liigigruppide (toitumine) lõikes. Terve rida liike on ohustatud (linnudirektiivi I lisa liigid), paljud kuuluvad nn Läänemeremaade/Eesti **vastutusliikide** hulka (25–90%/5–25% geograafilise populatsiooni isenditest talvitab vastavalt Läänemeres/Eesti vetes).

Eesti merelindude kaitse eripäraks on suur vastutusliikide hulk kevad- ja sügisrände peatuspaikades (Lisa 3.3.7.2). Praeguseks on hästi teada rannikumere võtmealad ja –liigid. Vastutusliikidest (20-50% geograafilise asurkonna isenditest peatub rändel Eestis) kuulub siia väikeluik, laululuik, valgepõsk-lagle, hallhani, merivart ja 5 liiki ujupart (*Anas sp.*) (Lisa 3.3.7.2). Avamere vastutusliikideks on kindlasti punakurk-kaur, aul, mustvaeras ja tõmmuvaeras, lõplik nimekiri selgub siis kui avamere inventeerimine on lõpule viidud.

Eesti mereala seisundi hindamisel on oluliseks komponendiks merelaidude ja rannikualade mitmekesine haudelinnustik. Kokku pesitseb Eestis 42 liiki vee- ja rannikulindu, kellest 19 peaaegu eranditult saartel (Lisa 3.3.7.1). Haudelinnustik on samaselt talvelinnustikuga pika aja jooksul paikne, seega ka oluliselt mõjutatav kohalike survetegurite poolt. Lisaks hahale, tutt-tiirule ja kormoranile (Tabel 3.3.7.1) peab kaaluma teiste kolooniaalselt pesitsevate linnuliikide (kõik kajakad ja tiirud, tuttvart, tuttpütt) lülitamist MSRD indikaatorliikide hulka. Koloonialistest liikidest on pikaajaliselt uuritud kalakajaka asurkonna taastootmist Matsalu RP laidudel (Rattiste, 2006).

Praegust teavet merelindude levikust ja arvukusest Eestis võib tervikuna pidada heaks (haudelinnud, rannikumere mittepesitsusaegsed kogumid) kuni rahuldavaks (avamere mittepesitsusaegsed kogumid). Merelindude inventeerimisega majandusvööndis pole alustatud.

Pikaajalisemad arvukuse trendid ja leviku muutused on teada haudelindude ja talvitavate lindude osas. Valdavalt rahuldav on ka teave liikide taastootmisest. Survetegurite osas on uuringuid läbi viidud naftareostuse ja sellest tingitud merelindude suremuse määramisega ja veelindude kaaspüügiga. Koostöös HELCOM-iga on selgitatud eutrofeerumise mõju talvitavate liikide arvukusele Eestis.



Foto. Avamere vaatluslend kahemootorilise lennuki Cessna-337 pardalt Liivi lahel 2011.a. kevadel. M. Martinsoni foto.

3.3.8. Tulnukliigid, H. Ojaveer, J. Kotta

Eesti merevetest on läbi aegade leitud vähemalt 32 võõrliiki (Tabel 3.3.8.1). Mikro-organismide ja bakterite kohta info puudub. Meile sisse toodud võõrliigid pärinevad väga erinevatest piirkondadest üle kogu maailma, muuhulgas Uus-Meremaalt, Aasiast ja Põhja-Ameerikast (Ojaveer et al., 2011a).

Mitmed juhuslikult sisse toodud liigid moodustavad käesoleval ajal elujõulisi asurkondi (üle 25 võõrliigi). Üheksa võõrliigi arvukus/biomass näitab tõusutendentsi, kusjuures ülejäänute momenditrend on kas teadmata või stabiilne. Vaid ühe liigi – Hiina villkäppkrabi – arvukus on peale hiljutist tõusu (aastad 2002–2009) viimasel aastal vähenenud.

Kolmeteistkümnest võõrkalaliigist on töõnduslike kalavarude rikastamise eesmärgil 1960-ndatel ja 1970-ndatel aastatel sisse toodud kaheksa liiki (gorbuuša, keta, kisutš, vikerforell, Siberi tuur, Vene tuur, sterlet ja beluuga), kellest ükski ei moodusta käesoleval ajal elujõulisi populatsioone tingituna ebasoodsatest paljunemistingimustest. Tõõnduslikult on momendil ekspuuteeritavad liigid hõbekoger (eelkõige Liivi lahes) ja ümarmudil (Muuga lahes).

Planktilist elustaadiumi omavad liigid on reeglina levinud kogu Eesti rannikumeres. Arvukaimad nendest on aerjalaline *Acartia tonsa*, vesikirp *Cercopagis pengoi*, tavaline tõruvähk *Balanus improvisus* (vastsed) ja Virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta* (vastsed). Kui *C. pengoi* on oluline toiduobjekt mitmete pelaagilistele ja/või töõnduslikele kaladele (nt. räim, kilu, meritint, ogalik), ei toitu nimetatud kalad *B. improvisus* ja *M. neglecta* vastsetest. Põhjaselgrootutest on levinuimad tõruvähk *Balanus improvisus*, liiva uurikkarp *Mya arenaria*, Virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta* ja rändtigu *Potamopyrgus antipodarum* ja vööt-kirpvähk *Gammarus tigrinus*. 2010. aastal leiti Eesti rannikumerest Atlandi päritolu garneeliliik *Palaemon elegans* (käesolevaks aastaks leitud pea kogu Eesti rannikumeres) ning 2011. aasta augustis leiti Eesti vetest esmakordselt Põhja-Ameerika päritolu Harrise mudakrabi *Rhithropanopeus harrisi* (leiukoht pärineb Pärnu lahe põhjakaldalt). Võõrkaladest on levinuim hõbekoger *Carassius gibelio*, kes asustab kogu Eesti rannikut.

Käesoleval ajal tuleb pidada invasiivseimateks võõrliikideks Eesti merevetes eelkõige kahte liiki: vööt-kirpvähk *Gammarus tigrinus* ja ümarmudil *Neogobius melanostomus*. Mõlema liigi arvukus on alates invasioonist eksponentsiaalselt kasvanud ja sellega on kaasnenud muutused kooslustes (Ojaveer et al., 2011b).

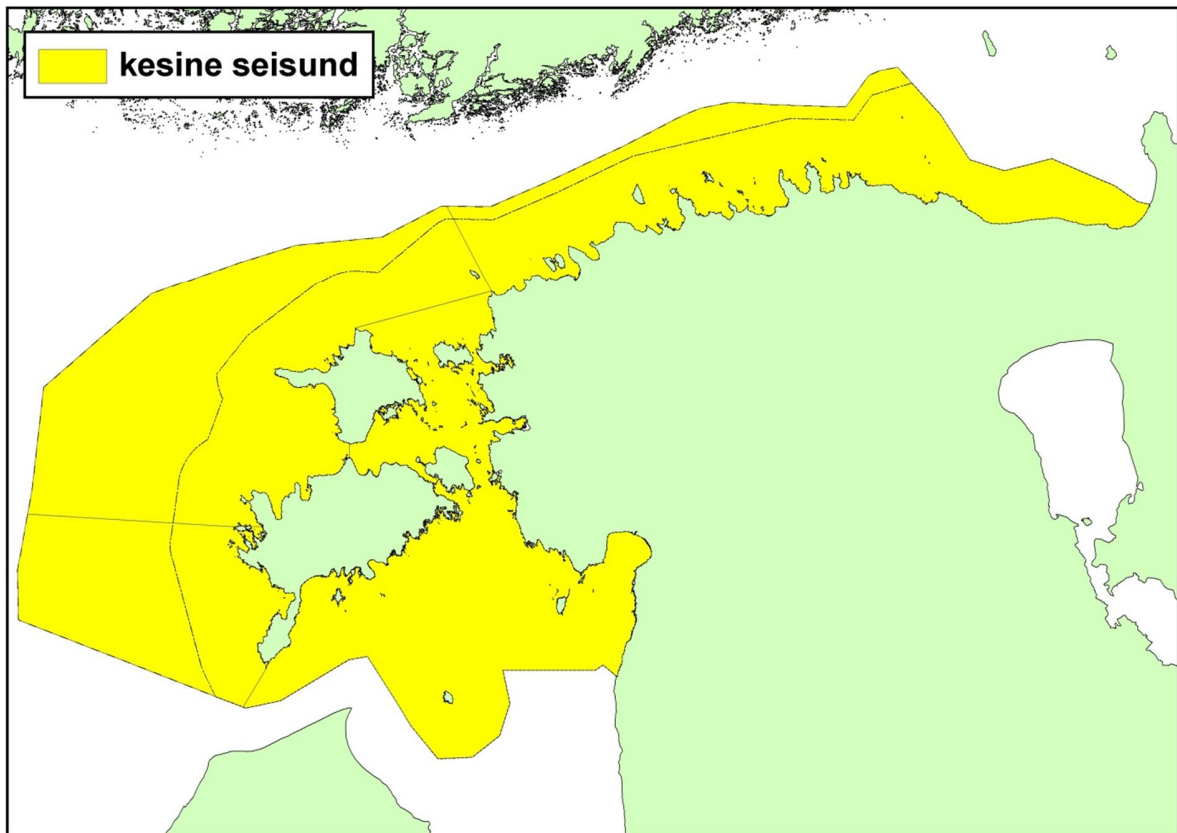


Joonis 3.3.8.1. Käesoleva aja invasiivseim võõrliik vööt-kirpvähk *Gammarus tigrinus* Eesti rannikumeres. Vööt-kirpvähi sissetungi tagajärjel on teiste suurselgrootute mitmekesisus ja asustustihedus ulatuslikes mereala piirkondades oluliselt vähenenud.

Seni teadaolevalt on Eesti vetest leitud üks parasiteeriv võõrliik. Selleks on *Anguillicola crassus*. Liik parasiteerib hinnalisel töõnduskalal angerjal (*Anguilla anguilla*), kelle varud on kogu Euroopas viimastel aastakümnetel drastiliselt kahanenud ja ka käesoleval ajal täiendi suurenemist lähitulevikuks ei prognoosita.

Kaasajal Eesti vetes esineva ühe selgrootu võõrliigi – Hiina villkäppkrabi *Eriocheir sinensis* – arvukus on seotud liigi arvukuse dünaamikaga lähimal paljunemiselal so Põhjamere kaguosa ja Elbe jõe suudmealal. Läänemeres Hiina villkäppkrabi ei paljune tingituna vee madalast soolsusest (Ojaveer et al. 2007).

Hiljuti välja töötatud bioloogilise reostuse indeksi määramise metoodika (BPL indeks, Olenin et al., 2007) alusel hinnatuna skaalal 0...4 (0 - mõju ei ole... 4 – oluline ja suur mõju) võib Eestit ümbritseva mereala jagada kaheks: Liivi ja Soome lahe BPL indeksi väärtus on 3 ning Väinamere ja Läänemere avaosa BPL väärtus on 2. Liivi lahes omavad mõõdetavat mõju (st. liigispetsiifiline BPL>0) 12 võõrliiki ning Soome lahes 18 võõrliiki (Zaiko et al., 2011). Kogu Läänemere skaalal on Läänemere idaosa lahed (Soome laht ja Liivi laht) ja säärlõugad (Kura säärlõugas ja Visla säärlõugas) võõrliikidest kõige mõjutatumad piirkonnad (BPL=3) ning ülejäänud Läänemere osad ühe palli võrra paremas seisus (Zaiko et al., 2011).



Joonis 3.3.8.2. Võõrliikide esinemisest tingitud potentsiaalse mõju alusel koostatud seisundi hinnang Eesti mereala kohta.

Kaheteistkümne võõrliigi kohta võimaldavad andmed hinnata arvukuse/biomassi momenditrende (Tabel 3.3.8.1). Selgub, et valdava enamuse (75%) võõrliikide populatsioonid suurenevad kui vaid ühe liigi (Hiina vilkääppkrabi) arvukus on paaril viimasel aastal (2010 ja 2011) oluliselt vähenenud. Kahe võõrliigi (rändtigu ja liiva-uurikkarp) arvukus on ajas stabiilne.

Tabel 3.3.8.1. Ülevaade võõr- ja krüptogeensetest liikidest Eesti merevetes (Ojaveer et al., 2011a, modifitseeritud).

Liik	Eestikeelne nimetus	Looduslik leviala	Esmasleid/sissetoomine*	Levik	Staatus	Momenditrend
<i>Acartia tonsa</i>	Aerjalaline	Põhja-Ameerika	1920ndad	Rannikumeri	+(+)	Ebaselge
<i>Acipenser baeri</i>	Siberi tuur	Aasia, Siber	1960ndad	-	-	-
<i>Acipenser güldenstädti</i>	Vene tuur	Ponto-Kaspia	1960ndad	-	-	-
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	Ponto-Kaspia	1960ndad	-	-	-
<i>Anguillicola crassus</i>	Ümaruss	Aasia	1989	Rannikumeri	+(+)	Ebaselge
<i>Aristichthys nobilis</i>	Kirju pakslaup	Aasia (Hiina)	2002	-	+(-)	-
<i>Balanus improvisus</i>	Tavaline tõruvähk	Põhja-Ameerika	XIX saj keskpaik	Rannikumeri	+(+)	Tõus
<i>Carassius gibelio</i>	Höbekoger	Edala-Aasia	1985	Rannikumeri	+(+)	Tõus
<i>Cercopagis pengoi</i>	Vesikirp	Ponto-kaspia	1992	Rannikumeri	+(+)	Tõus
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Kirpvähiline	Ponto-Kaspia	2005	Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Cordylophora caspia</i>	Järvetõlvik	Ponto-Kaspia	XIX saj algus	Rannikumeri	+(+)	Ebaselge
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpkala, sasaan	Ida-Aasia, Ponto-Kaspia	1893	Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Dreissena polymorpha</i>	Rändkarp	Ponto-Kaspia	XIX keskpaik	Rannikumeri	+(+)	Tõus
<i>Eriocheir sinensis</i>	Hiina villkäppkrabi	Kaug-Ida	1930ndad	Rannikumeri	+(-)	Langus

<i>Evadne anonyx</i>	Vesikirp	Ponto-Kaspia	1999		Ranniku meri	+(+)	Tõus
<i>Gammarus tigrinus</i>	Vööt-kirpvähk	Põhja-Ameerika	2003		Sub-lokaalne	+(+)	Tõus
<i>Hemimysis anomala</i>	Lõhkjalaline	Ponto-Kaspia	2009		Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Huso huso</i>	Beluuga	Ponto-Kaspia	1960ndad		-	-	-
<i>Ictalurus punctatus</i>	Kanalisäga	Põhja-Ameerika	2001		-	+(-)	Ebaselge
<i>Maeotias marginata</i>	Meduus	Must meri	1999		Sub-lokaalne	?	Ebaselge
<i>Marenzelleria neglecta</i>	Virgiinia keeritsuss	Põhja-Ameerika	1991		Ranniku meri	+(+)	Tõus
<i>Mya arenaria</i>	Liiva uurikkarp	Põhja-Ameerika	XI-XII saj		Ranniku meri	+(+)	Stabiilne
<i>Neogobius melanostomus</i>	Ümarmudil	Ponto-Kaspia	2002		-	+(+)	Tõus
<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Gorbuša	Vaikne ookean	XX keskpaik	saj	-	-	-
<i>Oncorhynchus keta</i>	Keta	Vaikne ookean	XX keskpaik	saj	-	-	-
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Kisutš	Vaikne ookean	XX keskpaik	saj	-	-	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Vikerforell	Põhja-Ameerika	1896		-	+(-)	Ebaselge
<i>Orchestia cavimana</i>	Kirpvähiline	Aafrika, Aasia, Euroopa	1999		Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Palaemon elegans</i>	Kümnejalalised	Atlandi Ookean	2010		Ranniku meri	+(+)	Tõus
<i>Paramysis intermedia</i>	Lõhkjalaline	Ponto-Kaspia	1970ndad		Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Pontogammarus robustoides</i>	Kirpvähiline	Ponto-Kaspia	2006		Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge
<i>Potamopyrgus</i>	Rändtigu	Uus-	XIX saj	teine	Ranniku	+(+)	Stabiilne

<i>antipodarum</i>		Meremaa	pool	meri		
<i>Rhithroponeus harrisii</i>	Harrise mudakrabi	Põhja-Ameerika	?	Sub-lokaalne	+(+)	Ebaselge

* Esmasleid merest Eestiga külgnevatel merealadel Läänemere kirdeosas: Soome ja Liivi laht ning Läänemere avaosa.

Staatuse praeguse seisuga: – liiki ei esine, + liik esineb, ? olukord selgusetu.

Kui liik esineb, siis: + (-) meil iseseisvalt taastootvat populatsiooni ei leidu (st. liik meil ei paljune);
 + (+) elujõuline populatsioon olemas;
 + (?) vabas looduses iseseisvalt taastootva populatsiooni olemasolu ebaselge.

3.4. Muud näitajad

3.4.1. Ohtlikud ained, M. Simm, O. Roots

Merekeskkonna seisundi analüüsimisel ohtlike ainete osas lähtuti Eesti Riikliku Keskkonnaseire allprogrammist „Ohtlike ainete seire ja uuringud rannikumeres“. See programm põhineb bioindikatsioonil, kusjuures indikaatororganismideks on kalad – räim ja ahven. Kuna 33-st prioriteetsest ainest (Anon., 2000) 12 analüüsimine on biotas ebaotstarbekas (CIRCA, 2010), siis kasutati nende puhul kontsentratsioonid vees. Viimased põhinevad eeskätt 2010. aastal teostatud sõeluuringule (Roots & Nõmmsalu, 2011). Kalade puhul kasutati ohtlike ainete seire allprogrammi tulemusi alates aastast 2005 (Martin, 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010), samuti andmeid Eesti jõgede suudmealade uuringust (Simm, 2007; Roots, 2008) ning Eesti mereala puudutavaid andmeid 2008. aastal korraldatud ohtlike ainete uuringust (HELCOM, 2009; Lilje et al., 2009). Keskkonnaseisundi hindamisel ohtlike ainete osas vees on lähtutud piirväärtustest pinnavees (Anon., 2008). Kalade puhul kasutatakse HELCOM ohtlike ainete ülevaates (HELCOM, 2010) ja Rootsi keskkonnaseires (Bignert et al., 2011) toodud siht- ja piirväärtusi kalades.

Sõeluuringu käigus määrati ohtlike ainete sisaldus Haapsalu, Pämu ja Tallinna lahe ning üheteistkümmne Läänemere suubuva jõe vees (Roots & Nõmmsalu, 2011). Enamiku ainete kontsentratsioon jäi alla kasutatud analüüsimeetodite määramispiiri (LOQ): alakloor ja atrasiin <0,05 µg/l (Tamm, 2010), kloroalkaanid (C10-13) <0,3 µg/l (Roots & Nõmmsalu, 2011), klorofenvinfoss, kloropürifoss (etüülkloropürifoss), isoproturoon ja trifuraliin, simasiin, naftaleen, duiroon, nonüülfenool(4-nonüülfenool) ja oktüülfenool(4-oktüülfenool) <0,01 µg/l (Loos jt., 2008; Tamm, 2010; Roots & Nõmmsalu, 2011), 1,2-dikloroetaan diklorometaan ja trikloroetüleen <0,1 µg/l ning perfluorühendid PFOA ja PFOS <0,03 µg/l (Roots & Nõmmsalu, 2011). Benseeni sisaldus vees jäi alla suurimast lubatavast piirväärtusest muus pinnavees (50µg/l; Anon., 2008). Kõrgemad sisaldused esinesid Kunda ja Pühajõe vees 2010. aasta kevadel, vastavalt 19,7 ja 13,3 µg/l. Enamuse jõgede vees jäi benseeni sisaldus alla LOQ (<0,2µg/l; Roots & Nõmmsalu, 2011). Di(2-etüülheksüül)ftalaat (DEHP) sisaldus vees jäi alla aasta keskmist piirväärtust muus pinnavees (1,3 µg/l; 2008/105/EÜ), olles kõrgem 0,87µg/l Kunda jõe vees (Roots & Nõmmsalu, 2011). Tetrakloroetüleeni sisaldus vees oli reeglina <0,1 µg/l (LOQ), välja arvatud Keila jões 2010. aasta sügisel - 0,35 µg/l. Aasta keskmine piirväärtus ühendile maismaa pinnavees on tunduvalt kõrgem - 10 µg/l (Roots & Nõmmsalu, 2011). Triklorometaan ehk kloroformi sisaldus oli Mustaoja seirepunktis 0,3-0,6 µg/l, jäädes alla aasta keskmisele piirväärtusele muus pinnavees (2,5 µg/l; Tamm, 2010). Plii ja selle ühendite sisaldus vees ei ületanud aasta keskmist ühenditele kehtestatud piirväärtust pinnavees (7,2 µg/l; Tamm, 2010; Roots & Nõmmsalu, 2011). Kõrgemad sisaldused leiti Kunda ja Pühajõe suudme vees (vastavalt 0,65 ja 0,63 µg/l). Nikli ja selle ühendite sisaldus vees ei ületanud aasta keskmist niklile kehtestatud piirväärtust pinnavees (20 µg/l; Tamm, 2010; Roots & Nõmmsalu, 2011). Kõrgemad sisaldused analüüsiti Pühajõgi, Kohtla jõe ja Vasalemma jõe suudmete vees (vastavalt 2,9, 1,6 ja 1,3 µg/l).

Enamiku uuritud ohtlike ainete sisaldus merevees oli allpool kasutatud analüüsimetoodikate määramispiiri. Tinglikult võib merekeskkonna seisundit hinnata problemaatiliseks Sillamäe rannikualal kus oli kõrge ühealuseliste fenoolide ja tinaorgaaniliste ühendite sisaldus ning Tallinna lahes, kus vees oli kõrge tinaorgaaniliste ühendite sisaldus (Roots & Nõmmsalu, 2011). Kuna veeproovid koguti vahetult jõesuudmete ja heitvee sisselasete lähedusest siis iseloomustavad tulemused pigem sisaldusi sissevooludes kui kontsentratsioone pinnavees (vt ptk 4.3.1. ja 4.3.2).

Kalades on raskemetallid, v.a elavhõbe, määratud maksas, orgaanilised saasteained ja elavhõbe aga lihastes. Aastatel 2005 kuni 2010 analüüsiti 73 räime ja 104 ahvena lihase ning 22 räime ja 124 ahvena maksa proovi. Tulemused on reeglina toodud kas $\mu\text{g}/\text{kg}$ või mg/kg märgmassi kohta. Kaadmiumi (Cd) keskmine kontsentratsioon räime maksas ($0,165 \pm 0,018 \text{ mg}/\text{kg}$) oli kõrgem kui ahvena maksas ($0,066 \pm 0,004 \text{ mg}/\text{kg}$). 32% räime määranguid ületab piirväärtuse ($>0,2 \text{ mg}/\text{kg}$; HELCOM, 2010). Ahvena puhul oli 18% tulemustest allpool sihtväärtust ($<0,026 \text{ mg}/\text{kg}$; HELCOM, 2010) ja ainult kolm, 2,4%, üle piirväärtuse. Tuleb arvestada, et Cd piirväärtused on arvutatud lähtudes ohtlikusest inimese tervisele, seega lihaste kohta. Maksas on aga Cd sisaldus suurusjärgu võrra kõrgem kui lihastes. Elavhõbeda (Hg) kontsentratsioon räimes oli madalam kui ahvenas - $0,013 \pm 0,001$ ja $0,102 \pm 0,005 \text{ mg}/\text{kg}$. Räimes oli sisaldus mõnevõrra kõrgem Soome lahe idaosas, jäädes aga oluliselt madalamaks kui kehtestatud piirväärtus ($>2 \text{ mg}/\text{kg}$; HELCOM, 2010). Ahvenas olid üksikud kõrgemad sisaldused, üle $0,04 \text{ mg}/\text{kg}$, Väinamere piirkonnas, enamik tulemusi (91%) oli aga allpool sihtväärtust ($<0,035 \text{ mg}/\text{kg}$; HELCOM, 2010). Plii (Pb) keskmine sisaldus kalade maksas oli praktiliselt võrdne – räimes $0,093 \pm 0,013$ ja ahvenas $0,091 \pm 0,009 \text{ mg}/\text{kg}$. Alla sihtväärtust ($<26 \mu\text{g}/\text{kg}$) oli 30% ahvena ja mitte ükski räime proovidest, üle piirväärtuse ($>300 \mu\text{g}/\text{kg}$) ei olnud mitte ükski räime, kuid 6% ahvena proovidest.

Pestitsiidide sisaldus (määramispiir, $\text{LOQ} < 0,02 \mu\text{g}/\text{kg}$) määrati seitsmes räime proovis Soome ja Liivi lahest 2010. aastal (Martin, 2010). Aldriini keskmine sisaldus kolmes proovis oli $0,042 \pm 0,009 \mu\text{g}/\text{kg}$, neljas proovis aga alla LOQ. Dieldriini keskmine sisaldus oli $0,291 \pm 0,118 \mu\text{g}/\text{kg}$, kolmes proovis oli sisaldus allpool määramispiiri. Sisaldus Soome lahe idaosa räimedes oli madalam kui Soome lahe lääneosa ja Liivi lahe räimedes. Endriini keskmine sisaldus oli $0,554 \pm 0,071 \mu\text{g}/\text{kg}$, kusjuures sisaldus oli kõigis proovides üle LOQ. Liivi lahe räimedes oli endriini sisaldus madalam kui Soome lahes. Isodriini keskmine sisaldus oli $0,137 \pm 0,022 \mu\text{g}/\text{kg}$, ja ületas kõigis proovides määramispiiri (Martin, 2010). Antratseeni sisaldus määrati 14 räime ja ahvena proovis (Martin, 2009; 2010). Määramispiiri ($\text{LOQ} < 0,002 \mu\text{g}/\text{kg}$) ületas kontsentratsioon vaid ühes Muuga lahe räime proovis. Benso(a)püreeni, benso(b)fluoranteeni, benso(g,h,i)perüleenini, benso(k)fluoranteeni ja indeno(1,2,3-cd)püreeni kontsentratsioon määrati kolmes räime ja neljas ahvena lihase proovis 2009. aastal (Martin, 2009). Üle määramispiiri ($\text{LOQ} < 0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$) oli ainult benso(b)fluoranteeni sisaldus ühes Soome lahe idaosa räime proovis. Fluoranteeni sisaldus määrati 2009. aastal kolmes räime ja neljas ahvena proovis (Martin, 2009). Räimes oli keskmine sisaldus $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$, ahvenas aga ei ületanud määramispiiri ($0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$). 2010. aastal määrati fluoranteeni sisaldus seitsmes räime proovis (Martin, 2010). Liivi lahe räimedes oli sisaldus allpool määramispiiri ($0,0002 \mu\text{g}/\text{kg}$), Soome lahe räimedes keskmiselt

0,001 µg/kg.

HELCOM-i ohtlike ainete projekti (HELCOM, 2009) raames analüüsiti 2008. aastal Eesti merealal lesta (üks proov), ahvenat ja räime (mõlemal neli proovi). Endosulfaan-sulfaadi sisaldus lesta ja ahvena lihastes oli 0,012 – 0,014 µg/kg, räimes 0,087 µg/kg ja ei erine tulemustest teiste Läänemere osade kohta (HELCOM, 2009; Lilje et al., 2009). Alfa-endosulfaani keskmine sisaldus 2010. aastal räime lihastes oli 0,167±0,017 µg/kg (Martin, 2010), lesta, räime ja ahvena lihastes aga allpool määramispiiri (<0,2 µg/kg; Lilje et al., 2009). Tinaorgaanilistest ühendeist oli tributüültina (TBT) kontsentratsioon Pämu ja Saaremaa ahvenas ning Soome lahe lesta allpool LOQ (<2,0 µg/kg). Sillamäe ahvenas oli TBT sisaldus 2,5 µg/kg (HELCOM, 2009; Lilje et al., 2009). Räimes oli TBT sisaldus keskmiselt 5,1 µg/kg, kuid erakordselt kõrge – 34 µg/kg – Sillamäe kalades. Trifenüültina (TPhT) kontsentratsioon oli kõigis analüüsitud kalades alla LOQ<0,1 µg/kg. Sihtväärtusest (<15 µg/kg; HELCOM, 2010) kõrgem oli TBT sisaldus vaid selles ühes Sillamäe proovis, kuid ka see jääb alla inimese tervisele ohtlikule tasemele (>150 µg/kg; HELCOM, 2010).

Heksaklorobutadieeni (HCB) keskmine sisaldus räime lihastes oli 0,213±0,130 µg/kg (Martin, 2010). Seitsmest proovist kahes oli sisaldus <0,02 µg/kg (LOQ). Oluliselt kõrgem oli sisaldus ühes Liivi lahe räime proovis – 0,825 µg/kg, kuid ka see väärtus oli oluliselt madalam kui EL piirväärtus toidus – 55µg/kg (HELCOM, 2010). Heksaklorotsükloheksaani (HCH) puhul oli alfa-HCH, beeta-HCH ja gamma-HCH keskmine sisaldus räimes kõrgem kui ahvenas, vastavalt 0,116±0,013 ja 0,024±0,004, 0,105±0,035 ja 0,042±0,007 ning 0,177±0,021 ja 0,073±0,005 µg/kg. Tulemused on oluliselt madalamad kui sihtväärtused – 2,6 µg/kg (Bignert et al., 2011). Heksaklorobenseeni (HCB) keskmine sisaldus räimes ületas sisalduse ahvenas – vastavalt 0,343±0,039 ja 0,189±0,022 µg/kg. Piirväärtuse (>20 ng/g lipiide; Bignert et al., 2011) ületas 11% räime ja koguni 52% ahvena määranguid. Sihtväärtusest (<10 ng/g lipiide) allpool oli 27% ahvena ja 58% räime tulemusi. Ükski tulemus ei ületanud inimese tervisele ohtlikuks loetud HCB kontsentratsiooni - 10 µg/kg (Bignert et al., 2011). Diklorodifenüültri-kloroetaani (DDT) puhul määrati p,p'DDE, p,p'DDD ja p,p'DDT sisaldus. Reeglina domineeris proovides p,p'DDE (räimes keskmiselt 52 ja ahvenas 60%), järgnesid p,p'DDD ja p,p'DDT (räimes 35 ja 13%, ahvenas 23 ja 17%). Räimes oli p,p'DDE sisaldus kõrgem kui ahvenas – vastavalt 1,127±0,082 ja 0,393±0,045 µg/kg. Kõik p,p'DDE tulemused olid piirväärtusest (<5 µg/kg; HELCOM, 2010) madalamad.

Polüklooritud bifenuülidest (PCB) määrati kalade lihastes seitse isomeeri – CB-28, CB-52; CB-101, CB-118, CB-138, CB-153 ja CB-180. Seitsme HCH ühendi summaarne sisaldus oli räimes kõrgem kui ahvenas – vastavalt 3,948±0,614 ja 1,211±0,090 µg/kg. CB-153 sisaldus oli aga kõrgem ahvenas – 0,335±0,026 ja 0,116±0,013 µg/kg. Sihtväärtusest (<0,08 mg/kg lipiide; HELCOM, 2010) madalam oli CB-153 sisaldus 78% ahvena ja kõigis räime proovides. Üle piinormi (>0,26 mg/kg lipiide; HELCOM, 2010) oli CB-153 sisaldus vaid 2% ahvena proovides. CB-118 sihtväärtusest (<24 µg/kg lipiide; HELCOM, 2010) väiksemad olid 82% räime ja 62% ahvena analüüsides. CB-118 piirväärtuse (>72 µg/kg lipiide; HELCOM, 2010) ületas vaid 1% räime ja 11% ahvena analüüsides.

Polübroomitud difenüleetreite (PBDE) 12 isomeeri sisaldust analüüsiti Eesti merealal räime, lesta

ja ahvena lihastes 2008. aastal (HELCOM, 2009). Kõigis proovides ületas LOQ ($<0,01 \mu\text{g}/\text{kg}$) BDE-47, mille keskmine kontsentratsioon räimes ($0,066 \pm 0,003$) oli kõrgem kui ahvenas ja lestas ($0,019-0,020 \mu\text{g}/\text{kg}$). Kõigis räime proovides oli üle LOQ ka BDE-99 ning BDE-100 sisaldus ($0,036 \pm 0,004$ ja $0,028 \pm 0,002 \mu\text{g}/\text{kg}$). Kõik BDE-47 analüüside tulemused olid piirväärtusest ($>0,015 \text{ mg}/\text{kg}$ lipiide; HELCOM, 2009) madalamad. Heksabromotsüklododekaani (HBCDD) sisaldus oli kõigis proovides alla LOQ ($<0,01 \mu\text{g}/\text{kg}$; HELCOM, 2009).

Põllumajandusministeeriumi initsiatiivil on aastatel 2002 kuni 2009 uuritud polüklooritud dibenso-*p*-dioksiinide (PCDD), polüklooritud dibensofuraanide (PCDF) ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifeniülide (dl-PCB) sisaldust Eesti toiduainetes, sealhulgas kalades. Seirearuanded on kättesaadavad Põllumajandusministeeriumi (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>) ja tema valitsemisalas olevate allasutuste (<http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>) kodulehtedelt internetis. Tööde eesmärgist lähtudes määrati PCDD/F ja dl-PCB sisaldusi püükides massilisemalt esinevates, mitte ainult kahe-aastastes kalades ja analüüsiti kogu kala, mitte ainult lihased, nagu on ette nähtud näiteks HELCOM seireprogrammis. Tulemuste alusel saab seega hinnata Läänemere kalu toiduohutuse seisukohast. Üle EL kehtestatud piirnormide (vastavalt $4,0 \text{ pgWHO}_{1997}\text{-PCDD/F-TEQ}/\text{kg}$ ja $8,0 \text{ pg WHO}_{1997}\text{-PCDD/F-DL-PCB-TEQ}/\text{kg}$ märgmassi kohta; Anon, 2006) olid sisaldused jõesilmus, lõhes ja vanemates, üle seitsme-kaheksa aastastes räimedes ja kiludes. HELCOM ülevaadetes on püütud selliste, toiduohutust käsitlevate andmete alusel hinnata PCDD/F ja dl-PCB sisaldust keskkonnas. Tulemused on vägagi vaieldavad. Näiteks üldlevinud seisukoht nende ühendite suuremast sisaldusest Läänemere põhjaosa räimes on tõenäoliselt tingitud asjaolust, et mere lõunaosas (Saksa, Rootsi) analüüsitakse PCDD/F ja dl-PCB räime lihastes (ilma nahata) ning praktiliselt ei arvestata kalade vanust. Läänemere põhjosas (Soome, Eesti) on analüüsitud väga erineva vanusega kalu ja seejuures kogu kala, kaasates ka nahaaluse rasvakihi, kuhu just kogunevad orgaanilised, lipiidides lahustuvad orgaanilised ühendid.

Samal põhjusel sobivad ka alates 2006. aastast määratud PBDE ühendite sisaldused (Roots et al., 2008; 2009; 2010) küll kalade toiduohutuse, mitte aga merekeskkonna seisundi hindamiseks.

Kokkuvõtteks võib Eesti mereala seisundit ohtlike ainete osas lugeda heaks. Siiani veel mitteametlikke piirväärtusi kalades ületavad vaid mõned analüüsid üksikute ainete osas. Nimetada võib siin raskemetalle (Cd, Pb), tinaorgaanilisi ühendeid, heksaklorobenseeni. Mitmete ühendite (Hg, pestitsiidid, PCB) sisaldused olid madalamad kas siis sihtväärtusest või kasutatud meetodika määramispiirist. Seiretööde jätkamisel tuleks programmi lisada põhjaloomad, sest paljude pestitsiidide sisaldust analüüsitakse teistes Läänemere riikides just molluskites, mitte kalades. Samuti oleks vaja otsustada, kas lülitada PCDD/F, dl-PCB ja PBDE ühendite määramine keskkonnaseiresse või jääda ka edaspidi lootma nende analüüsimisele toiduohutuse programmi raames (vastavad uuringud lõppesid aastal 2009). VRD prioriteetsetest ainetest 12 analüüsimine biootas ei ole soovitatav ning seega tuleks neid määrata merevees. Käesolevas ülevaates toodud andmed näitavad, et praeguse analüüsimetoodika juures on isegi heitvete sisselaskude läheduses ja filtreerimata vees enamiku ainete kontsentratsioon allpool määramispiiri. Tuleb otsustada, kas ja kui sageli on vajalik selliste analüüside läbiviimine keskkonnaseire programmi raames.

4. TÄHTSAMATE SURVETEGURITE JA MÕJUDE ANALÜÜS (MSRD LISA III TABEL 2)

4.1. Füüsiline kadu

4.1.1. Katmine

MSRD lisa III tabel 2 toob välja ühe olulise survetegurina merepõhja katmise. Katmise all mõeldakse MSRD kontekstis inimtegevusest tingitud merepõhja loomuliku substraadi asendamist kas kunstliku substraadiga või kaadamismaterjaliga. Eesti kontekstis pole seda liiki inimõju seni kirjeldatud ja hinnatud v.a. üksikutel juhtudes suuremate süvendamis ja kaadamisprojektide läbiviimisel teostatud keskkonnamõjude hinnangutes. Ekspertühmal ei olnud võimalik tuvastada andmeid, mis võimaldaksid hinnata või kirjeldada selle surveteguri ulatust Eesti mereala jaoks.

4.1.2. Blokeerimine, S. Suuroja

Inimtegevuse tulemusel rannavööndisse rajatud hüdrotehnilised ehitised (rannakaitserajatised, lainemurdjad, muulid, lautrid, merekaablid jne) võivad muuta lainetuse tingimusi ja setete liikumist. Mitmes Eesti rannavööndi lõigus on vee liikumine takistatud ning intensiivistunud on setete kuhjumine. Takistuse vastasküljel on sageli kujunenud vastupidine olukord, kus setete defitsiidi tõttu on intensiivistunud kulutusprotsessid. Kulutus või kuhjumine väljendub rannajoone muutusena. Kuhjumisel liigub rannajoon mere suunas ja kulutusel maismaa suunas.

Setete liikumise blokeerimine inimtegevuse tagajärjel toimub meres eelkõige rannavööndisse tõkete rajamisega (muulidega sadamates ja jõe suudmetes). Keskkonnamõju on hinnatud nii riikliku keskkonnaseire rannikumere alamprogrammi kui ka mererannikute seire allprogrammi raames (seirearuanded: <http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php>. Projekti juht J. Kask 1994–2002 ja S. Suuroja 2003–2011). Iga uue rajatise planeerimisel teostatakse keskkonnamõju hindamine lähtudes keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse ning selle alamaktide nõuetest. Keskkonnamõju hindamise lähteandmeteks on riikliku keskkonnaseire andmed ja nende puudumisel täiendavate uuringute tulemused.

Viimasel kümnendil on rannajoon muutunud kõigi suuremete sadamate (Paldiski Lõuna- ja Põhjasadam, Muuga, Toila jt) piirkonnas.

Paldiski Lõunasadama rekonstrueerimisega (Paldiski Lõunasadama seire aruanded 2006–2009. TTÜ Meresüsteemide instituut. Projektijuht U. Raudsepp) kaasnenud suuremahulise pinnase ümberpaigutamisel olulist negatiivset mõju keskkonnale ei prognoositud. Analüüside tulemused viitavad mõningasele vee kvaliteedi halvenemisele ja loodusliku tasakaalu rikkumisele vahetult sadamate tegevuspiirkondade läheduses.

Sillamäe sadama piirkonnas aastatel 2003-2007 tehtud ehitusjärgse seire tulemused (Orviku jt. 2008) näitavad, et sadama rajamine ei ole avaldanud mõju ei fütobentilistele kogukondadele ega ka nendega seotud kala (nt räim) koelmutele. Elujõuline fütobentiline kogukond areneb endiselt kohtades, kus on selleks sobiv substraat. Süvendus- ja kaadamistoimingud avaldavad põhjaselgrootutele nii otsesest (eemaldamine või matmine) kui ka kaudset mõju (suurenevad hägususe ja settimise määrad ning muutub hüdrograafiline režiim), kusjuures mõju suurus ja suund sõltuvad enamasti kaasnevatest protsessidest. Seire käigus enne ja pärast süvendust ning kaadamist kogutud andmed näitavad, et otsemõjutatud selgrootute kooslused taastuvad 3–5 aastat pärast häirimise lõpetamist.



Joonis 4.1.2.1. Liivade kuhjumine Pärnu jõe muulide taha (foto Andres Kask 2002. a; Aruanne riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Mererannikute seire”täitmisest 2002. aastal. Projektijuht Jüri Kask)

Muuga sadama laiendamine ega rajatud muulid ei ole põhjustanud olulisi muutusi külgnevas rannavööndis, küll aga võib rajatis soodustada ranniku eutrofeerumist (Muuga sadama merekeskkonna seire 2006–2010. Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut. Vastutav täitja R. Aps). Aruandes järeldatakse, et sadama süvendamis- ja kaadamistööde keskkonnamõju heljumi osas põhjataimestikule ja -loomastikule on minimaalne. Kusjuures väidetakse, et põhjaloomastiku seisund kogu Muuga lahe ulatuses on hea. Piirkonda on ilmunud arvukalt külmaveelisi merelisi kalaliike, mis viitab merevee heale kvaliteedile. Kuid samas on lokaalse tähtsusega kalade paljunemisala hääbunud põhjataimestiku puudumise tõttu.

Setete kuhjumine toimub näiteks jõgede suudmetesse rajatud muulide piirkonnas. Märkimisväärselt on setteid kuhjunud nii Pärnu kui Narva jõe suudmetesse rajatud muulide taha. Pärnus on võimalikku keskkonnamõju uuritud laevatee süvendustööde keskkonnamõju hindamise käigus (Eesti Geoloogiakeskus, 2002. Vastutav täitja J. Kask). Pärnu sadama akvatooriumi ja laevatee süvendamisega ei kaasne olulist negatiivset keskkonnamõju, mis mõjutaks Pärnu lahe seisundit ja lahe kalastikku.

Otsustades keskkonnamõju hinnangu ja seirete tulemuste järgi, avaldub süvendustööde mõju põhjakooslustele vahetult süvendatavas piirkonnas ja kadamiskohas ega levi neist piirkondadest väljapoole. Reostuskomponentide sisaldus süvendatavates setetes ei tohi ületada elutsooni pinnasele seatud piirarvu ja sellisel juhul ammutatava pinnase käitlemine ei tekita ohtu keskkonnale.

Narva-Jõesuu muuli mõju keskkonnale on olnud positiivne - muuli tõttu on Narva-Jõesuu rand laienenud (seirearuanded: <http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php>. Projekti juht J. Kask 1994–2002 ja S. Suuroja 2003–2011). Korduvalt on juhitud tähelepanu muuli katastroofiliselt halvale olukorrale. Muul laguneb kiiresti ning selle lõpliku kokkuvarisemise tagajärjel muutub rand tormide ja kõrge veetaseme tingimustes kergemini purustatavaks.



Joonis 4.1.2.1. Kiiresti lagunev muul Narva-Jõesuus (Foto S. Suuroja. Vasakul 2008.a; paremal 2010.a).

Kloogaranna puhkeala heakorramise käigus ja rannale adru kuhjumist prooviti vähendada vana muuli jäänuste lammutamisega (OÜ Altakon. 2007. Kloogaranna muuli lammutamise keskkonnamõju uuring. Töö nr AT070401). Muuli lammutamine adru kuhjumist randa ei vähendanud.

Merepõhja blokeerimine toimub ka sadamate akvatooriumeilt ja laevateedelt süvendatud pinnase kaadamisega. Kaadamiskohtade valik toimub olemasoleva andmestiku alusel tehtud keskkonnamõju hindamise tulemusel. Kaadamiskohtadesse on ladestatud aastate jooksul väga erineva reostusnäitajatega pinnast. Lubatud piirnõrmi on seejuures jäänud alati allapoole tööstustsoonis lubatud piirväärtusi, kuid üksikjuhtudel on reostusnäitajate (naftaproduktid ja raskemetallid) sisaldused suuresti ületanud sihtarvule kehtestatud väärtusi. Saasteainete hindamiseks teisel pinnases lähtutakse keskkonnaministri 4. aprilli 2004. aasta määruses nr 12 “Pinnases ja põhjavees ohtlike ainete sisalduse piirnõrmi” esitatud nõudeist ja selle muudetud määrusest 7.11.2005 nr 68).

Et hinnata juba olemasolevate kaadamiskohtade keskkonnaseisundit, on vaja kindlasti seire käigus uurida merepõhja settekihi läbilõiget ja saasteainete levikut selles. Läbiviidud kaadamiskohtade keskkonnamõju hinnangute järgi ei ole merepõhja blokeerimine kaadamisaladel Eesti rannikumeres oluliseks probleemiks ja sellega keskkonnale avaldatav surve on madal ning vajadus täiendavate meetmete rakendamise järele puudub. Probleemaatilisemad on kaadamisaladega seonduvad probleemid Tallinna lahe akvatooriumis ja need kaadamisalad kuuluvad keskkonnamõjult keskmiste hulka. Tallinna lahe suudmeosas asuvat kaadamisala on kasutatud juba aastakümneid ja seetõttu on sinna ladestunud erineva koostisega setteid, mis pärinevad valdavalt Tallinna lahes asuvate sadamate akvatooriumitest (TTÜ Meresüsteemide Instituut, 2007). Tallinna sadamate (Laheuu, Hundipea, Peetri jt.) merepõhja setetest võetud proovid näitavad kohati suurt saasteainete sisaldust, mis ületab sageli elutsooni pinnasele kehtestatud piirmäära.

Kuna kaadamisega seonduv mõju keskkonnale on lühiajaline ja mittekumuleeruvate tagajärgedega, siis ei ole ka vajadust täiendavate meetmete järele.

4.2. Füüsiline kahju

4.2.1. Muutused mudastumises

MSRD lisa III tabel 2 toob välja olulise survetegurina muutused mudastumisprotsessides. Mainitud muutused merepiirkonna settimisprotsessides võivad olla tingitud mitmest erinevast inimtegevusest k.a muudatused vee liikumises, merepiirkonna troofsustaseme muutused aga ka kliimaatiliste protsesside varieerumisest mis toovad kaasa näiteks sademete ja selle tõttu ka mageda vee sissevoolu suurenemise. Ekspertühmal ei õnnestunud tuvastada vastavat andmestikku või eelnevaid uuringuid, mille põhjal oleks võimalik selle surveteguri ulatust Eesti mereala jaoks hinnata või kirjeldada. Mudastumise ja settimisprotsesside jälgimine erinevates basseinides võiks olla MSRD nõuete järgse arendatava seireprogrammi osa.

4.2.2. Abrasioon, S. Suuroja

Abrasioonilised protsessid esinevad enamasti rannavööndis ja harvem mõningate madalike piires, kuid abrasiooninähtude uurimine on piirdunud eelkõige rannavööndiga. Merepõhja abrasiooni intensiivsust ja selle mõju keskkonnaseisundile detailsemalt uuritud ei ole. Abrasioonialade välja eraldamine on toimunud enamasti merepõhja geoloogiliste kaardistamistööde raames. Eesti merepõhja süstemaatilist geoloogilist kaardistamist riikliku programmi alusel alustati 1981. aastal. Kaardistati mõõtkavas 1 : 500 000 ja hiljem mõõtkavas 1 : 200 000 (Suuroja jt 2007). Kaardistamisega kaeti enamik Soome lahe akvatooriumist tollase Eesti NSV piires. Vastavalt kehtinud kokkuleppele kaardistas Soome lahe idaosa (Aserist ida pool) Üleliiduline Geoloogia Instituut (VSGEI), kes on senini ka nende andmete säilitaja. Aastatel 1994–2001 lisandusid detailsemad kaardistamistööd mitmete Põhja-Eesti Soome lahe äärsete suuremõõtkavaliste (mõõtkava 1 : 50 000) kaardilehtede akvatooriumil. Koostatud kaardikomplekt sisaldas muuhulgas ka andmestikku tänapäevaste settimis- ja abrasioonialade kohta.

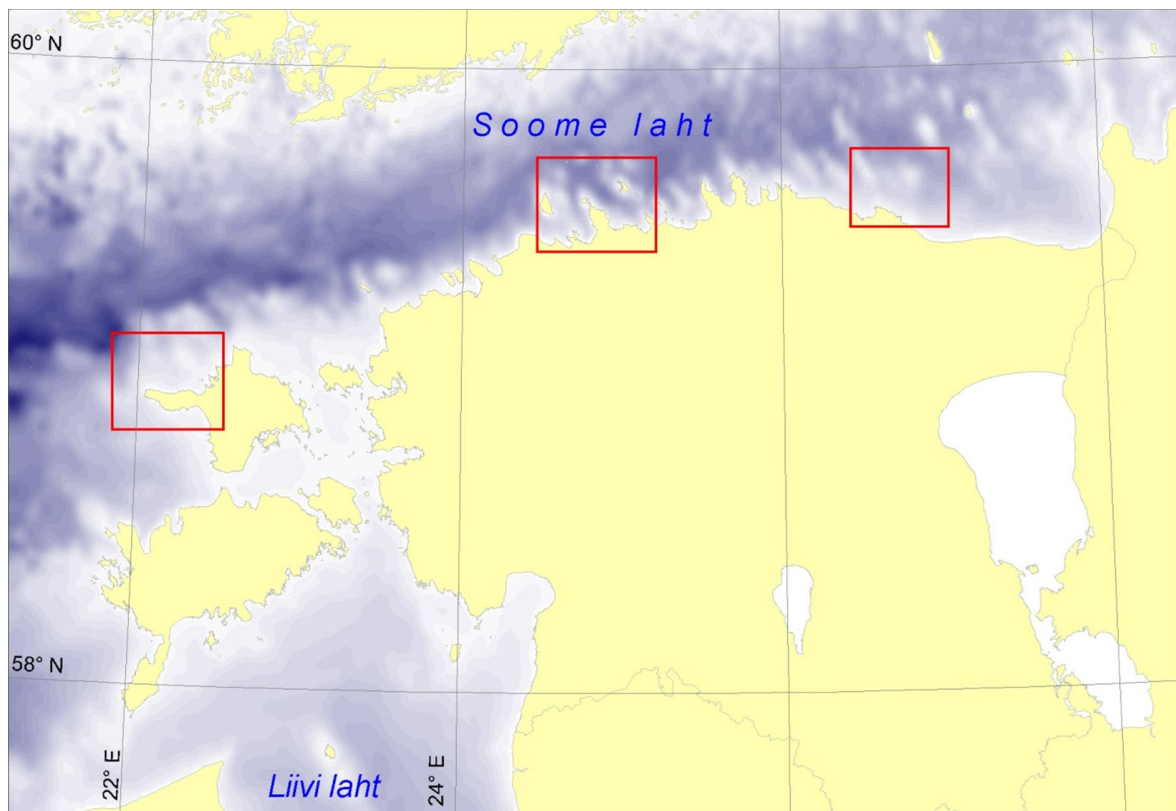
Abrasiooni rannatsoonis on uuritud riikliku keskkonnaseire rannikumere alamprogrammi mererannikute seire allprogrammi raames (seirearuanded: <http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php>. Projektijuht Jüri Kask 1994–2002 ja Sten Suuroja 2003–2011). Abrasioonilised nähtused on seotud ja hästi jälgitavad veepealsel rannanõlval ning seda on ka rannikumere seire käigus piisava detailsusega jälgitud. Veealusel rannanõlval on abrasiooni ja sellega seonduvat setete ümberpaiknemist vähem uuritud, kuid vajadus selle järele eksisteerib. Veealusel rannanõlval kulgevad settevoolud edendavad olulist osa rannikumere kujundamisel ning avaldavad ka otseselt mõju majandusele (sadamate ja faarvaatrite ummistumine, rajatud süvendite täitumine jne). Viimasel ajal on rannamurrutuse intensiivistumist seotud kliimamuutustega. Eriti suurenenud tsüklonite osatähtsusest ning neist põhjustatud tormilisusest rannikul (Tõnisson jt 2011) sügis-talvisel perioodil. Sellest on otseselt tulenev ka rannamurrutuse intensiivistumine, seda eriti veepealsel rannanõlval. Rannamurrutust soodustab ka mere veetaseme tõus ja jääkatte kestvuse vähenemine (Suursaar et al., 2009; Jaagus, 2007). Veealusel rannanõlval aset leidva abrasiooni ulatust on raske jälgida. Selgema ülevaate saamiseks rannanõlval toimuvast, oleks otstarbekas uurida seiretööde käigus veealust rannanõlva -2 kuni -10 m samasügavusjoone vahel. Praegu ulatuvad rannaseire profiilid ja pindalised mõõdistamised sügavuseni -1 kuni -1,5 m. Hetkel on veealuse rannanõlva uuringuteks vajamineva aparatuuri soetamist alustatud Eesti-Šveitsi koostööprogrammi "Suutlikkuse suurendamine keskkonnaseire vallas vähendamaks keskkonna saastamist, tõstmaks elustandardit ja edendamaks jätkusuutlikku majandusarengut".

Andmestik inimese poolt põhjustatud keskkonnamuutustest sügavamal merepõhjas abrasiooni näol puudub. Hindamiseks näiteks ankurdamisest või traalimisest põhjustatud abrasiooni mõju merepõhjale, on olemasolev andmestik puudulik.

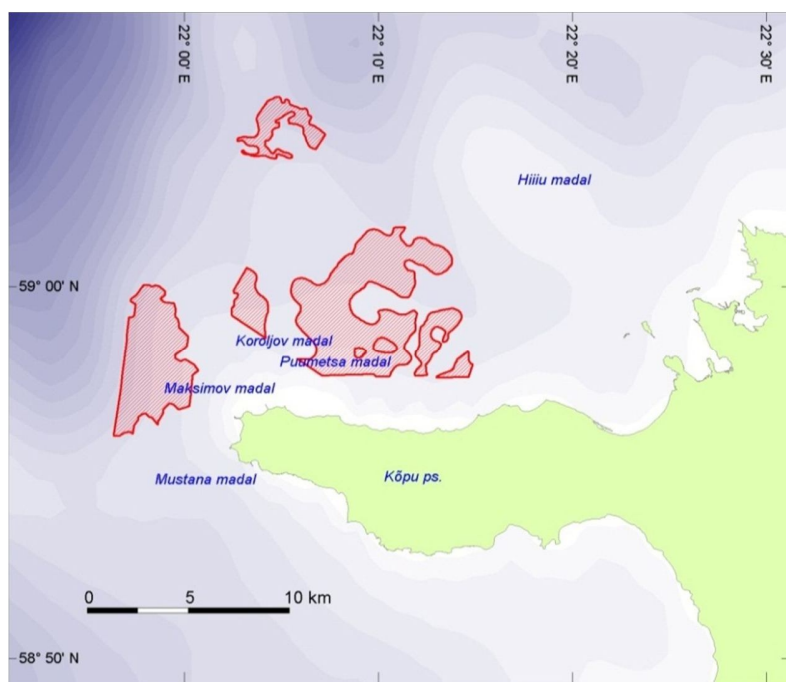
4.2.3. Valikuline eemaldamine, S. Suuroja

Suurimad muutused merepõhja füüsilisel eemaldamisel on seotud eeskätt mineraalsete maavarade (liiv ja kruus) füüsilise eemaldamisega nende kaevandamise käigus. Vajadus suurte liivakoguste järele tekkis 1990-ndate aastate keskel ja seda seoses sadamate laiendamisega. Kuid ka ehitustegevuse üleüldisel hoogustumisel oli selles oma osa. Suure liivakoguste saamiseks on merepõhjast kaevandamine ainsaks mõistlikuks lahenduseks. Ainuüksi Muuga sadama laiendamiseks oli vaja üle 10 mln m³ täiteliiva.

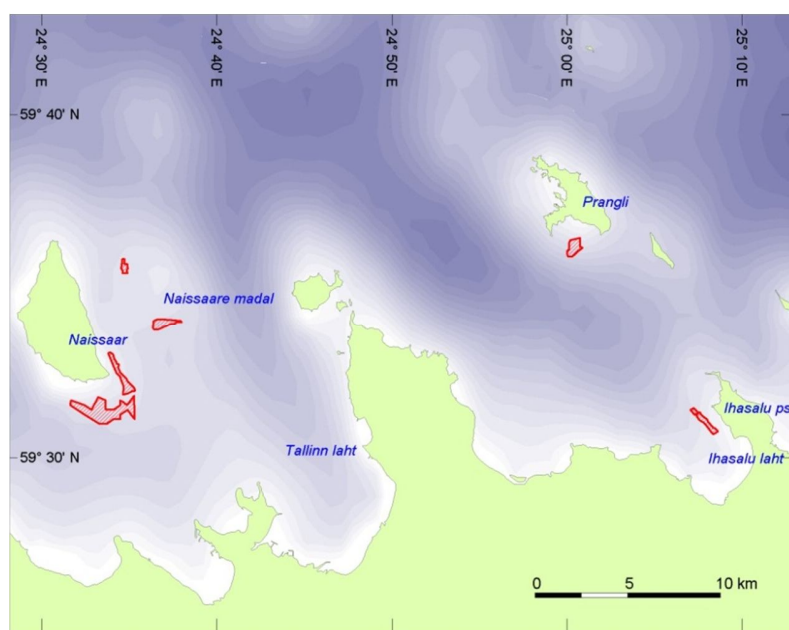
Merepõhja liivamaardlate uurimisel on lähtunud põhiliselt eelnevalt tehtud merepõhja geoloogilise kaardistamise andmetest (Suuroja jt 2007). Maardlad on kantud maavarade registrisse detailsete geoloogiliste uuringute andmete ja keskkonnamõju hindamise tulemuste põhjal. Kokku on Eesti territoriaalmeres uuritud liiva enam kui 100 mln m³ ulatuses, mis pindalalt moodustab kokku veidi üle 70 km². Merepõhja liivavarusi on uuritud Hiiumaast loodes ja läänes, Naissaare-, Prangli- ja Uhtju saarte piirkonnas, Ihasalu lahes ning Soome lahe idaosas (Kask jt 2010). Suurimad leiukohad, millede pindala on kuni 40 km², asuvad Hiiumaast läänes ja loodes ning nii nende aktiivsed kui prognoossed varud on kinnitamist leidnud viimase 5 aasta kestel. Liivakihi suurim läbitud paksus seni uuritud aladel on kuni 11 m ja see on kindlaks tehtud Naissaarest lõuna pool. Liivalasundid asuvad 5–30 m sügavusel, st aktiivses lainetuse ja hoovuste vööndis, enamasti saarte või madalate nõlvadel. Mõnel juhul on liivavarud seotud lahepäradesse settinud peenema materjaliga. Liivalasundite lamamiks on üldjuhul glatsiaalsed (moreen) või glatsilimnilised setted (viirsavi). Liivalasundid koosnevad enamjaolt rannakult kulutatud, transporditud ja ümbersestitatud kivimpurrust. Tihti on setete kuhjumine olnud küllaltki kiire – Naissaarest lõuna pool olid II maailmasõja aegsed meremiinid mattunud 4 m paksuse liivakihi alla. Väga suure paksusega glatisofluviaalseid pinnavorme (oose), mis võiksid olla olulised liivavaru seisukohalt, senini merepõhjast ei ole leitud.



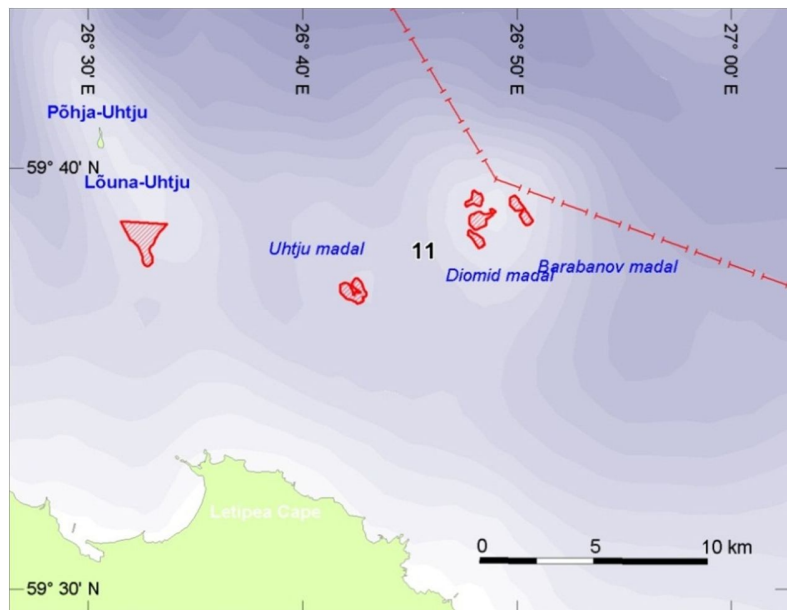
Joonis 4.2.3.1. Eesti merepõhja liivamaardlate piirkonnad (tähistatud punasega) (Kask jt, 2010 järgi).



Joonis 4.2.3.2. Eesti merepõhja liivamaardlad Hiiumaa piirkonnas (tähistatud punasega) (Kask jt, 2010 järgi).



Joonis 4.2.3.3. Merepõhja liivamaardlad Tallinna lähistel (tähistatud punasega) (Kask jt, 2010 järgi).



Joonis 4.2.3.4. Merepõhja liivamaardlad Kunda lähistel (tähistatud punasega) (Kask jt, 2010 järgi).

Viimaste aastate on merepõhjust ammutatud: 2008.a – 733 tuh.m³; 2009.a – 910 tuh.m³; 2010 – 180 tuh.m³ (Maa-amet. Eesti Vabariigi aasta maavaravarude koondbilansid 2006, 2007, 2008, 2009, 2010). 2011. aasta andmeid ole esitatud.

Kõik senini läbi viidud liiva kaevandamised merepõhjust on tehtud pumpamise teel. Võrreldes teiste võimalike alternatiivsete meetoditega on see meetod kõige väiksema negatiivse mõjuga keskkonnale. Merekeskkonna üldist seisundit mõjutavaiks tegureiks liiva kaevandamisel on: heljumi teke, vee läbipaistvuse vähenemine, põhjaloomastiku hukk, troofsuse tõus ja sellega kaasneva võiv põhjaloomastiku liigilise koosseisu ning biomassi muutus. Neile lisanduvad lainetusrežiimi muutumisest tingitud põhjareljeefi muutus. Ükski loetletud negatiivsetest mõjudest ei ole väga oluline, vaid need kuuluvad pigem väheoluliste mõjude hulka.

Kaevandamismõjude jälgimine ning kaevandamisalade ja nende lähiümbruses ülemõõdistamine toimub regulaarselt. Keskkonnamõjude hindamisega seotud tegevused peavad olema vastavuses Eesti ja EL seadusandlusega, planeeringutega, asjakohaste direktiivide ja rahvusvaheliste konventsioonidega.

Eesti seadusandluses lähtutakse veeseadusest (RT I 1994, 40, 655) ja selle redaktsioonidest, kalapüügiseadusest (RT I 1995, 80, 1384), looduskaitseadusest (RT I, 26.02.2004, 9, 52); ehitusseadusest (RT I 2002, 47, 297) ja nende redaktsioonidest ning alamaktidest. EL

seadusandlusest lähtutakse keskkonnamõju hindamise direktiivist (EIA Directive 97/11/EC), loodusdirektiivist ja linnudirektiivist. Samuti arvestatakse mõjuulatust Natura 2000 aladele ja HELCOM vastavate soovitusetega (nt. teisel daval pinnase reostatuse näitajate hindamine).

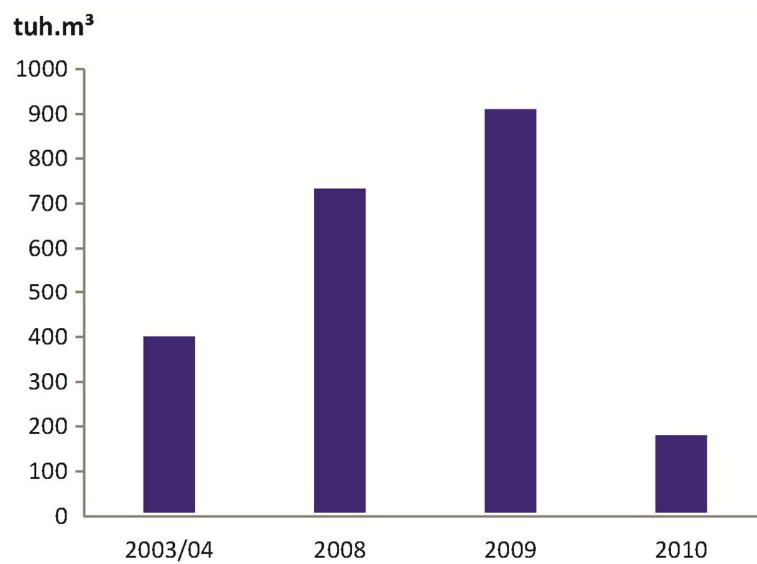
Merepõhjast kaevandamise puhul on keskkonda mõjutavateks teguriteks: süvendi tekitamine merepõhja ja sellega kaasnev hüdrodünaamilise režiimi muutumine ning heljumi teke. Heljumi tekkimisega kaasneb negatiivne mõju merepõhja taimestiku ja loomastiku kooslustele.

Tehtud uuringute järgi otsustades on kaevandamise mõju põhjaloomastikule lühiajaline, järelmõju aga võib kesta hinnanguliselt paarist kuust kuni aastani. Koosluste taastumine toimub sisserännetena naaberaladelt. Koosluste areng stabiliseerub hinnanguliselt kahe aasta jooksul peale kaevandustööde lõppu ning nende mõju on summaarselt väheoluline.

Võimalik mõju kalakoosluste struktuurile, kalavarudele, koelmutele ning kalapüügile on seotud enamasti heljumi tekkega ja seda eelkõige kalade kudeajal ning sellele vahetult järgneval larvide arengu perioodil. Heljumi leviku ja veekvaliteedi seire tulemused on näidanud, et liivamaardlatest kaevandatava liiva mõju piirneb kaevandatavate alade ja neid siduvate piirkondadega. Mõju ümbrisalale ja rannikule on ebaoluline. Ka on piirnevate alade keskkonnaseisund põhjaloomastiku koosluste analüüsi kohaselt rannikuvees hea. Väga paljudes piirkondades oli ZKI indeksi väärtus suurem kui 0,5, mis on iseloomulik hea seisundiga mereala piirkondadele. Tugeva lainetuse ja hoovuste mõju tõttu oli ZKI indeksi väärtus paljudel häirealadel hea ja häiritud veekvaliteedi klassi piiril. ZKI indeksite väärtused Naissaare rannikuvee elukeskkonnas viitavad sellele, et inimtegevuse või looduslike tegurite mõjul ei ole sellel mereala piirkonnal tekkinud pöördumatuid häiringuid. Uuringud põhjal võib väita, et merepõhja liivamaardlatest kaevandamine ei ole mõjutanud merekeskkonda ja rannaprotsesse ümbrisaladel (Naissaare liivakaevandamise merekeskkonna seire 2008–2011. Aruanded 2008–2010. Vastutav täitja Robert Aps. TÜ Eesti Mereinstituut). Negatiivsete keskkonnamõjude kasutatud hindamisskaalal on mõjud vahemikus: 0 – mõju ei ole, 1 – mõju on väheoluline, 2 – mõju on väheoluline, kuid taastumatu, 3 – mõju on oluline, kuid ajutine.

Väga järsult muutus kaevandamise maht merepõhja liivamaardlatest aastatel 2008 ja 2009, kui Naissaare ümbrusest pumbati merepõhjast välja vastavalt ca. 800 ja 900 tuhat m³ liiva. Enne seda kaevandati liiva merepõhjast 2004 ja 2005 aastal kokku ca. 400 tuhat m³ liiva. Järgnevatel aastatel on kaevandamine olnud taas kordades väiksem (Maavaravarude koondbilansid, Eesti Geoloogiakeskus; Maa-amet). Seega arvestades kokku ammutatud koguseid ja tuginedes Rahvusvahelise Merepõhja Kaevandamise Nõukogu (The International Council for the Exploration of the Sea – ICES) aastaaruannetele ei ole kaevandamise maht olnud suur võrreldes naaberriikidega (nt Soomes oli kaevandamise maht aastal 2004; 2005 ja 2006 ca. 2 milj. m³. aasta kohta (ICES WGEXT REPORT 2011)).

Kaevandamisele järgnenud seiretööd näitavad, et maavara ammutamisega merepõhjast on keskkonnale tekitatud mõju oluline kuid lühiajaline (paar aastat) ja omab pigem lokaalset tähendust.



Joonis 4.2.3.1. Eesti merepõhja maardlatest kaevandatud liivakogused. Andmed maavaravarude koondbilansid, EGK, Maa-amet).

4.3. Muud füüsilised häiringud

4.3.1. Veealune müra, A. Meerits, U. Lips

Paljud mereorganismid, sealhulgas enamus mereimetajad ja paljud kalaliigid kasutavad helisid erinevatel eesmärkidel, näiteks suhtlemiseks, kaaslase leidmiseks, saagiotsingul, kiskjate ja ohtude vältimiseks ja navigeerimiseks. Sõltuvalt müraallika poolt tekitatava heli intensiivsusest ja sagedusest ning müraallika ja vastuvõtja vahelisest kaugusest võib see heli potentsiaalselt mõjutada mereorganisme erinevatel viisidel. Müra võib mõjutada mereimetajaid ja kalu nii füsioloogiliselt kui ka tekitada käitumismuutusi.

Metoodika

Veealust müra kui survetegurit on soovitatud hinnata kahe indikaatori abil:

11.1.1 Tugevate, madala ja keskmise sagedusega lühiajaliste helide jaotus ajas ja ruumis

Päevade suhe ja jaotus kalendriaastas kindla pindalaga aladel (oluline ka nende ruumiline jaotus), kus antropogeensed müraallikad ületavad taseme, mis võib tõenäoliselt kaasa tuua olulise mõju mereloomadele. Müra taset mõõdetakse heli ekspositsioonitasemena (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$) või tipp helirõhutasemena (dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{peak}}$) 1 meetri kaugusel, mõõdetuna üle sagedusriba 10 Hz kuni 10 kHz.

11.2.1. Pidev madalsageduslik müra

Trendid taustmüra tasemes 1/3 oktaavribade kesksagedustel 63 ja 125 Hz (dB re 1 $\mu\text{Pa rms}$; nende oktaavribade aasta keskmine müratase) mõõdetuna vaatlusjaamades ja/või sobivate mudelite abil. Veealuse müra hindamisel on abiks müraallikate kaardistamine ja laevaliikluse intensiivsuse hindamine (HELCOM AIS – *Automatic Identification System*) (HELCOM 2010; Hatch *et al.* 2008).

Veealuse müra mõjuhinnangutes on olulised inimtegevused, mis tekitavad heli sagedustel, mis langevad kokku mereorganismide kuulmisulatuslega. Erandiks on väga tugevad helid, mille puhul muutub sagedusest olulisemaks tipp helirõhk (OSPAR 2009).

Müraallikad

Pideva madalsagedusliku müra peamiseks allikaks on laevaliiklus, millega seostatav müra jääb üldiselt sagedusvahemikku 10 Hz-st kuni 1 kHz-ni ning müratase tekkepunktis väiksemate laevade puhul on 160–180 dB re 1 $\mu\text{Pa rms}$ @ 1 m ja suurte aluste puhul 180–190 dB re 1 $\mu\text{Pa rms}$ @ 1 m (OSPAR 2009). Lisaks tekitab madalsageduslikku (<1 kHz) pidevat heli ka süvendamine, mille hinnangulised helirõhutasemed tekkepunktis jäävad vahemikku 160 kuni >180 dB re 1 μPa @ 1 m (Thomsen *et al.* 2009).

Peamised valjude lühiajaliste helide antropogeensed allikad on ehitustegevuse käigus postide rammimine (sagedusvahemikus <20 Hz kuni >20 kHz, peamine energia vahemikus 100–500 Hz) ning plahvatused (nt lahingumooni kahjutuks tegemisel). Plahvatuste sagedused on pigem madalad (2 Hz kuni ~1 kHz, peamine energia vahemikus 6–21 Hz). Postide rammimisel võib tipp helirõhutase tekkepunktis olla 228 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{peak}}$ @ 1 m ja plahvatuste korral 272–287 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{peak}}$ @ 1 m (OSPAR 2009).

Sonareid kasutavad järgmisi sagedusvahemikke: madalsageduslikud (< 1 kHz), kesksageduslikud (1-10 kHz), kõrgsageduslikud (> 10 kHz). Militaarsüsteemid töötavad kõigis sagedusvahemikes, aga tsiviilsüsteemid on enamasti kõrgsageduslikud (NRC 2003).

Põhjameres avamere tuulepargi ehitusel läbiviidud pringlite kajalokatsiooni helide uuring näitas, et pringlite reageerimistsoon postide rammimise mürale ulatus üle 20 km kaugusele (Tougaard et al. 2009a). Tougaard *et al.* (2009b) pidasid erinevate tuuleturbiinide (Taanis ja Roots) tavapärasel töötamisel tekkiva veealuse müra mõõtmiste alusel ebatõenäoliseks, et see müra ületaks randalhüljeste või pringlite jaoks ohtliku taseme ühelgi kaugusel turbiinidest ja et see müra oleks võimeline maskeerima hüljeste või pringlite akustilist suhtlemist.

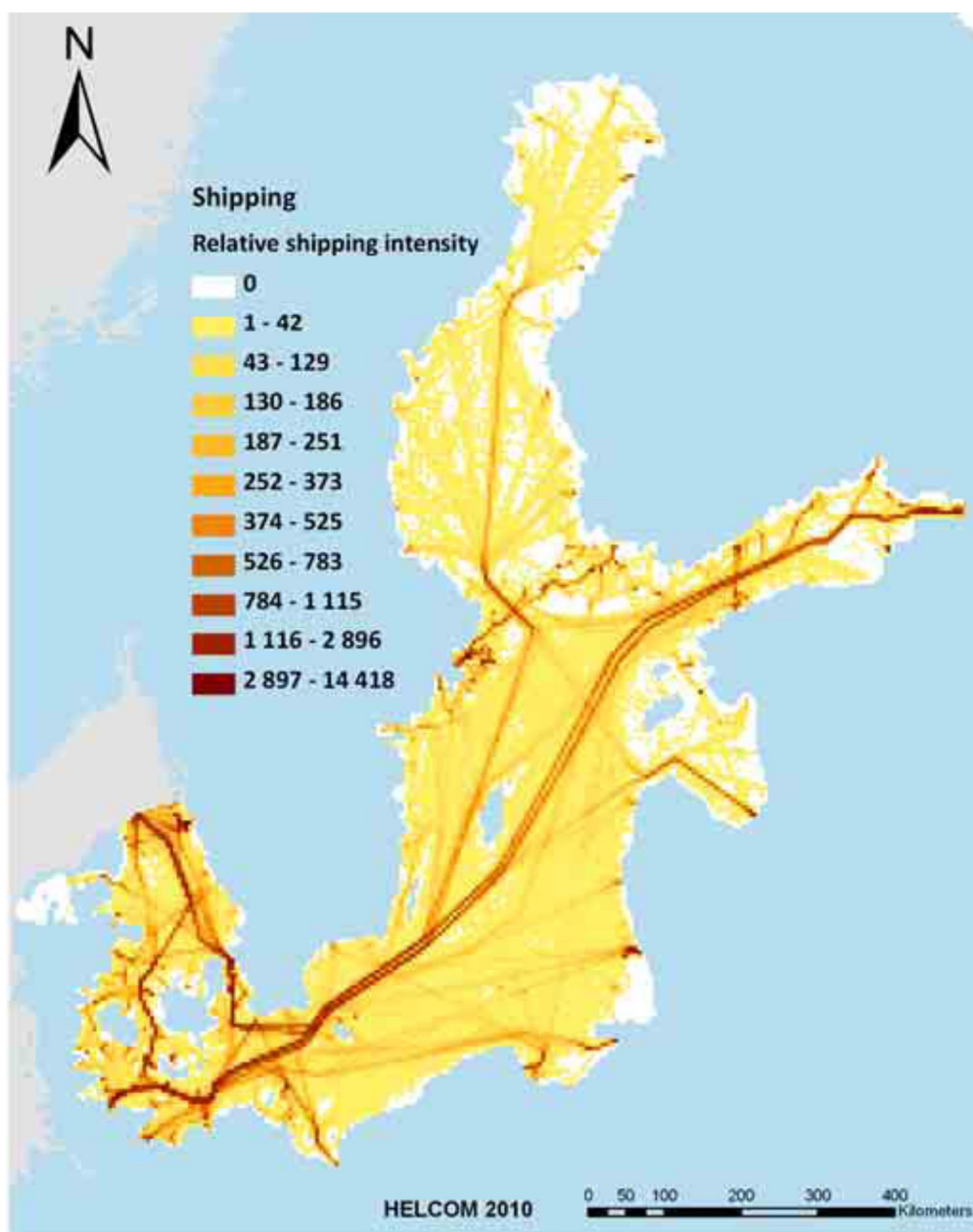
Olemasolevad hinnangud Eesti mereala kohta

Hetkel puuduvad andmed veealuse müra kohta Eesti merealal, mille alusel oleks võimalik hinnata inimtekkelise müra mõju siinsele merekeskkonnale. Kaudselt saab müra võimalikku mõju hinnata müra allikate jaotuse abil. Lühiajaliste tugevate helide allikad on peamiselt seotud sadamate rajamise ja lõhkamistöodega. Pidev madalsageduslik heli on peamiselt seotud laevaliiklusega, aga ka süvendustöödega. Töötavaid tuuleparke Eesti merealal ei ole.

Sadamate rajamisel teostatud vaiade rammimise kohta Eestis informatsiooni ei ole koondatud. Samuti ei ole mõõdetud nende tööde käigus heli tugevust ja jaotust. AS Tallinna Sadam on teostanud mürauuringuid Vanasadamas ja Muuga sadamas välisõhu kaitse seadusest tulenevate nõuete täitmiseks – koostada strateegiline mürakaart ja müra vähendamise tegevuskava. Veealuse müra mõõtmise kohta nõudeid Eestis pole kehtestatud.

Lõhkamisi veeteede rajamisel on kasutatud varasematel aastatel (näiteks Rohuküla-Heltermaa veeteel), hilisemaid lõhkamisi pole teada. Miinitõrje operatsioone on Eesti vetes läbi viidud alates 1994. aastast. Kaitseväe peastaabi teavitusbüroo andmetel oli pea iga-aastaste operatsioonide käigus 2009. aasta lõpuks kahjutuks tehtud üle 600 miini.

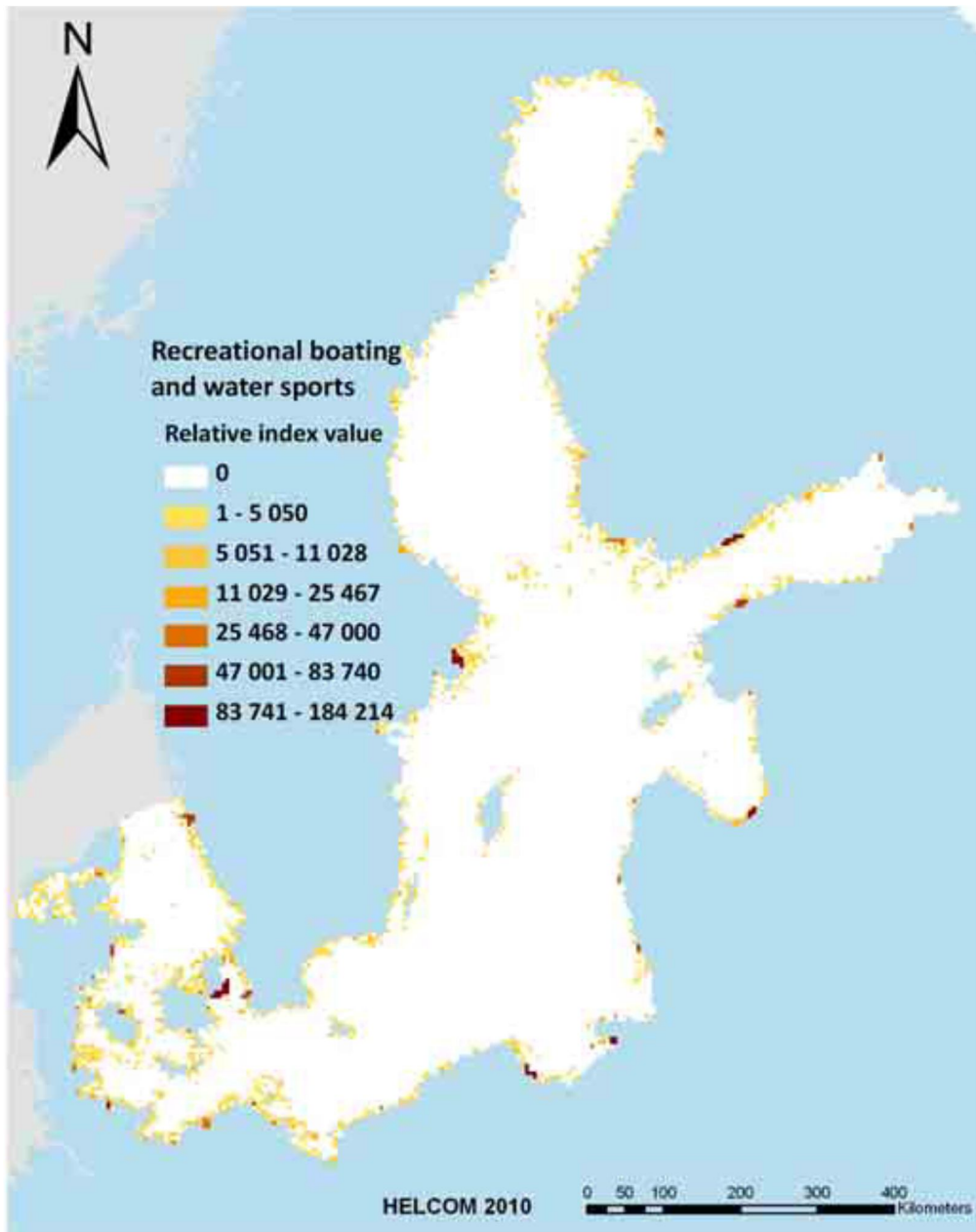
HELCOM on koostanud kaardid laevaliiklusest ja veespordi harrastamisest tingitud müra võimaliku jaotuse kohta (HELCOM, 2010; vt joonised 4.3.1 ja 4.3.2). Laevaliiklusest tingitud mürataseme hinnangu eelduseks on selle sõltuvus laevaliikluse intensiivsusest (arvestatud on ainult AIS-iga varustatud laevu). Suurima müratasemega on laevaliikluse intensiivsuse alusel Eesti merealal Tallinna (ja Muuga) lahe piirkond. Veealust müra on foonist tunduvalt kõrgem ka Paldiski lahes, Rohuküla-Heltermaa ja Virtsu-Kuivastu veeteedel. Avameres on suurima müratasemega Soome lahe sadamatesse Läänemere avaosast suunduva laevatee piirkond, eriti selle lõikumisel Tallinn-Helsingi laevaliiniga.



Joonis 4.3.1.1 Laevaliikluse intensiivsus Läänemereel, HELCOM AIS andmed aastast 2008 (HELCOM, 2010).

Veespordiga seotud veealuse müra hinnangu eelduseks on võetud, et see sõltub vastavate rajatiste olemasolust ja inimasustuse tihedusest. Samuti on eeldatu, et enamus tegevusest toimub sadamate läheduses. Mõõtmised veespordiga seotud müra kohta puuduvad. HELCOM hinnangu alusel

oleks veespordist tulenevast veelusest mürast enim häiritud Tallinna lahe piirkond, vähemal määral ka Pärnu laht.



Joonis 4.3.1.2. Merespordiga seotud veeluse müra hinnang (HELCOM, 2010).

Hinnanguid veeluse müra kohta on tehtud erinevate arendustööde jaoks läbiviidud keskkonnamõju hindamiste raames.

Suure väina püsiühendus

Keskkonnamõjude hinnangus on leitud, et silla ja tunneli ehitusega kaasnev tugev müra võib mõjutada kalade taastootmise edukust (häirida kudemist või rännet koelmutele) ehitusaastal (Eschbaum 2009). Mõju ulatuse ja olulisuse kohta saab anda hinnangu, kui on teada ehitusaeg ja prognoositavad müratasemed. Suure väina piirkonnas alaliselt elutsevad kalaliigid on tõenäoliselt juba harjunud parvlaevaliiklusega kaasneva laevamüraga ning on vähetõenäoline, et silla eksploatatsioon veealust müra oluliselt suurendab (Eschbaum 2009).

Silla ehitusfaasis on hüljestele suurimad häirimisfaktorid kõrge müratase, mis on põhjustatud intensiivistunud laevaliiklusest, postide rammimisest jne (Jüssi 2010). Negatiivsed mõjud on kõige tugevamad intensiivsematel Suurt väina läbivate rännete perioodidel. Silla kasutamisel võib liiklusega kaasnev mõju olla samuti häirivaks mõjuks. Virtsu ja Kuivastu vahelise praamiliiklusega pole seni pikaajalist negatiivset mõju kaasnenud.

Nord Stream

Nord Stream Espoo aruanne, ptk. 9.

Nord Stream gaasijuhtme keskkonnamõjude hindamisel leiti et ehitustegevusest tingitud veealuse müra ja vibratsiooni kõrgemad tasemed võivad avaldada mõju kaladele ja mereimetajatele. Ehitusmüra mõju kaladele peetakse väheoluliseks, kuna mõjutatakse üksnes kohalikku kalapopulatsiooni. Kuna kalad kohanevad looduses müraga aja jooksul, siis eeldatakse, et gaasijuhtmete käitamisel tekitatud müral ei ole pikema aja jooksul mingit mõju kalade levikule.

Süvendamise müral on eeldatavasti ligikaudu 1 km laiune hüljestele avalduva mõju reageerimistsoon. Lahingumoonahäirumise puhul eeldatakse, et hüljeste reageerimistsoon ulatub kahjutustamisalast 2-3 km kaugusele. Märgitakse, et lahingumoonahäirumine on tavaline tegevus Läänemeres ning et enamik mereimetajaid väldib vahetut ala laevade liikumise tõttu. Gaasijuhtmete käitamisel tekitatud müra mõju mereimetajatele peetakse tähtsusetuks, kuna tekitatud sagedused jäävad alla paiksete mereimetajate avastatavaid sagedusi.

4.3.2 Mereprügi, M. Uiboaed, U. Lips

ÜRO definitsiooni järgi loetakse mereprügiks püsivaid, toodetud või töödeldud tahkeid materjale, mis on visatud või sattunud mere- või rannikuvette. Mereprügi hulka kuuluvad seega kõik mittelooduslikku päritolu esemed, mida leidub mere- ja rannikukeskkonnas (UNEP, 2005). Mereprügi definitsioon ei hõlma vedelikke ja poolvedelaid aineid nagu mineraal- ja taimsete õlide jääke, parafiine jm kemikaale, mis võivad merd ja rannikualasid reostada (Galgani *et al.*, 2010). Mereprügi võib leiduda selle tekkekohas, aga see võib tuule ja hoovuste mõjul rännata pikki vahemaid. Tänu sellele leidub mereprügi kõikidel merealadel; vee pinnal, põhjas, veesambas ning kaldale uhutuna (UNEP, 2005).

Prügi liigid

Mereprügi pärineb erinevatest allikatest maal ja merel. Peamisteks prügi allikateks merel on erinevad alused, laevad, praamid, jahid jm ning merre püstitatud ehitised (nt puurtornid), kust prügi võib merre sattuda tahtlikult või tahtmatult. Hinnanguliselt 80% merre sattunud prügist pärineb aga maismaalt (Allsopp *et al.*, 2006): seda kannavad merre tuuled või jõed. Maismaalt pärinev prügi pärineb prügimägedelt, linnade kanalisatsioonist, sademeveest, tööstuslikest allikatest ning visatakse merre inimeste poolt randades (UNEP, 2005).

Enamik mereprügist (60-80%, mõnel pool isegi kuni 95% (Derraik, 2002; Moore, 2008)) koosneb aga plastikust, mis laguneb aina väiksemateks osadeks ning põhjustab mereelustikule suuri probleeme. Plastik ei kõdune, vaid eelkõige fotodegradatsiooni tulemusel lagunevad suuremad esemed vees aina väiksemateks tükikesteks, kuid polümeerstruktuurid püsivad endiselt alles. Plastik võib laguneda sadu aastaid, lagunemist soodustavad UV-kiirgus, temperatuur, lainetus, liiv jms (Andrady, 2011). Plastiku jäätmeid mereprügi seas jagatakse suuruse järgi kahte suurde gruppi: makroprügi on plastiku tükid, mis on suuremad, kui 5 mm ning mikroprügiks nimetatakse osakesi, mis on väiksemad kui 5 mm (Moore, 2008). Kuna plastik jääb hõljuma, leidub seda kõikjal – merepõhjas, -pinnal, veesambas ja rannikul. Oma mõõtmete tõttu on mikroprügi keeruline mereveest kätte saada.

Mõõtmine/hindamine

Kõige lihtsam on mõõta ja hinnata prügi kogust kaldale sattunud prügi korral. Selleks on erinevad organisatsioonid välja töötanud mitmesuguseid hindamiseetodeid. Enamasti sisaldavad need kõik järgmisi etappe: esmalt määratakse kindlaks, millist prügi ning millises koguses uuringus registreeritakse, samuti lepitakse kokku prügi lugemise ja registreerimise põhimõtted ning kas mingisugune prügiliik arvatakse uuringust välja. Regulaarselt seiratavate randade valikuks määratakse kindlad kriteeriumid ning kõikidest randadest pärineva info jaoks töötatakse välja ühtne vorm. Seejärel valitakse välja seiratavad rannad (keskmise kaldega, juurdepääsuga merele – st ilma prügi randa jõudmist takistavate ehitisteta, eelistatavalt aastaringselt ligipääsetavad ning mitte rahvusparkide alad (Cheshire *et al.*, 2009)), andes igale neist tunnusnumber ning täidetakse dokumentatsioon. Võimaluse korral tuleks valida seiramiseks rannalõigud linnalistel ja maalistel aladel ning jõgede suudmete piirkonnas (Cheshire *et al.*,

2009). Igal rannal valitakse välja standardse pikkusega seirelõik, see märgistatakse ning lepitakse kokku iga-aastased seireperioodid. Info haldamiseks valitakse ühine internetipõhine andmebaas ning viiakse läbi uurimused järgides kokku lepitud seireprotokolli. Seire teostajatel peab olema juurdepääs andmebaasile, et peale iga seire teostamist lisada kogutud infot. (OSPAR, 2007)

Vähem on uuritud põhja- ja hõljuvat prügi. Nende prügiliikide uurimiseks on kasutusel peamiselt kaks erinevat moodust – visuaalne vaatlus sukeldumisel või veealuse kaamera abil ja mõõtmise erinevate aparatuuride abil (nt traal, erinevad pukseeritavad seadmed jm). Seire teostamisel mõõteaparatuuridega peab aga kindlasti arvesse võtma potentsiaalset mõju põhjaelustikule (Cheshire *et al.*, 2009).

Olukord Läänemeres

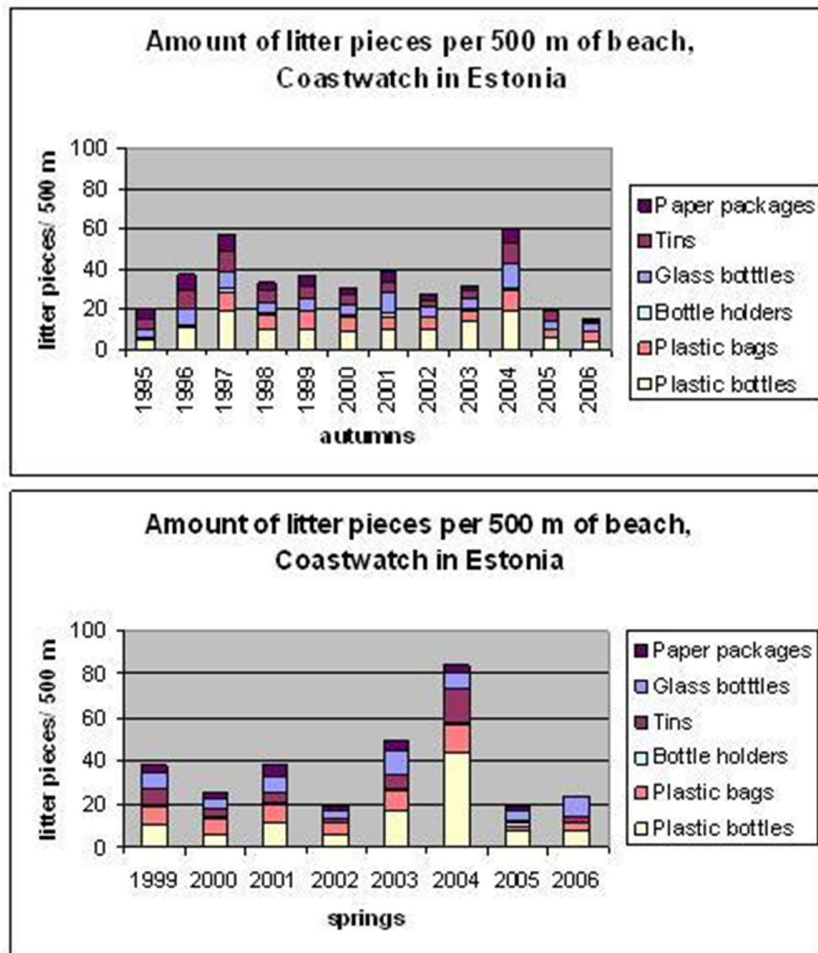
Mereprügi on erinevates merepiirkondades levinud probleem. Läänemeres pole prügiga seotud probleeme seni piisavalt uuritud (HELCOM, 2006), või on uurimismeetodid olnud erinevad ning võrreldamatud, kuid arvatakse, et prügi ei kujuta endast Läänemeres nii teravat probleemi, kui maailmameres, ning seda eelkõige tänu Helsingi Komisjoni rakendatud keskkonnakaitse meetmetele ja kohalike elanike korraldatud koristuskampaaniatele. Läänemerd reostavateks peamiseks prügiallikateks on turism ja rannapuhkealad, samuti laevandus - kalapaadid, tankerid, reisilaevad, kaubalaevad ja lõbusõidulaevad. Soome lahel on peamiseks prügiireostuse allikaks kaubalaevad ja laevandus üldiselt. Kalandustegevusest pärinevat prügi leidub aga ohtralt kogu Läänemere piirkonnas (HELCOM, 2007).

Andmed mereprügi kohta Eestis

Eestis on teostanud rannale uhtud prügi vaatlusi kooliõpilased UNESCO Läänemere projekti programmi Coast Watch raames. Aastatel 1995-2006 kogutud prügi andmetel ei ole randades leiduva prügi kogused oluliselt aastate jooksul muutunud. Võrreldes teiste aastatega, paistis suurema prügi kogusega silma nii kevadel kui sügisel aasta 2004 (joonis 4.3.3; HELCOM, 2007). Kõige arvukamalt oli prügi hulgas plastikpudeleid, järgnesid plastikkotid, klaaspudelid, metallpurgid ja paberipakend.

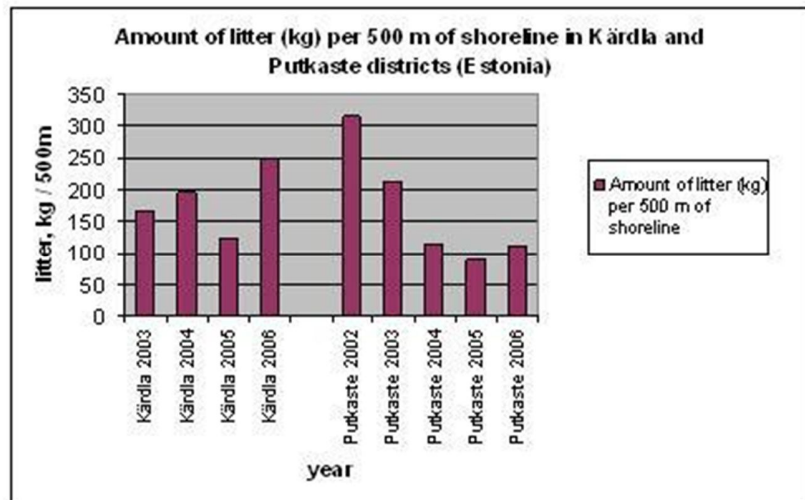
Ekspertide arvates on keskmiseks mereprügi koguseks Eestis ligikaudu 20 kg 500 m rannajoone kohta. Mõnedel aladel on see number suurem. RMK hindas ja koristas prügi Putkaste ja Kärkla kandis Hiiumaal ning prügi kogus varieerus seal keskmiselt 90 ja 316 kg vahel 500 m kohta (joonis 4.3.4). Putkaste piirkonnas on aastate jooksul mereprügi kogus vähenenud, kuid Kärkla piirkonnas on märgata vastupidist trendi. See võib tuleneda normaalsest prügi keskmise koguse kõikumisest. Huvitav on siiski märkida, et ühe saare erinevates piirkondades võib olukord olla väga erinev. (HELCOM, 2007).

Meres leiduva prügi kohta Eesti merealal andmed puuduvad – ei ole seiratud prügi koguseid mere pinnal, veesambas ega mere põhjal. Eesti sukeldujate klubi on mitmel aastal viinud läbi aktsiooni “Meri puhtaks”, mille käigus on toodud peamiselt sadamate akvatooriumitest (Pirita jahisadam, Kalasadam, Vergi sadam, Meeruse sadam, Lennusadam) välja suurel hulgal prügi.



Joonis 4.3.2.1 Rannal leiduva prügi kogused Läänemere projekti programmi Coast Watch andmetel sügisel (aastad 1995-2006, ülemine paneel) ja kevadel (aastad 1999-2006, alumine paneel) (HELCOM, 2007).

Mikroprügi seiret Eesti merealal pole siiani teostatud. Samuti puuduvad andmed mikroprügi kohta Läänemeres.



Joonis 4.3.2.2. Prügi kogus Kärđla ja Putkaste randades 500 m pikkuse rannalõigu kohta RMK andmetel.

4.3.3. Mõjud, U. Lips, A. Meerits, M. Uihoaed

Veealune müra

Eelkõige mõjutab veealune müra mereimetajaid ja kalu. Müra mõju mereimetajatele sõltub müraallika kaugusest, vastuvõtja tundlikkusest, heli ekspositsioonitasemest, kestusest, töösüklist ja teistest teguritest (Southall *et al.* 2007).

Veealune müra võib põhjustada muutusi mereimetajate käitumises, halvendada bioloogiliselt oluliste helisignaalide (suhtlemine, kajalokatsioon) kuulmist (maskeerimine/varjestamine), piisavalt intensiivne heli võib ajutiselt või püsivalt vähendada loomade kuulmistundlikkust. Raskematel juhtudel võivad tagajärjeks olla ka vigastused või surm (Southall *et al.* 2007). Korduv või pikaajaline kokkupuude müraga võib loomadel tekitada stressi, mille tagajärjel võib näiteks kannatada isendi tervis või kogu populatsiooni elujõulisus (Wright *et al.* 2007).

Läänemeres elavad mereimetajatest viiger-, hall- ja randalhüljes ning pringel. Eesti merealal on levinumad viigerhülged, kelle asurkonnad on Väinameres ja Liivi lahes ning Soome lahe idaosas (Jüssi *et al.* 2004), ja hallhülged, kelle suuremad lesilad ja poegimisalad jäävad Lääne Eesti saarestiku vetesse (valdavalt avamerelise asendiga alad Soome lahe suudmes, saarestiku läänerrannikul ja Liivi lahe põhjaosas; Jüssi & Jüssi 2000).

Loivaliste (kelle hulka kuuluvad Eesti merealal elavad hülgeüliidid) hinnanguline kuuldepiirkond vees on 75 Hz kuni 75 kHz ja õhus 75 Hz kuni 30 kHz. Nad tekitavad ise samuti erinevaid helisid, kuid valdavalt üle madalama ja piiratuma sagedusriba (üldiselt 100 Hz-st kuni mitmekümne kHz-ni) (Southall *et al.* 2007).

Pringlid kuuluvad vaalaliste hulka, kelle hinnanguline kuuldepiirkond on 200 Hz kuni 180 kHz (kõrgsageduslik piirkond). Ise tekitavad nad helisid üle väga laia sagedusriba. Nende sotsiaalsed helid jäävad üldiselt inimese kuuldepiirkonda, paarisajast Hz-st kuni mitmekümne kHz-ni, aga kajalokatsiooniks kasutatavad helid (saagi avastamiseks ja navigeerimiseks) ulatuvad tublisti üle 100 kHz (Southall *et al.* 2007).

Kalade puhul võivad kõrged veealused müratasemed põhjustada käitumisharjumuste muutusi, stressi, kuulmiskadu, koekahjustusi või surma (Popper & Hastings 2009). Enamus kalaliikidest suudab tuvastada helisid alates vähem kui 50 Hz-st kuni 500–1500 Hz-ni. Vähem on kalaliike, kes suudavad tuvastada üle 3 kHz sagedusega helisid, ja kõige vähem neid, kes suudavad tuvastada üle 100 kHz sagedusega helisid (Popper & Hastings 2009).

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 μPa^2 s. Kõrgsageduslike vaalaliste puhul võib tekkida käitumuslik vastus mürale kui tipp helirõhutase ületab 224 dB re 1 μPa või heli ekspositsioonitase 183 dB re 1 μPa^2

s (Southall *et al.* 2007). Tuuleparkide ehituse ajal on täheldatud pringlite arvukuse vähenemist ehituspiirkonnas (Carstensen *et al.* 2006). Töötav avamere tuulepark omab tõenäoliselt väiksemat mõju. Töötavate turbiinide müratase on madal ja lokaalne. Scheidat *et al.* (2011) uurimus näitas, et pringlite arvukus töötava tuulepargi alal suurenes võrreldes ehituseelsete lähteandmetega. Võimalikeks põhjusteks peetakse toiduvarude suurenemist antud piirkonnas (reef effect) ja laevaliikluse eest varjupaiga pakkumist.

Alaska Beauforti meres jälgiti Northstar kuntsaare ehituse ja naftapumpamise ajal viigerhüljeste arvukust saarele lähedastel aladel. Koguti ka andmeid müra ja vibratsiooni kohta jääga kaetud hooaegadel kahe aasta jooksul (aastatel 2000 ja 2001). Veealune müra ületas taustmüra taseme kuni 1–5 km kauguseni. Viigerhüljeste asustustihedus aga ei vähenenud nendel aladel võrreldes kaugemate aladega või varasemate aastate asustustihedusega. (Moulton *et al.* 2003)

Jääs liikuvate laevade poolt tekitatud hüdroakustiline müra on üks hülgeid tugevasti häiriv tegur, kuna viigerhülged kasutavad vee all orienteerumiseks, toitumiseks ja liigisiseseks suhtlemiseks helisid ja kajaokatsiooni, mida laevade tekitatud müra võib segada ja varjata. Jäävabal perioodil on inimtegevusega kaasneb müra-, valgus- ja lõhnareostus viigerhüljestele ohtlik puhkealadel ja rändeteedel. Läänemeres on viigrid äärmisel inimpelglikud ja inimese ligidust tajudes põgenevad viivitamatult. Tagasipöördumine endisesse paika või ööpäevasesse aktiivsusrütmi võib võtta mitmeid tunde aega. Kusagil maailmas ei asusta viigerhülged, erinevalt nt hall- ja randalhüljestest tiheda laevaliiklusega aladest ega merekitsusi, mida ületavad sillad. (Jüssi *et al.* 2004)

Hallhülgeid praeguse intensiivsusega laevaliiklus üldjuhul ei häiri, kuna põhilised laevateed jäävad hülgeelinatest eemale. Laevaliikluse häiriva mõju kohta ei ole Eestist andmeid. Laevaliikluse mõju hüljestele ei ole teada, kuid ilmselt on see väikese tähtsusega ohutegur (Jüssi & Jüssi 2000).

Mereprügi

Kaks peamist ohtu, mida mereprügi elusloodusele kujutab, on sellesse takerdumine (kinni jäämine) ja allaneelamine (seedimine). Prügi (eriti plastiku) sattumisel merelindude ja -loomade seedeelundkonda võib see põhjustada lämbumist, aga ka nälgimist, kuna prügi on seedimatu ning loom ei saa kätte vajalikke toitaineid. Plastiku neelamine võib ummistada organismide seedetrakti, põhjustada erinevaid seedetrakti ärritusi, vähendada mao vaba ruumi ja seega vähendada organismi toitumist, kuna tekib vale küllastatuse tunne. Samuti võivad prügiosakesed olla kantserogeensed või kahjustada loomade reproduktiivorganeid. Prügiosakeste kaudu organismidesse sattunud kahjulikud ained võivad akumulieruda toiduahelas. Veel kujutavad elusloodusele ja keskkonnale ohtu merepõhja kinnikattumine prügiga ning elupaikade häirimine randade mehaanilise puhastamise käigus. (UNEP, 2005).

Hinnanguid mereprügi mõju kohta elustikule Eesti merealal teostatud ei ole.

4.4. Häired hüdrooloogilistes protsessides, U. Lips

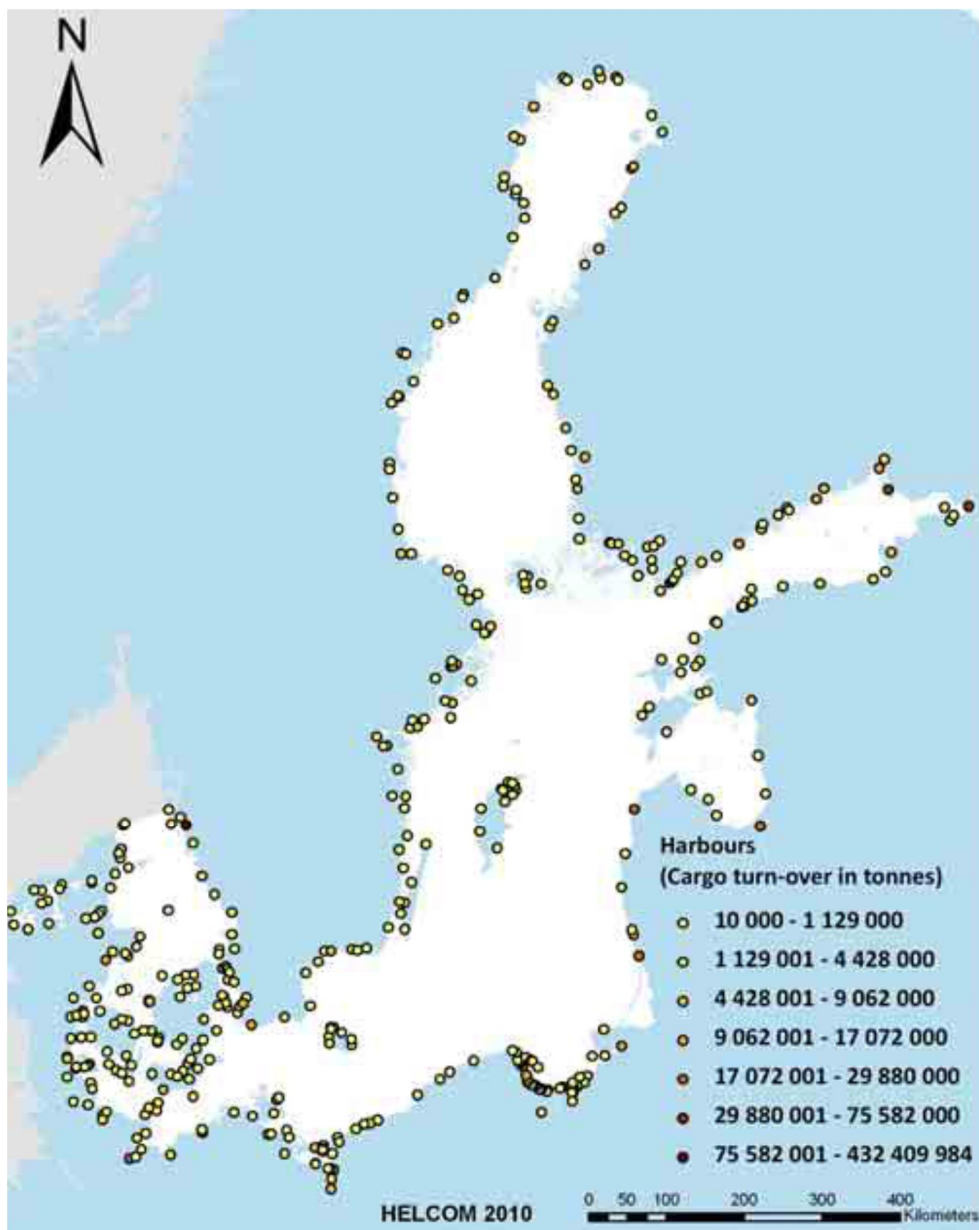
Häiretena hüdrooloogilistes protsessides vaadeldakse eelkõige inimõjusid veevahetusele (hoovuste režiimile) ja lainetusele ning nendega seotud ainete transpordile, sh ka settetranspordile. Peamisteks surveteguriteks sellega seoses on tammide, sildade, kaide, lainemurdjate ja muude rajatiste merre ehitamine. Järjest rohkem muutuvad aktuaalseks ka torujuhtmete, kaablite, tuuleparkide ja muude rajatiste ehitamine ning nendega seotud mõjud.

Eesti merealal on olemas üks teatud mere piirkonna hüdrooloogilist režiimi oluliselt mõjutav rajatis – Väikse väina tamm, mis ühendab Saaremaad ja Muhu saart. Tamm on rajatud 19. sajandi lõpus. Kuna tamm takistab veevahetust läbi väina, siis on muutunud kogu selle veekogumi hoovuste režiim ja ainete transport.

Sildasid, mis ühendaksid mandrit ja saari või saari omavahel Eesti merealal ei eksisteeri. Kavandatakse Saaremaa püsiühenduse rajamist, mille ühe variandina on kaalumisel ka silla ehitamine. Erinevate alternatiivide mõju veevahetusele on hinnatud keskkonnamõju strateegilise hindamise käigus (Hendrikson & Co, 2011).

Lokaalselt on olulisteks hüdrooloogilist režiimi mõjutavateks rajatisteks sadamad ja nendega seotud kaid, muulid ning lainemurdjad. Eestis on sadamaregistris kokku 153 kirjet sadamate kohta. Nendest 71 sadamat on kantud registrisse ja nende akvatoorium on määratud. Lisaks on 60 sadamat, mis on kantud registrisse, kuid akvatoorium on määramata, ja 18 sadamat, millele on akvatoorium määratud, kuid neid pole veel registrisse kantud. Koondav ülevaade, kui suures ulatuses (kui suurel merealal) sadamarajatised rannikumere hüdrooloogilist režiimi mõjutavad, Eestis puudub. HELCOM on koostanud üldistava kaardikihi sadamarajatistest Läänemeres, kus on Eesti sadamad osaliselt kajastatud (vt. joonis 4.4.1).

Olulised häired Läänemere ja sealhulgas Eesti mereala hüdrooloogilisele režiimile võivad tekkida, kui tehisrajatistega takistatakse veevahetust Läänemere ja Põhja mere vahel, või kui rajatised mõjutavad hoovuste režiimi mere põhjalähedases kihis. Näiteks, muudeti Nord Stream gaasitrassi rajamisel lokaalselt põhjareljeefi gaasitoru stabiilsuse tagamisel. Mõjusid on hinnatud teoreetiliselt (Borenäs & Stigebrandt, 2009), kuid Soome lahe kohta esialgu hinnangud puuduvad. Põhjalähedase kihi hoovuste režiimi muutustega võivad kaasned ka hapnikurežiimi muutused, mis omakorda mõjutavad näiteks fosfori vabanemist põhjasetetest.



Joonis 4.4.1. Suuremad sadamad Läänemere piirkonnas, mille rajatised võivad lokaalselt mõjutada mereala hüdroloogilist režiimi (HELCOM, 2010).

4.4.1. Olulised muudatused termaalrežiimis, U. Lips

Olulisi muutusi termaalrežiimis põhjustavad eelkõige elektrijaamad ja suuremate tehaste jaoks merest võetavad jahutusveed. Eestis esialgu tuumaelektrijaamad puuduvad. Koondavat ülevaadet väljastatud vee erikasutuslubade kohta veevõtuks (jahutusveeks) merest pole koostatud. Eeldada võib, et veevõtumahud on suhteliselt tagasihoidlikud (võrreldes tuumajaamadega) ja mõjud on väga lokaalsed.

Planeerimisel on Muuga hüdroakumulatsioonijaam, mille mõju lahe termaalrežiimile hinnatakse keskkonnamõju hindamise käigus.

4.4.2. Olulised muudatused soolsusrežiimis, U.Lips

Olulised mõjud soolsusrežiimis suuremas plaanis saavad olla seotud eelkõige veevahetuse intensiivsuse muutusega Läänemere ja Põhja mere vahel või sademeterežiimi muutustega.

Lokaalselt on soolsusrežiimi muutused seotud tammide rajamise või merd ja poolsuletud lahesoppe ühendatavate kanalite süvendamisega. Eesti rannikumeres on Väikse väina tammi olemasolu tugevdanud erinevust soolsuse väina põhjapoolses ja lõunapoolses osas. Vee soolsus on tammist põhja pool 6–7 ning lõuna pool 5,5–6,5 psu.

4.4.3. Mõjud, U. Lips

Hüdroloogilise režiimi muutustest tingitud mõjusid on Eesti merealal hinnatud Väikses väinas, mis on määratletud kui tugevasti muudetud veekogum. Väikse väina rannikuvee pindala on 64,46 km². Väikse väina veekogum on hinnatud 2008.a. seireandmete põhjal kuuluma klassi „kesine“ (joon. 4.4.2).

Bioloogilistest parameetritest madalama tulemuse andis fütoplanktoni indikaatoritel baseeruv hinnang (TÜ Eesti Mereinstituut, 2008). Klorofüll *a* Väinamere foonist parem seisund andis klassiks „väga hea“, kuid fütoplanktoni biomassil baseeruv klassiks „halb“. Fütoplanktoni koondhinnanguks jäi „kesine“. Põisadru sügavuseleviku alusel oleks Väikse väina seisundi klassiks „kesine“, kuid mitmeaastaste liikide kõrgem osakaal andis põhjataimestiku koondhinnanguks „hea“. Kõik põhjaloomastiku indeksid andisid tulemuseks klassi „hea“.

Üldfosfori KSI=0,32, olles lähedal „halva-kesise“ klassi piirile (KSI=0,33). Üldlämmastiku alusel jäi veekogumi seisund klassi „kesine“.

Rannikuveekogumi ökoloogilise seisundi hinnang						
Veekogum: Väike väin			Tüüp V: Väinameri			
Plankton	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	KSI	Seisundi klass
Klorofüll <i>a</i>	1,6	µg/l	+	1,01	1,000	Kesine
Fütoplanktoni biomass	0,10	mg/l	+	0,34	0,294	
						0,647
Põhjataimestik	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	KSI	
Põhjataimestiku sügavuslevik						Hea
Põisadru sügavuslevik	7,00	m	-	2,6	0,367	
Mitmeaastaste liikide proportsioon	70,00	%	-	47,5	0,678	
						0,522
Põhjaloomastik	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	KSI	
ZKI	1,00		-	0,595	0,595	Hea
FDI	1,00		-	0,532	0,532	
KPI	1,00		-	0,675	0,675	
						0,600
Ökoloogilise seisundi klass:						KESINE
Füüsikalised-keemilised parameetrid	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	KSI	
Üldlämmastik	14,1	µmol/l	+	34,97	0,403	Kesine
Üldfosfor	0,20	µmol/l	+	0,617	0,324	Halb
Secchi ketta nähtavus						

Joonis 4.4.2. Väikse väina rannikuveekogumi ökoloogilise seisundi hinnang (TÜ Eesti Mereinstituut, 2008).

4.5. Saastumine ohtlike ainetega, O. Roots

Eesti merestrateegia väljatöötamisel on eesmärgiks saada ülevaade Eesti veekeskkonnas esinevatest ja seda saastavatest ohtlikest ainetest. VRD-ga on kehtestatud ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik ja õiguslikud alused kogu Euroopas puhta vee kaitsmiseks ja taastamiseks, et tagada selle pikaajaline ja säästev kasutamine. Euroopa Parlamendi ja Nõukogu otsusega 2455/2001/EÜ 20. novembrist 2001 kehtestati veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainete nimistu. Nimistusse kuulub 33 ainet või ainete rühma, mis tunnistati ühenduse tasandi meetmetega reguleerimist vajavaks. Teatavad ained nende prioriteetsete ainete hulgast tunnistati prioriteetseteks ohtlikeks aineteks. VRD on tänaseks muudetud veel direktiividega 2006/11/EÜ ja 2008/105/EÜ, mis kehtestavad piirangud veekeskkonda lastavate ohtlike ainete põhjustatavale saastele ja prioriteetsete ainete keskkonnakvaliteedi standardid. Enamus VRD ohtlike aineid puudutavatest nõuetest on integreeritud Eesti õigusaktidesse. Keskkonnaministri 9. septembri 2010. a määrusega nr. 49 “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” kehtestatakse keskkonna kvaliteedi piirväärtused nii prioriteetsetele kui ka teistele ohtlikele ainetele ja teatud saasteainetele. Kokku on kvaliteedi piirväärtused pinnavees kehtestatud 49 ainele või ainete rühmale (VRD 33 ohtlikule ainele lisaks Eesti oma nimekiri 16 nimetust).

Eesti riikliku keskkonnaseire programmi väljatöötamist alustati Keskkonnaministeriumis 1993. aastal (Roots & Saare, 1996). Seirearuanded, alates 1994 aastast, on kättesaadavad ministeeriumi ja tema valitsemisalas olevate allasutuste kodulehtedelt internetis: (<http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/>). Enne Eesti ühinemist EL'ga koostati 2005. aastal direktiivi 92/446/EMÜ alusel aruanne ohtlike ainete seirest ja saadud tulemustest Eestis aastatel 2002-2004 (Anon., 2005).

Käesoleval ajal on rannikumere ohtlike ainete seirega otseselt seotud kaks riikliku seire allprogrammi:

- Ohtlike ainete seire rannikumeres;
- Siseveekogude seire – ohtlike ainete seire veekogudes (peatähelepanu Läänemerre suubuvate jõge ohtlike ainete seirele).

Rannikumere seire tagab väljundi ohtlike ainete poolt põhjustatud probleemide uuringutes:

- Jälgitakse ohtlike ainete sisalduse pikaajalisi muutusi ning hinnatakse saasteseisundit;
- Lokaliseeritakse probleemsed piirkonnad Eesti rannikumeres.

Maatriksite (vesi, biota või sete) valikul võtsime aluseks Euroopa komisjoni aruannete: Guidance Document No.7 “Monitoring under the water Framework Directive”, Guidance

document No. 19 ”Guidance on surface water chemical monitoring under the Water Framework Directive“ ja ”Guidance document No. 25 ” „Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive” soovitusel, milliste ainete puhul eelistatakse seirata ohtlike saasteainete sisaldust vees, milliste puhul setetes või biootas.

Eesti veekeskkonnas on siiani määratud järgmiseid veekeskkonnale ohtlikke aineid ja nende ainete rühmasid (tabel 4.5.1): raskmetallid, fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid, polüaromaatsed süsivesinikud, lenduvad orgaanilised ühendid, tinaorgaanilised ühendid, ftalaadid, polüklooritud dibenso-p-dioksiinid (PCDD), polüklooritud dibensofuraanid (PCDF), dioksiinilaadsed polüklooritud bifenuülid (DL-PCB), polübroomitud difenuülid, difenüüleetrid ja polübroomitud orgaanilised ühendid, naatriumtripolüfosfaat, lühi- ja keskmise ahelaga klooritud parafiinid, perfluorühendid, tsüaniidid, pestitsiidid, jt. (Loos, jt.,2008, Tamm, 2010; Kõrgemaa, jt., 2011; Roots & Nõmmsalu 2011). Tabelis 4.5.1. on välja toodud ühendid, milliste seiretulemuste ja sõeluuringu kohta on Eestis andmeid.

Tabel. 4.5.1 Riikliku seire pinnavees, ettevõtte seire ja sõeluuringu tulemusena määratud ühendid Eestis (Roots & Nõmmsalu 2011).

Ohtlikud ained	RKSP* kuni 2004	2005-2010	2010-2011
Raskmetallid	X	X	X
Fenoolid:			
-1-aluselised	X	X	X
-2-aluselised	X	X	X
Lenduvad orgaanilised ühendid	X	X	X
Kloororgaanilised pestitsiidid	X	X	X
Polüaromaatsed süsivesinikud	X	X	X
Polüklooritud bifenuülid	X	X	X
Alküülfenoolid ja nende etoksülaadid	-	X**	X
Tinaorgaanilised ühendid	-		X
Ftalaadid	-	X**	X
Polübroomitud difenuülid, difenüüleetrid ja polübroomitud orgaanilised ühendid			X

	-	-	
Lühi- ja keskmise ahelaga klooritud parafiinid		-	X
Perflorühendid	-	X	X
Taimkaitsevahendid (välja arvatud kloororgaanilised pestitsiidid)	-	X**	X
Pentaklorofenool	-	-	X
Naatrimtripolüfosfaat	-	-	X
Tsüaniidid	X	X	X
Naftasaadused (C ₁₀ -C ₄₀ süsivesinikud)	X	X	X

RKSP* - Riiklik keskkonnaseire programm

X** - Määratud ainult osaliselt:

- alküülfenoolid ja nende etoksülaadid (määrati ainult 4-tert-oktüülfenool, 4-n-nonüülfenool ja iso-nonüülfenool (Tamm, 2010).
- taimekaitsevahendid (määrati AMPA, glüfosaat, mekoprop, trifuraliin, kloorfenfifoss, atrasiin, duiroon, simasiin, isoproturoon (Loos, jt., 2008)
- ftalaadid (määrati di-(2-etüülheksüülftaal) (Tamm, 2010).

Viimastel aastatel on ohtlike ainete seire läinud põhjalikumaks, kuna osade ohtlike ainete analüüse telliti välislaboritest. Eesti Läänemere suubuvatest jõgede suudmetest määratud ohtlike ainete ja nende ainerühmade sisaldused jäid enamikul juhtudel alla kasutatud analüüsimetoodikate määramispiire ega ületanud kehtivaid keskkonnakvaliteedi piirväärtusi. Eeltoodut tõendavad ka aastatel 2008-2011 läbiviidud rahvusvaheliste projektide tulemused (Loos, jt., 2008; Lilja, jt., 2009; HELCOM, 2010; Anon., 2010a; Kõrgmaa, jt., 2011; Roots & Nõmmsalu, 2011). Rahvusvahelise projekti "EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Waters" raames uuriti 2008. aastal 27 EL riigi 122 veeproovi. Kokku uuriti 100 Euroopa jõe ja teiste samaste vooluvete saastatust 35 väljavalitud polaarse püsiva orgaanilise ühendiga. Eestist osales projektis kolm jõge: Narva jõgi, Purtse jõgi ja Emajõgi, kusjuures kaks esimest jõge suubuvad Soome lahte. Uuritud Euroopa jõgedest ja

vooluvetest 10% klassifitseeriti kui “väga puhtad”. Puhtamad veeproovid olid võetud Eesti, Leedu ja Rootsi veekogudest (Loos, jt., 2008).

Võrreldes teiste Läänemere regioonidega, on käesoleval ajal, Eesti rannikuvee reostus ohtlike ainetega madalal tasemel (Lilja, jt., 2009; Anon., 2010a; HELCOM, 2010; Roots & Suursaar, 2010, Roots & Nõmmsalu, 2011, Roots, jt. 2011b).

4.5.1. Sünteetiliste ühendite ja bioloogiliselt aktiivsete ainete juhtimine merre, O. Roots

Täpsem ülevaade sünteetiliste ja bioloogiliselt aktiivsete ainete sisalduste kohta Läänmerre suubuvate jõgede vees ja setetes ning rannikumere biotas on esitatud peatükis 3.4.1.

Sõeluuringu käigus määrati ohtlike ainete sisaldus kaheksa suurema Eesti linna (Tallinn, Kohtla-Järve, Narva, Pärnu, Kuressaare, Haapsalu, Keila ja Tartu) reoveepuhasti heitvees. Nendest seitse esimest reoveepuhastit suunavad oma heitvee Läänemerre. Määrati järgmiseid ohtlikke aineid ja nende ainete rühmasid: fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid, polüaromaatsed süsivesinikud, lenduvad orgaanilised ühendid, tinaorgaanilised ühendid, ftalaadid, polübroomitud difenüülid, difenüüleetrid ja polübroomitud orgaanilised ühendid, naatriumtripolüfosfaat, lühi- ja keskmise ahelaga klooritud parafiinid, perfluorühendid ja pestitsiidid. Enamiku ainete kontsentratsioon reoveepuhastite heitvees jäi alla kasutatud analüüsimetoodikate määramispiiri (LOQ): polübroomitud difenüülid, difenüüleetrid (PBDE, sisaldusi on alates 2006. aastast määratud ka Eesti rannikumere kalades (Roots, 2008b, 2009, 2010) ja polübroomitud orgaanilised ühendid, polüklooritud süsivesinikud, lühikese ja keskmise ahelaga kloroalkaanid (C10-13 ja C14-17) $<0,3 \mu\text{g/l}$, pefluorühendid (PFOA; PFOS) $<0,03 \mu\text{g/l}$, heksabromotsüklododekaan (HBCDD) $<0,2 \mu\text{g/l}$, heksaklorobenseen $<0,005 \mu\text{g/l}$, klorobenseenid $<0,005 \mu\text{g/l}$, resortsiinid $<10 \mu\text{g/l}$, 1,2-dikloroetaan, diklorometaan ja trikloroetüleen $<0,1 \mu\text{g/l}$. Benseeni sisaldus heitvees jäi alla suurimast lubatavast piirväärtusest muus pinnavees kõigis reoveepuhastite heitvees. Kõrgemad sisaldused esinesid Pärnu reoveepuhasti heitvees 2010. aasta kevadel $0,41 \mu\text{g/l}$. Di(2-etiülheksüül)ftalaadi (DEHP) sisaldus kõigis heitveeproovides jäi alla aasta keskmist piirväärtust muus pinnavees ($1,3 \mu\text{g/l}$). Tetrakloroetüleeni sisaldus heitvees oli reeglina alla $<0,1 \mu\text{g/l}$ (LOQ). Aasta keskmine piirväärtus ühendile muus pinnavees on tunduvalt kõrgem - $10 \mu\text{g/l}$ (Roots & Nõmmsalu, 2011). Triklorometaani ehk kloroformi sisaldus heitvees ei ületanud aasta keskmist piirväärtust muus pinnavees $2,5 \mu\text{g/l}$ (Tamm, 2010; Roots & Nõmmsalu, 2011).

Rannikualad. Sillamäe rannikualalt võetud veeproovides oli kõrge ühealuseliste fenoolide sisaldus.

Tallinna lahest, BLRT Grupp AS (Balti Laevaremonditehas) territooriumiga piirnevalt rannikualalt võetud veeproovides leiti ülikõrgeid tinaorgaaniliste ühendite sisaldusi, sealjuures tributüültina sisaldus ületas sellele ainele seatud keskkonna-kvaliteedi suurima lubatud piirväärtuse $0,0015 \mu\text{g/l}$.

Tallinna lahe setetest Balti Laevaremonditehase dokkidega piirnevalt alalt tuvastati sinna akumulunud selliste tinaorgaaniliste ühendite nagu tributüültina, dibutüültina, monobutüültina jt. ülisuuri koguseid (Roots & Nõmmsalu, 2011).

HELCOM COMBINE programmi ohtlike ainete bioindikaatoriteks on valitud Läänemere avaosas kahe/kolme aastane emane räim ja rannikumere osas emane 15-20 cm pikkune ahven. Proovid kogutakse sügisel, kas augustis või septembris. Aastatel 2008-2009 viidi läbi Läänemere idaosas sõeluuring, mille käigus analüüsiti HELCOMi kaheksa ohtliku aine/ühendi (tinaorgaanilised ühendid, polübroomitud difenüüleetrid, perfluorühendid, heksaklorotsüklododekaan (HBCDD), oktüül- ja nonüülfenool, klooritud parafiinid ja endosulfaan) sisaldusi Läänemere idaosas kalades: räimes (proovis 20 kala, vanuses 2-3 aastat ja pikkusega 14-19cm) ja ahvenas (proovis 15 kala, vanuses 3+ – 4+ aastat ja pikkusega 15-20cm). Eesti rannikumere Soome lahe ida- (Sillamäe laht) ja lääneosa (Dirhami), Läänemere avaosas (Saaremaa lääneosa) ja Pärnu lahe osas olid eeltoodud seitsme prioriteetse ohtliku aine sisaldused kalades enamjaolt madalamad kui kasutatud meetodika määramispiir (LOQ- limit of quantification), samuti madalad võrreldes teistest Läänemere regioonidest analüüsitutega, välja arvatud tributüültina sisaldus kalades Soome lahe idaosas – Sillamäe laht (Lilja, jt., 2009).

Polüklooritud dibenso-p-dioksiinid (PCDD), polüklooritud dibensofuraanid (PCDF) ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifenüülid (DL-PCB). 2008. aastal koostas grupp teadlasi ülevaate dioksiinidega saastatud piirkondadest üle maailma. Loetellu kuuluvad ka dioksiinidega saastunud alad Eestile lähedal asuvates riikides, nagu Soome, Rootsi ja Venemaa (Weber, jt., 2008).

Bioota.

Põllumajandusministeeriumi initsiatiivil uuritakse dioksiinide ja dioksiini-laadsete polüklooritud bifenüülide sisaldust Eesti toiduainetes, samuti Läänemere kalades. Enamikus analüüsitud Eesti Läänemere kalades on PCDD-, PCDF- ja DL-PCB-sisaldus oluliselt väiksem kui komisjoni määruses (EÜ) nr 1881/2006 (millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes) sätestatud piirnormid ja ilmselt ei kujuta ohtu Eesti elanike tervisele (Roots, jt., 2008a, 2010, 2011a, 2011b; Simm, jt., 2006). PCDD, PCDF ja DL-PCB sisaldus Läänemere kalades (räim, ahven, koha, lest, jt.) ei ole vastuolus EL normides toodud kvaliteedi eesmärgiga – ohtlike ainete sisaldus ei tohi oluliselt suureneeda ajas. HELCOMI bioindikaatori - Eesti rannikumerest püütud ahvenate PCDD/F ja DL-PCB sisaldused jäid tunduvalt alla EL poolt kehtestatud piirväärtustele, vastavalt $0,46 \pm 0,08$ ja $0,6 \pm 0,10$ pg WHO-TEQ/g märgkaalu kohta (Roots, jt., 2008a). Seirearuanded, alates 2002 aastast, on kättesaadavad Põllumajandusministeeriumi (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>) ja tema valitsemisalas olevate allasutuste (<http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>) kodulehtedelt internetis.

Põhjasetted.

PCDD, PCDF ja DL-PCB sisaldusi on uuritud Soome lahe põhjasetetes (Anon., 2010b), kusjuures furanide sisaldused olid proovides kõrgemad dioksiinide sisaldustest. Soome lahest 2010. aasta juunis Eesti majandusvööndist kogutud sette-proovide dioksiinisisaldused langesid kokku tulemustega, mis on avaldatud teiste Läänemere autorite poolt (Verta, jt., 2007).

Vesi.

Projekti COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region) raames määrati esmakordselt Eestis ka dioksiinide sisaldused viie reoveepuhasti heitvees Soome lahte (Kõrgmaa, jt., 2011). Tulemused on esitatud tabelis 4.5.1.1.

Tabel 4.5.1.1. PCDD ja PCDF sisaldused reoveepuhastite heitvees Soome lahte (Kõrgmaa, jt., 2011).

PCDD/PCDF	CAS	Ühik	Reoveepuhasti heitvees sisaldus
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	35822-46-9	pg/l	0,1339 - 0,3486
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	67562-39-4	pg/l	0,1199 - 0,1318
OCDD	3268-87-9	pg/l	0,5838 - 4,2626
OCDF	39001-02-0	pg/l	0,2611 - 0,7774
WHO-TEQ 2005 pg/l (ülemtõke)			0,3545 - 1,1120
WHO-TEQ 2005 pg/l (vaheväärtus)			0,1772 - 0,5563
WHO-TEQ 2005 pg/l (alamtõke)			0 - 0,0062

Õhk.

HELCOMi riigid vähendasid dioksiinide emissioone ajavahemikul 1990-2009 - 42%. Samal ajal 2009.aastal võrreldes 2008.aastaga riikide emissioonid atmosfääri suurenesid -1%. Aastane dioksiinide sadenemine Läänemerre vähenes 1990-2009 aastatel -57%, kusjuures võrreldes 2008 aastaga vähenes ka dioksiinide sadenemine Läänemerre 2009.aastal -4%. 2009 aastal moodustasid summaarsed dioksiinide (PCDD/F) emissioonid HELCOMi riikides 1 447 g (I-TEQ) aastas, millest langes Poola 393 ja Venemaa 869 g (I-TEQ) arvele aastas. HELCOMi riigid põhjustasid PCDD/F sadenemise Läänemerre 2009 aastal koguses -68 g (I-TEQ), sealhulgas Soome ja Riia lahte, vastavalt 7 ja 6 g (I-TEQ), (Bartnicki, jt., 2011).

2007. aastaks oli Eestis, dioksiinide heitkogus atmosfääri, 1990. aastaga võrreldes, vähenenud 15% (Keskkonnaülevaade 2009, 2009). Samas kasvas Eestis 2008. aastal 2006. aastaga võrreldes dioksiinide heitkogus atmosfääri - 45% (tabel 4.5.1.2). See oli tingitud põletamise suurenemisest energeetikas. Dioksiinide heitkoguste vahepealne suurenemine oli põhjustatud mittetööstusliku põletamise suurenemisest 1990-ndate aastate keskpaigas ning põlemise suurenemisest töötlevas tööstuses 2003. aastal (Anon., 2011). Eeltoodu seab ohtu Eestis 2015. aastaks võetud dioksiinide heitkoguste vähendamise eesmärgi. Eesmärk 2010. aastaks on mitte ületada dioksiinide heitkoguseid 3,51 g I-TEQ ja 2015. aastaks 3,46 g I-TEQ (Keskkonnaülevaade 2009, 2009). Dioksiinide heitkogused ei ole perioodil 1990–2008 oluliselt vähenenud. 1990. aastal oli heitkogus 5,68 g I-TEQ ja 2008. aastal 5,07 g I-TEQ (Anon., 2011).

Tabel 4.5.1.2. Dioksiinide heitkogused Eestis aastatel 2004–2008 (g I-TEQ) (Anon., 2011).

Allikad	2004	2005	2006	2007	2008
Põletamine energeetikas (fossiilsel kütusel töötavad elektrijaamad jm)	0,65	0,56	0,45	1,87	2,26
Mittetööstuslik põletamine	1,55	1,78	1,32	1,64	1,70
Põletamine töötlevas tööstuses	0,8	0,67	0,79	0,93	0,6
Maanteetransport	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05
Teised liikuvad saasteallikad	0	0	0	0	0
Haigla jäätmete põlemine	0,5	0,09	0,04	0,04	0,03
Tööstusjäätmete põletamine	0,16	0,12	0,010	0,26	0,43
Kokku	3,72	3,28	2,67	4,79	5,07

Dioksiinide heitkoguste oluline suurenemine võib esile kutsuda dioksiinide ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifenüülide sisalduse tõusu ka Läänemeres (biootas ja setetes).

Eesti puhul ei saa välistada õhusaaste (PCDE, PAH, PCN, PCB, HCB, jt.) kaugülekande mõju meie rannikualadele, eelkõige Saaremaa ja Hiiumaa läänerrannikule, kuna Läänemeresel valitsevad lõuna ja edelatuuled (Jaward, jt., 2003; Gioia, jt., 2007). Mõningane probleem, nagu ka teiste Läänemere riikide puhul, on orgaaniline tina sadamate piirkondade setetes (Roots & Nõmmsalu, 2011).

4.5.2. Mittesünteesiliste ainete ja ühendite juhtimine merre, O.Roots

Raskmetallide reostuskoormuste hindamine (Anon., 2009) toimus HELCOM Pollution Load Compilation – PLC-Water raames ja teostati 2008. a. mõõtmisaasta riiklike seireprogrammide andmete alusel. HELCOMi prioriteetsete ühendite nimekirjas on raskmetallidest elavhõbe ja selle ühendid ning kaadmium ja selle ühendid. Eestist 2008. aastal, Läänemerre juhitud raskmetallide reostuskoormus, esitatud jõgede koormuse, tööstusettevõtete ja munitsipaal-ettevõtete koormusena ja nende summana on esitatud tabelis 4.5.2.1. Narva jõe osas on arvestatud ainult Eesti poolset reostuskoormust.

Tabel 4.5.2.1. Eestis Läänemerre juhitud raskmetallide koormus (tonni/aastas) (Anon., 2009).

Raskmetall	Jõed	Tööstus- ettevõtted	Munitsipaal- ettevõtted	Kokku
Vask (Cu)	83,8	0	0,097	83,9
Kaadmium (Cd)	0,024	0	0	0,024
Plii (Pb)	5,09	0	0	5,09
Tsink (Zn)	15,1	0,0113	0,16	15,3
Elavhõbe (Hg)	0	0	0	0

Eraldi on välja toodud Läänemerre juhitud koormused alambasseinide kaupa (Tabel 4.5.2.2).

Tabel 4.5.2.2. Raskmetallide 2008. aasta reostuskoormused (tonni/aastas) alambasseinide kaupa (Anon., 2009).

Raskmetall	Soome laht	Liivi Laht	Läänemere avaosa	Kokku
Vask (Cu)	42,3	41,5	0	83,8
Kaadmium (Cd)	0,024	0	0	0,024
Plii (Pb)	5,09	0	0	5,09
Tsink (Zn)	12,1	3,01	0	15,1
Elavhõbe (Hg)	0	0	0	0

Õhk.

HELCOMi riigid vähendasid raskmetallide Pb, Cd ja Hg emissioone ajavahemikul 1990-2009, vastavalt 87, 49 ja 53% ja sadenemine merre vähenes samal perioodil, vastavalt 72, 48 ja 23%. 2009 aastal võrreldes 2008.aastaga riikide aastased raskmetallide emissioonid atmosfääri vähenesid ainult Pb puhul 7%, kuid suurenesid Cd ja Hg puhul, vastavalt 3,4 ja 4% (Bartnicki, jt., 2011). Eesti osa 2009.aasta HELCOMi riikide raskmetallide Pb, Cd ja Hg emissioonidest moodustasid vastavalt 2,6, 0,5 ja 1 %.

Keskkonnaministeeriumi poolt 2010. aastal tellitud uuringus: „Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks prioriteetsete ainete inventuur ning seirekorralduse analüüs“ uuriti 19 veeseirejaamas (neist 18 pinnaveekogumit) kokku 52 ohtliku aine olemasolu. Üle määramispiiri leiti üksikutes uuringukohtades kaadmiumi, niklit ja tina. Nikli sisaldus ületas piirväärtust Kroodi ojas ja Narva ning Kunda lahe rannikuvees. Kaadmiumi aasta keskmine piirväärtus oli ületatud Kuusiku jões (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. Samas olid mõnede raskmetallide sisaldused siiski väga kõrged, kuigi jäid kehtestatud piirväärtustest allapoole. Järgnevalt on välja toodud reoveepuhastid, milliste heitvees leiti kõrgeimad erinevate raskmetallide sisaldused (sulgudes on toodud piirväärtused). Esimeses proovivõturingis leiti kõrgeimad arseeni – 0,9 µg/l (200 µg/l), plii – 6,2 µg/l (500 µg/l), nikli – 9,6 µg/l (1000 µg/l) ja tsingi – 35 µg/l (2000 µg/l) sisaldused Tallinna reoveepuhasti heitveest. Vase – 58 µg/l (2000 µg/l) ja kroomi – 12,5 µg/l (100 µg/l) kõrged sisaldused analüüsiti Keila reoveepuhasti heitveest. Teises proovivõturingis analüüsiti kõrgeimad arseeni – 5,3 µg/l, plii – 1,2 µg/l, nikli – 6,7 µg/l, tsingi – 33,9 µg/l ja vase – 59,4 µg/l sisaldused Kohtla-Järve reoveepuhasti heitveest ning kroomi – 16,3 µg/l sisaldus Keila

reoveepuhasti heitveest. Elavhõbeda sisaldused kõigis heitveeproovides jäid alla määramispiiri (0,05 µg/l)(Roots & Nõmmsalu, 2011).

Reoveesetete reostuse hindamisel sai kasutada ka keskkonnaministri 30. detsembri 2002. a määrust nr 78 “Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded”, mis reguleerib reoveesette kasutamist, et vältida selle kahjulikku mõju pinna- ja põhjaveele, mullale, taimedele, loomadele ja inimeste tervisele. Määrusega on kehtestatud piirväärtused seitsmele raskmetallile. Kõikide sõeluuringusse hõlmatud reoveepuhastite reoveesetest leiti kõrgeid raskmetallide sisaldusi. Kroomi sisaldus kahe reoveepuhasti reoveesettes – esimeses proovivõturingis Keila RP (1155 mg/kg k.a.) ja teises proovivõturingis Keila RP (3902 mg/kg k.a.) ja Narva RP (1221 mg/kg k.a.) – ületas näiteks selle raskmetalli sisaldusele seatud piirväärtust põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutatava sette puhul, mis on 1000 mg/kg k.a. teiste raskmetallide sisaldused reoveesettes jäid allapoole keskkonnaministri määrusega kehtestatud piirväärtust. Vastavad piirväärtused teistele raskmetallidele: Cd 20 mg/kg k.a., Cu 1000 mg/kg k.a., Pb 750 mg/kg k.a., Zn 2500 mg/kg k.a. ja Hg 16 mg/kg k.a. Alljärgnevalt on välja toodud uuringu tulemusena saadud raskmetallide sisaldused reoveesetetes ja sulgudes reoveepuhasti, mille puhul leiti selle raskmetalli sisalduse kõrgeim väärtus reoveesettes: Cr : 18,8 - 3902 mg/kg k.a. (kõrgeim Keila RP); Zn: 194 - 745 mg/kg k.a. (kõrgeim Pärnu RP); Cu: 64,5 - 499 mg/kg k.a. (kõrgeim Kuressaare RP); Ni: 8 - 164 mg/kg k.a. (kõrgeim Tartu RP); Pb: 10,2 - 39 mg/kg k.a. (kõrgeim Narva RP); As: 2,5 - 9,3 mg/kg k.a. (kõrgeim Kohtla-Järve RP); Cd : 1,0 - 5,7 mg/kg k.a. (kõrgeim Narva RP) ja Hg: 0,28 - 5,74 mg/kg k.a. (kõrgeim Narva RP)(Roots & Nõmmsalu, 2011).

4.5.3. Radionukliidide juhtimine merre, E. Realo

Looduskeskkond sisaldab radioaktiivseid aineid, mis osalevad suuremal või vähemal määral pidevalt toimivas aineringsüsteemis ja annavad oma panuse inimese kiirgusdoosi tekitamiseks. Erandiks pole ka meri, kus radioaktiivsed ained sisalduvad nii vees, põhjasetetes kui biotas. Seejuures moodustavad looduslikud radioaktiivsed ained radioaktiivsuse põhiosa, millele on lisandunud alates 20. sajandi teisest poolest hoogustunud tuumategevustest vabanenud tehislised.

Looduslikku radioaktiivsust põhjustavad peamiselt Maa tekke aegadest pärinevad pika poolestusajaga radioaktiivsed read ning mõned üksikradionukliidid, nt, ^{40}K , ^{87}Rb jt. Maa vanuse suurusjärgus poolestusajaga emanukliididest ^{235}U (poolestusaeg 0,7 miljardit aastat), ^{238}U (4,5 miljardit aastat) ja ^{232}Th (14 miljardit aastat) tekib radioaktiivse lagunemise tulemusel terve rida radioaktiivseid tütar nukliide. Viimastest olulisimad on sellised erinevate keemiliste, füüsikaliste jm omadustega elementide isotoobid nagu ^{226}Ra (1600 a), ^{222}Rn (3,8 d), ^{210}Pb (23 a), ^{210}Po (138 d). Lisaks toodab suure energiaga kosmilise kiirguse vastastikmõju Maa atmosfääri aatomitega pidevalt juurde suhteliselt lühiealisi radioaktiivseid aineid – kosmogeenseid radionukliide, millest peamised on nn radiosüsinik ^{14}C (5730 a), tritium ^3H (12 a), ^7Be (53 d), ^{22}Na (2,6 a). Looduslike radioaktiivsete ainete ringlust ja sisaldust keskkonnas mõjustab ka inimtegevus: energiatootmine, maavarade kaevandamine, nafta ja gaasitootmine, metallurgia, materjalide töötlemine vallandab keskkonda maapõues ja maakides peidus olnud looduslikke radioaktiivseid aineid.

Tehislike radioaktiivsete ainete vabanemine keskkonda seondub inimtegevustega tuumaenergia sõjalisel ja rahumeelsel rakendamisel. Tuumarelva katsetused atmosfääris ja reaktoriavariid on paisanud keskkonda suurtes kogustes erinevaid tehislikke radionukliide. Neile lisanduvad pidevalt tuumkütuse tsükli rajatiste, sh töötavate tuumaelektrijaamade, väikesed ja ajas järjest vähenenud radioaktiivsed heitmed õhku ja vette. Väärrib märkimist, et tuumaenergia rakendused on suurendanud lisaks ka looduslikku ^3H ja ^{14}C sisaldust. Peamised keskkonna radioaktiivsuse ja inimese tervise seisukohast doositekitajana olulised tehislikud radionukliidid on maapinnale ja vette sadenenud tuumalõhustusproduktid ^{90}Sr (29 a) ja ^{137}Cs (30 a), mis käituvad keskkonnas vastavalt kaltsiumi ja kaaliumi analoogidena, püsivad seal kaua, kanduvad edasi toiduahelatesse ja annavad oma panuse inimese sisekiiritusse. Peamiselt akadeemilist huvi on pakkunud veel ^{239}Pu (24110 a), ^{240}Pu (6563 a), ^{99}Tc (213000 a), ^{129}I (1570000 a) levik ja levi merekeskkonnas (UNSCEAR 2008; IAEA 2004).

Läänemere radioaktiivsust, radionukliidide levikut ja levi ning tekitatavaid kiirgusdoose elanikele on riigiti ja eriti rahvusvahelises koostöös küllaltki põhjalikult uuritud, (nt Ehdwall, H., et al. 1994; Nielsen, S. P., et al. 1999; Ilus, E., et al. 2007; Nielsen, S. P., et al. 2010), samuti toimub asjakohane pidev riiklik seire. Oma panuse sellesse on paljude aastate kestel andnud ka Eesti, esmajoones Keskkonnaameti kiirgusosakonna (varem – Kiirguskeskus), vastava ala asjatundjad.

Läänemere radioaktiivsuse seisukohalt olulised inimtegevustest põhjustatud allikad võib jagada asukoha järgi tinglikult kaheks rühmaks (Lüning, M., Ilus, E. & Herrmann, J. 2009):

1. Läänemere valgalas asuvate rajatiste radioaktiivsed heitmed:
 - a. tuumarajatised (tuumaelektrijaamad, katsereaktorid, radioaktiivsete jäätmete käitlemine, tuumkütuse käitlemine),
 - b. looduslike radioaktiivsete materjalidega (nn NORM) tegelevad mitte-tuumarajatised (fossiilkütust kasutavad energiaseadmed, metallurgia, nioobiumi ja tantaali, haruldaste muldmetallide, Zr, fosfaatide, tsemendi ja titaanoksiidi tootmine, nafta- ja gaasitootmine, paberitootmine, veepuhustusjaamad) (European Commission 2003),
 - c. radionukliide kasutavad meditsiinasutused, laborid, uurimisasutused.
2. Radioaktiivsete ainete kauglevi väljaspool paiknevatest allikatest:
 - a. tuumarelva katsetused atmosfääris (vahemikus 1945-1980),
 - b. Tšernobõli tuumareaktori avarii (1986),
 - c. tuumkütuse ümbertöötlemine (ümbertöötlemisrajatiste heitmed merre ja nende siire Läänemerre),
 - d. radioaktiivsete jäätmete matmine merre.

Kõrgenenud huvi Läänemere radioaktiivsuse ja selle mõjude uurimise vastu on igati põhjendatud, sest 1986. a. Tšernobõli tuumajaama 4. reaktori avarii (2b) vabanenud radioaktiivsuse atmosfäärne kauglevi ja sadenemine vette muutsid selle maailma tehisnukliididega enimsaastunud mereks. Läänemerele sadenes erinevatel hinnangutel kokku 4,1 – 5,1 PBq (1 PBq

= 10^{15} Bq) ^{137}Cs (Lüning, M., Ilus, E. & Herrmann, J. 2009), ehk ca 6 % selle radionukliidi avarii käigus keskkonda paiskunud kogusest (85 PBq). Jõgede sissevool pärast 1986. a. kandis nende saastunud valgalalt merre 6-7 %, ehk ca 0,3 PBq (Mattila, J. & Ilus, E. 2009). Geograafiliselt oli sadenemine äärmiselt ebahühtlane, kusjuures enimsaastunud mereala piirkondadeks muutusid Botnia meri ja Soome lahe idaosa (vt, Lisa. Joon. 1). Selline geograafiline jaotus on üldjoontes säilinud sajandivahetuseni (vt, Lisa. Joon. 2).

Atmosfäärseid tuumakatsetusi korraldasid tuumariigid, peamiselt USA ja end. NSVL, ajavahemikul 1945 – 1980 ja eriti intensiivselt aastatel 1952-1958 ja 1961-1962. Nende käigus lõhatud 502 tuumapommi koguvõimsusega 434 Mt TNT vallandasid atmosfääri ja põhjustasid peamiselt Põhjapoolkeral regionaalse ja globaalse maa- ja merepinna saastumise suure koguse tehislise radionukliididega (UNSCEAR 2008). Põhjapoolkerale sadenes kokku radioloogiliselt olulistest radionukliididest 474 PBq ^{90}Sr ja 607 PBq ^{137}Cs , sellest põhiosa 30° N ja 60° N laiuskraadi vahel.

Tšernobõli tuumareaktori avarii on Läänemere tehisnukliidide ülekaalukalt domineeriv allikas ja ületab järgmise - atmosfäärsete tuumakatsetuste (2a) tekitatud ^{137}Cs sadenemise koguse 0,8 PBq (1998. a. arvestuses) enam kui kuuekordselt. Tõsi küll, viimasel juhul lisandus veel arvestatav kogus 0,5 PBq ^{90}Sr (Lüning, M., Ilus, E. & Herrmann, J. 2009), mis oligi selle radionukliidi põhiallikas Läänemeres.

Läänemere äärsete riikide tuumarajatiste (9 tuumaelektrijaama, millest praeguseks on 2 jaama suletud, mõned katsereaktorid, radioaktiivsete jäätmete rajatised) emissioonis merre domineerib tritium ^3H (3,2 PBq) väheste betakiirgavate radionukliidide lisandiga (0,024 PBq) (Lüning, M., Ilus, E. & Herrmann, J. 2009). Igal juhul pole nende rajatiste mõju Läänemere radioaktiivsusele senise avariideta töötamise jätkumisel radioloogiliselt oluline. Uuringute alusel on viimastel kümnenditel silmatorkavalt vähenenud ka Sellafieldi ja La Hague tuumkütuse ümbertöötlemisrajatiste radioaktiivsed heitmed vette ja nende siire Taani väinade kaudu Läänemerele. Ka see panus mere radioaktiivsusesse on tänapäeval marginaalne.

Huvi radioökoloogiliste uuringute vastu on lisaks stimuleeritud Läänemere mitmete unikaalsete iseärasuste tõttu, nt suhteliselt madal soolsus, väikese intensiivsusega veevahetus ookeaniga, piiratud veevahetus mere süvabasseinide vahel, suhteliselt tugev inimtegevuse mõju jm. Pärast 1986. a. on ^{90}Sr ja ^{137}Cs kontsentratsioon merevees (vt, Lisa. Joon. 3) ja kalades süstemaatiliselt vähenenud (Kanisch, G. & Nielsen, S. 2009) radioaktiivse lagunemise, areaalse segunemise, põhjasetetesse sidumise, Põhjamerega veevahetuse jm tõttu.

4.5.4. Mõjud, E. Realo

Mere suurenenud radioaktiivsuse mõjud realiseeruvad suurenenud ioniseeriva kiirguse tekitatud doosides elanikkonnale mitmete erinevate kiiritusradade kaudu. Nt, kalade, krabide jm tarvitamine toiduks, väliskiiritus ujumisel meres, pihustatud vee sissehingamine, meretaimed kasutamine väetisena jm.

Tehislike radioaktiivsete ainete elanikele tekitatud kiirgusdoosis annab suurima panuse (94 %) kiiritusrada "meri"- "kala"- "inimene", so merekalade söömine toiduks (Nielsen, S. P., et al. 1999). Hinnangute alusel oli 1986. a. see doosikomponent maksimaalselt 0,014 mSv/a, mis võrdus praktiliselt kalalihhas sisalduva loodusliku ^{210}Po igal aastal tekitatava doosiga (Kanisch, G. & Nielsen, S. 2009). Samas on tehislike radionukliidide doosikomponent vähenenud iga aastaga, aga loodusliku ^{210}Po oma mitte. Võrreldes 0,014 mSv/a kõikidest looduslikest ja tehislisest allikatest tekitatud aastase efektiivdoosiga, mis Läänemere ümbruse elanikel varieerub piirides 3 – 5 mSv/a (UNSCEAR 2000), siis järeldus on vaieldamatu: isegi tehisnukliididest enimsaastunud Läänemeri võib põhjustada elanike tervisele ainult minimaalseid kiirgusriske, kui üldse.

Eestis pole töötavaid tuumarajatisi, seega puudub ka tehislike radionukliidide emissioon. Pakri poolsaarel kuni 1989. a. töötanud end. NSVL allveelaevnike õppekeskuse kahe tuumareaktori võimalike tehisradionukliidide emissioonide kohta merre tol perioodil andmeid pole. Reaktorite väikest võimsust ja ehituslikke iseärasusi arvestades võib neid minimaalseks pidada. 1995. a. Paldiski objekti vedeljäätmete töötlemise käigus juhiti Paldiski lahte 760 m³ heitmeid, milles sisaldus 54 GBq ^3H , 0,3 GBq ^{90}Sr , 0,015 GBq ^{137}Cs ja 2 MBq ^{60}Co (Ilus, E. & Ilus T. 2000). Tehislikud tahked radioaktiivsed jäätmed on vaheladustatud Paldiskis (AS ALARA). Kiirgusohutushinnangud, mis vaheladustusrajatise jaoks on tehtud, peavad stsenaariume, milles radionukliidid olulises koguses võiksid merre sattuda, ülimalt vähetõenäoliseks ja ei ole seetõttu neid detailselt hinnanud.

Seoses Sillamäel uraani- ja hiljem haruldaste muldmetallide, niobiumi ja tantaali tootmisel AS Silmetis tekkinud NORM-jäätmete mere-äärse tootmisjääkide ladustuspaiga remedieerimisprojektiga viidi rahvusvahelises koostöös Rootsi Kiirgusohutuse Instituudi SSI eestvedamisel 1993-1994 ellu selle rajatise keskkonnamõju, sh kiirgusmõju Soome lahele, põhjalik hindamine (Ehdwall, H., et al. 1994). Suure NORM radionukliidide inventuuri (U, Th, ^{226}Ra) ja halvasti ehitatud ladustuspaigast läbivoolavas ja merre laskuvas vees sisalduva keemilise ja radioaktiivse materjali tõttu peeti seda rajatist oluliseks keskkonna saastajaks ja kiirgusdoosi tekitajaks. Nimetatud aruandest pärinevad ka esimesed (?) usaldatavad andmed Eesti rannalähedase mere radioaktiivsuse kohta: määrati looduslike radionukliidide aktiivsuse kontsentratsioonid merevees ja põhjasetetes. NORM väljavoolu mõju avastati ainult ladustuspaiga vahetus läheduses merevees, kus ladustuspaigast pärineva U sisaldus oli piirides 0,028 mg/l kuni 0,190 mg/l, ja kaldalähedastes põhjasetetes, kus ^{238}U ja ^{226}Ra aktiivsuse

kontsentratsioonid küündisid 470 Bq/kg. Kõikides muudes merevee ja põhjasetete proovides olid nii looduslike kui tehislake radionukliidide tasemed Läänemere muudele aladele tüüpilistes piirides. Hinnati, et Narva lahte voolab ladustuspaigast aastas 6,56 GBq ^{234}U , 6,2 GBq ^{238}U , 0,047 GBq ^{210}Pb ja samapalju ^{226}Ra . Väljavoolava radioaktiivsuse andmeid ja asjakohast plokkmudelit kasutades tehtud kiirgusmõju analüüs kinnitas, et NORM emissioonidest Soome lahte põhjustatud elaniku 50 a. oodatav efektiivdoos ei ületa 0,001 mSv ja kollektiivdoos 1 inimSv. Seega kiirgusmõju elanikele võis pidada tühiseks, mitte aga keemilise saaste mõju. Projekt käivitus ja ladustuspaiga remedieerimine lõppes 2008. a., millega NORM väljavool merre paljukordselt vähenes.

Kahjuks pole praeguseks piisavalt samaväärseid uurimisandmeid ja hinnanguid NORM radionukliidide sisendite kohta muudest 1b allikatest Läänemere ega nende tekitatud kiirgusmõjude, so pädevate kiirgusdoosikomponentide, kohta. See valdkond vajab kindlasti edasisi uurimistöid. Suuri allikaid, millest NORM õhu või vee kaudu Läänemere satub/võib sattuda on mitmeid, nagu Narva jt elektriijaamad, põlevkivikaevandused, põlevkivikeemia-rajatised, veepuhastusjaamad jt.

Tähelepanu tuleb juhtida loodusliku radionukliidi ^{210}Pb (23 a) ja selle tütar nukliidi ^{210}Po uurimise tähtsusele mere radioaktiivsuses ja olulisusele mereproduktide söömisest (sissevõtust) põhjustatud kiirgusmõjus inimesele. Põhjuseks asjaolu, et mõlemat radionukliidi iseloomustab väga kõrge bioakumulatsiooni faktor (BCF) paljudel merefloora ja -fauna liikidel ning lisaks väga suur sissevõtu doosikoefitsient (Sv/Bq). Nende kogus õhus sõltub looduslikult maapinnast emiteerunud radoonist ^{222}Rn , mis on ^{210}Pb emanukliid, selle levist ja radioaktiivsest lagunemisest atmosfääris. Atmosfäärne sadenemine on merevee oluline $^{210}\text{Pb}/\text{Po}$ allikas, millele lisandub vees sisalduva $^{226}\text{Ra} \rightarrow ^{222}\text{Rn}$ radioaktiivsest lagunemisest *in situ* tekkinud komponent. Inimtegevus kütuste põletamisel energiatootmiseks, kuid ka metsapõlengud jm, on nende lisaallikaks õhus. $^{210}\text{Pb}/\text{Po}$ mõju edasise selgitamise eelduseks merekeskkonnale on asjaolu, et rida uuringutulemusi ^{210}Pb jm looduslike radionukliidide sisalduse kohta Eesti pinnases ja õhus (Realo, K., Koch, R., Lust, M., Uljas A. & Realo, E. 2004; Realo, K. & Realo, E. 2005), aga ka põlevkivis ja põlevkivituhas (Realo, E., Realo, K. & Jõgi, J. 1996), on praeguseks olemas. Radionukliidide sisaldusi ja nende jaotusi on uuritud ka Eesti rannaliivades (Koch, R. 2006).

4.5.5. Muudest EL-i nõuetest tulenev seisundi hindamine, E. Realo

Mere radioaktiivsuse seire kohustus tuleneb EL-i ühest alusdokumendist, Euroopa aatomienergiaühenduse (EURATOM) asutamislepingust (EURATOM 2010), millega Eesti ühines 2004. a. Asutamislepingu artiklid 35 ja 36 sätestavad vastavalt: ” Iga liikmesriik loob vajalikud vahendid õhu, vee ja pinnase radioaktiivsustaseme pidevseireks ja põhistandardite järgimiseks.” ja ” Asjaomased asutused edastavad perioodiliselt komisjonile teavet artiklis 35 nimetatud kontrollide kohta, et komisjon oleks teadlik elanikkonnale mõjuva radioaktiivsuse tasemest.”

EL-i liikmesriikides on keskkonna kiirgusseires rakendatud ühtne meetodika, mis on kirjeldatud Euroopa Komisjoni soovitusel 2000/473/Euratom 8. juunist 2000. Lisaks on kiirgusseire alusdokumentideks kiirgusseadus, keskkonnaseire seadus, EN direktiiv 96/29/EURATOM, EN direktiiv 87/600/EURATOM, HELCOM soovitus nr 18/1.

Kuna Eesti osaleb HELCOM-i mereseire programmis, siis on radioaktiivsuse seiresse integreeritud ka merekeskkond.

Arvestades Eesti väikest pindala ning looduskeskkonna radioaktiivse saastumise võimalikkust mõnes naaberriigis toimuva kiirgushädaolukorra (nt tuumreaktori avari) tagajärjel, käsitletakse seireprogrammis Eestit ühe geograafilise regioonina. Seirejaamade võrk on üles ehitatud hõrevõrgu põhimõttel, kusjuures keskkonnaproovide radioaktiivsuse analüüsil kasutatakse kaasaegseid kõrgtundlikke meetodeid. Keskkonnaameti kiirgusosakond on artikkel 36 mõttes asjaomaseks asutuseks ja teostab muuhulgas perioodilist radioaktiivsuse seiret merevees, meretaimedes, merekalades ja merre suubuvate jõgede vees. Vastavalt EURATOMi soovitustele teostatakse peamiselt tehislake radionukliidide ^{90}Sr ja ^{137}Cs seiret.

Seirearuanne koostatakse igal aastal ja tekstid alates 1997. a. on kättesaadavad Keskkonnaameti kiirgusosakonna kodulehel (Keskkonnaameti kiirgusosakond 2011).

Merevee radioaktiivsuse analüüsi tulemused Eesti seirejaamades varieeruvad aastati, kuid on täheldatav ilmne ^{137}Cs aktiivsuse kontsentratsiooni vähenemise trend keskmise poolestusajaga ca 10 a (vt, Lisa. Joon. 4). Samasugune ajaline trend on jälgitav ka kalade (räim) ja vetikate ^{137}Cs sisalduses. ^{137}Cs aktiivsuse kontsentratsioon kalades oli 2010. a. piirides 3,5 – 4,7 Bq/kg (Keskkonnaameti kiirgusosakond 2011). 15 kg sellise kala söömisest aastas saadav doos ei ületa 0,001 mSv.

^{137}Cs aktiivsuse kontsentratsioon Eesti suuremate jõgede vees jääb allapoole gammaspektromeetrilise analüüsimeetodi tundlikkuse läve (ca 0,004 Bq/l). Viimane on enam kui kaks suurusjärku väiksem Euroopa komisjoni soovituslikust teavitamistasemest 1 Bq/l. Kuna Tšernobõli avari tagajärjel sadenes Eesti maismaale ja jõgede valgalale suhteliselt vähe ^{137}Cs (Realo, E., Jõgi, J., Koch, R. & Realo, K. 1995), siis on selline tulemus kõigiti oodatav. Arvestades jõgede aastakeskmisi vooluhulki, ei saa ^{137}Cs merre kanduda rohkem kui 50 GBq/a.

Ehkki Tšernobõli tuumajaama avari (1986) muutis Läänemere maailma tehislake radioaktiivsete ainetege enimsaastunud mereks, saastus Eesti merealal merevesi ja biota siiski nõrgalt. Lisandunud kiirgusdoosid elanikele moodustavad murdosa loodusfooni tekitatud aastadoosidest. Järgnevatel aastakümnetel on mere üldine seisund paranenud, sest lisaks radioaktiivsele lagunemisele ja radioaktiivse aine ümberjaotumisele, on oluliselt vähenenud ka nende ainete sissevoolud Läänemere muudest allikatest, sh tuumarajatistest. Pidevseire andmetel avaldub selgelt merevee ja biota tehislake radioaktiivsete ainete sisalduse ning hinnangutest saadud elanike kiirgusdooside vähenemise trend.

4.6. Ainete süstemaatiline ja/või tahtlik keskkonda viimine

4.6.1. Tahked ained, H. Ojaveer

Tahkete ainete süstemaatilise keskkonda viimise juures tuleb arvestada vähemalt kolme erinevat inimtegevuse valdkonda. Käesolevas peatükis käsitletakse kolme erinevat tüüpi/päritolu aineid: prügi ja ehitusmaterjali merekeskkonda viimine ning meresetete süstemaatiline ümberpaigutamine.

Kuigi laevadelt prügi väljutamine merre ei ole lubatud, võib toiduainete jääke heita merre kaugemal kui 12 meremiili lähimast maismaa osast. See on sätestatud **Rahvusvahelise merendusorganisatsiooni (IMO) laevareostuse ennetamise rahvusvahelises konventsioonis** (*International Convention for the Prevention of Pollution by Ships*; MARPOL 73/78). Konventsioon võeti vastu 1973. aastal ja seda täiendati protokolliga 1978. aastal. Eesti liitus 1992. aastal MARPOL 73/78 konventsiooni ja selle lisadega I-V ja aastal 2007. Teadaolevalt ei ole publitseeritud andmeid vastavate heitmete täpsemast iseloomust ja mahtudest ei Eesti ega ka Läänemere kohta.

Teine oluline ja mõõtnetelt ning mõjult palju mastaapsem on sadamarajatiste ja energiakandjatega seonduv. Rannikul toimuv sadamarajatiste arendustegevus hõlmab nii laevakanali süvendamise ja laiendamise kui ka kaide rajamise ja laiendamisega seonduva tegevuse. Merepõhja süvendamisel saadav materjal (erinevad sette tüübid nagu nt. muda ja liiv) kaadatakse merre teise kohta tagasi, kusjuures sellega võivad olla seotud mitmed setetes ladestunud toksilised ained (nt. raskemetallid). Lisaks, rajatava kai alune territoorium täidetakse sobiva ehitusmaterjaliga. Sõltuvalt planeeritavate tööde mahtudest võib ammutatava pinnase maht väiksemate sadamate puhul olla alates mõnest tuhandest kuupmeetrist (Kuressaare laevatee süvendamine ja kai ehitamine; Järvik 2008) kuni mitme miljoni kuupmeetriini ning hõlmates pea-aegu 100 ha mereala (Muuga sadama idaosa laiendamine; AS Tallmac 2006). Süvendus- ja ehitustööde ajal kaasneb müra. Lisaks, heljumi tekkimise tõenäosus süvendustööde läbiviimisel on kõrge ja mõju kestab vähemalt kogu süvendamise aja. Heljumist põhjustatud mõju võib olla ajas pöörduv, sest süvendusel veekihti paisatud heljum kantakse enamuses tuulte ja hoovustega piirkonnast eemale ning hiljem heljum settub (Siplegas et al. 2011).

Viimasel ajal on intensiivistunud mitmete energiakandjate (kaablite, torude) ja/või energiatootjate (tuulikud) paigutamine merre, millega kaasneva ehitustegevuse käigus võidakse põhjaseteid ümber paigutada ning energiakandjate alust täita selleks sobiva ehitusmaterjaliga. Sõltuvalt energiakandjast võib see tegevus toimuda nii rannikumeres kui ka sügavamal avameres. Rannikumeres on näiteks meretuulepargid, mida planeeritakse muuhulgas Põhja-Eesti rannikumerre Neugrundi madalale (pindala ca. 12 km²) ja Loode-Eesti rannikumerre (kogupindalaga üle 200 km²). Tuulikute paigutamiseks merre tuleb sinna eelnevalt rajada vundament. Üldiselt eristatakse kolme vundamendi tüüpi: betoonist täisvundament, terasest vaihk toruvundament ning terasest kolmjalg. Täisvundamendi puhul (pindala 175 m² ja mass 1000 tonni) toimuvad ulatuslikud ehitustööd: mudakihi eemaldamine ja merepõhja silumine. Lisaks on

sõltumata vundamendi tüübist vajalik ka elektrikaabel merepõhja paigaldada. Selle käigus toimuvad meresetete ümberpaigutamised (Hendrikson & KO 2011). Sõltuvalt lõplikust valikust on võimalik, et Loode-Eesti rannikumerre paigaldatakse üle 200 tuuliku, kokku kolmele (Neupokojevi, Vinkovi ja Apollo) madalale. See kõik eeldab olulist mõju piirkonnale ning võimalik, et ka olulisel määral meresetete ümberpaigutamist ja betooni kasutamist vundamendi ehitamisel (Järvik 2011).

4.6.2. Vedelas olekus ained

MSRD lisa III tabel 2 soovib analüüsida eraldi survetegurina vedelas olekus ainete keskkonda viimise mõju ja ulatust. Ekspertgrupil ei õnnestunud tuvastada andmestikku või eelnevaid uuringuid, mis käsitleksid seda survetegurit Eesti mereala jaoks isesesisvalt. Heitvete ja sellega seotud toitainete ja ohtlike ainete teema on kirjeldatud eraldi peatükkides.

4.6.3. Gaasilises olekus ained,

MSRD lisa III tabel 2 soovib analüüsida eraldi survetegurina gaasilises olekus ainete keskkonda viimise mõju ja ulatust. Ekspertgrupil ei õnnestunud tuvastada andmestikku või eelnevaid uuringuid, mis käsitleksid seda survetegurit Eesti mereala jaoks isesesisvalt. Vastava vajaduse ilmnemisel oleks edaspidi soovitatav vastav uuring läbi viia.

4.7. Merevee rikastumine toitainetega ja orgaaniliste ainetega, J. Kotta, G. Martin

Merevee rikastumine toitainetega ja orgaaniliste ainetega on üks kõige laiemalt levinud inimtegevuse tagajärg, mis mõjutab tänapäeva meresid. Probleemi tähtsus tõusis järsult 20. sajandil, mil inimtegevus suurendas paljudes piirkondades oluliselt selliste looduslike ainete kontsentratsiooni. Veekogude rikastamine toitainete ja orgaanilise ainega toob enesega kaasa märgatavaid (tihti pöördumatuid) tõsised tagajärgi.

Lämmastiku- ja fosforiühendid ehk biogeenid on taimekasvu limiteerivad toitained. Nende lisandumisel veekogusse kas orgaanilisel või anorgaanilisel kujul suureneb veekogu primaarproduksioon, mis omakorda põhjustab rohkema orgaanilise aine settimist. Koos toitainete ning orgaanilise aine lisandumisega muutuvad oluliselt taimestik ja loomastiku koosseis. Kõiki neid toitainete lisandumisega seotud muutusi kutsutakse veekogu eutrofeerumiseks.

Arenenud tööstus- ja põllumajandusmaade vahel asetsev Läänemeri on üks suurima reostuskoormusega meresid. Läänemerre satub toitaineid ja orgaanilisi aineid paljudest kohalikest allikatest ning sellele lisandub hajureostus. Piiratud veevahetus maailmamerega põhjustab selliste ühendite kuhjumist Läänemeres. Alates 1970-ndatest aastatest on merevee rikastumine toitainete ja orgaaniliste ainetega üha suurenev probleem. Tänu madalale soolsusele on Läänemeres reostuse mõju elustikule tihti tugevam kui teistes meredes. Ka on sinne elustik liigivaene ja seetõttu on ökosüsteemi kergem tasakaalust välja viia.

Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030 (<http://www.keskkonnainfo.ee/failid/viited/strateegia30.pdf>) loeb merevee rikastumise toitainete ja orgaaniliste ainega üheks peamiseks probleemiks, mis põhjustab Eesti rannikuvee eutrofeerumist ja ebasoovitavat rannikuvee seisundit. Rannikuvee hea seisundi saavutamiseks ja säilitamiseks on vajalik vähendada majandustegevuse tagajärjel merre sattuvate toitainete ja orgaaniliste ainete hulka, mis võivad põhjustada rannikuvee ökoloogilise seisundi halvenemist, tagada merre lastava reovee piisav puhastamine, tagada laevadel tekkivate jäätmete (sh fekaalvee) kogumine sadamates ning tagada kehtestatud piirangute range täitmine.

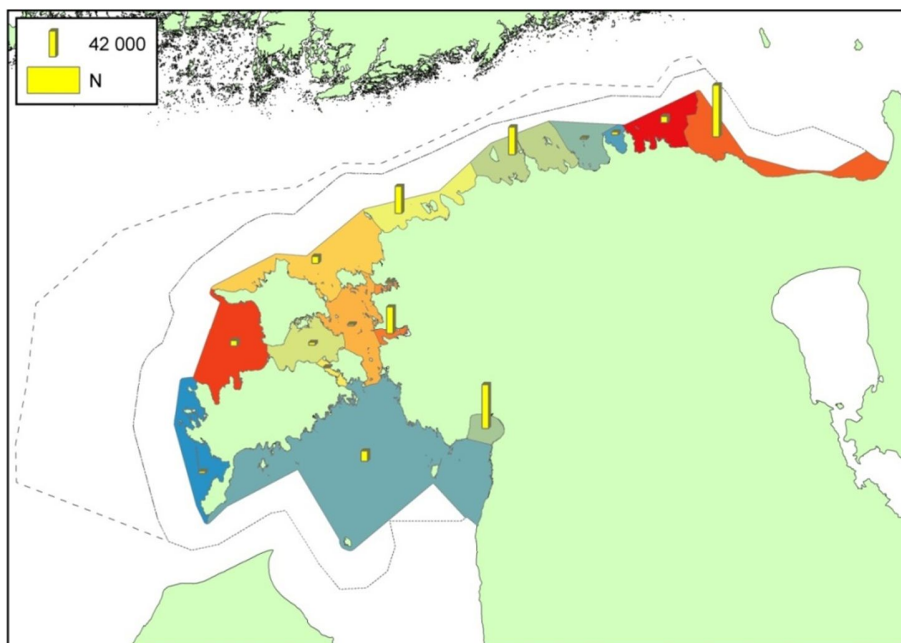
4.7.1. Väetiste ja muude lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmed, J. Kotta, G. Martin

Lämmastiku ja fosforühendid satuvad merevette mitmeti. Väga suur osa toitelementidest satub merre jõgede kaudu, osade veekogumite jaoks on aga olulised punktreostusallikad (sh. suuremate linnade heitvesi). Lisaks sellistele otsestele koormusallikatele satub toitaineid meie merealale naaberriikide kaudu hoovuste abil (sh. Soome lahe idaossa suubuva Neeva jõe, Läänemere avaosast tuleva hajureostuse tõttu). Väiksem osa toitainetest jõuab merre atmosfääri kaudu.

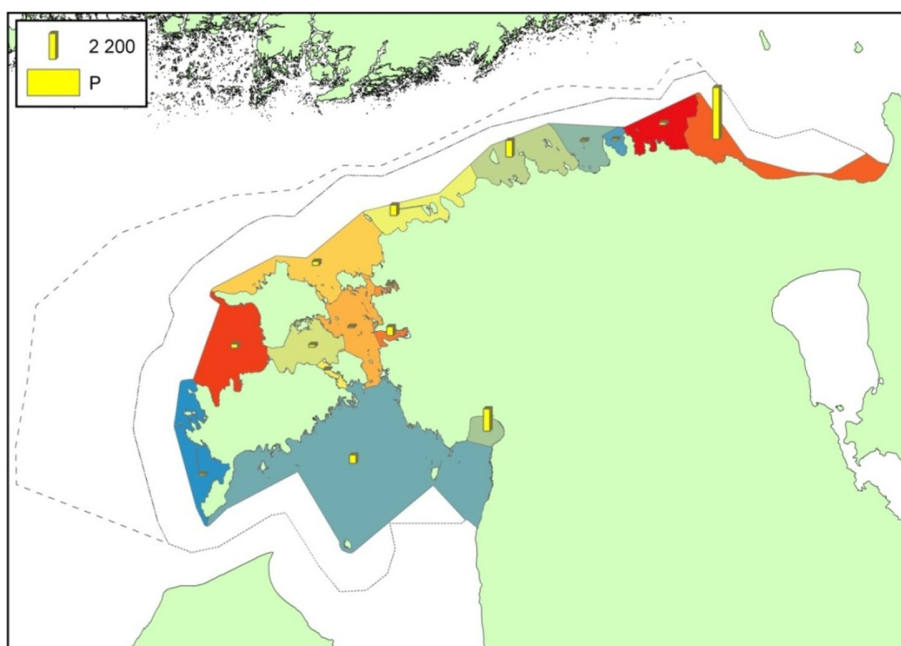
Riikliku keskkonnaseire andmetele toetudes on punktreostusallikate koormus Eestis aastatel 1992–2004 langeva trendiga. Langus on olnud eriti järsk vahemikus 1992–1994. Reostuskoormuse vähenemise 1990ndate aastate algul tingis suures osas üldise tootmistegevuse vähenemine. Edasine reostuse vähenemine on seotud tootmise kaasajastamise, reoveepuhastite ehitamise ja uuendamisega ning korrastatud õigusloomega ja saastetasu tõusuga. Eesti rannikumerre suunduvates jõgedes seevastu on vahemikul 1992–2004 lämmastiku- ja fosforiühendite suundumus olnud vaid veidi langev. Vaatamata nendele positiivsetele suundumustele on Eesti rannikumeres toitainete sisaldus pidevalt suurenenud.

Osaliselt on selliste suundumuste taga kiired muutused ilmastikuoludes. Viimastel aastatel on suurenenud selliste talvede hulk, mida iseloomustab suurenenud sademed talveperioodil. Suurenenud sademete hulk omakorda põhjustab suurenenud toitainete sissevoolu Läänemerre. Lisaks sellele on Läänemere setetesse eelmistel aastakümnenditel settinud rohkesti toitaineid. Läänekaarte tuulte intensiivistumisel voolab Läänemerre enam soolasemat vett ja selle tagajärjel väheneb setete hapnikuga varustatus. Hapnikupuuduse tekkimisel aga vabaneb setetest suurtes kogustes sinna varem settinud toitaineid ning need lülitatakse kiiresti Läänemere toiduahelasse. Setetest vabaneva toitainete hulk võib ajuti ületada kümne-, harva isegi sajakordselt toitainete koguse, mis saabub meie rannikumerre jõgede ja punktreostusallikate kaudu.

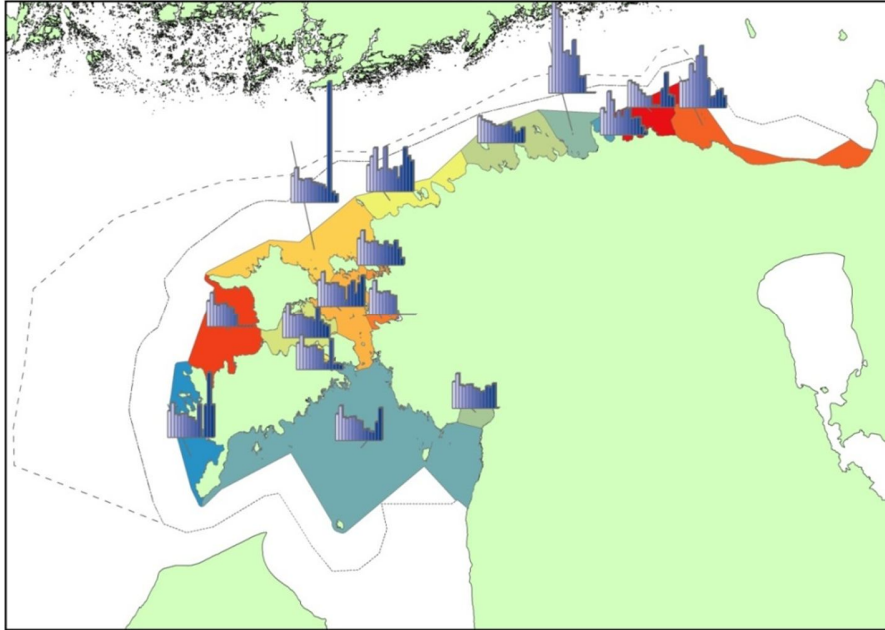
Vaatamata sellistele nõ. inimesest mittetulenevatele põhjustele, voolab ka veel tänapäeval Eesti rannikumerre väga suures koguses toitaineid (Joonis 4.7.1.1 ja 4.7.1.2). Reostuskoormuste analüüs rannikuveekogumite kaupa näitab, et enamikes on punktreostusallikate koormus pidevalt vähenenud, samas jõgedest sissetulevad toitainete kogused on pidevalt suurenenud (Joonis 4.7.1.3 ja 4.7.1.4). Siit tulenevalt on edaspidi oluline pöörata veelgi suuremat tähelepanu lämmastiku- ja fosforiühendite sisalduse vähendamisele, et vöidelda Läänemere eutrofeerumisilmingutega.



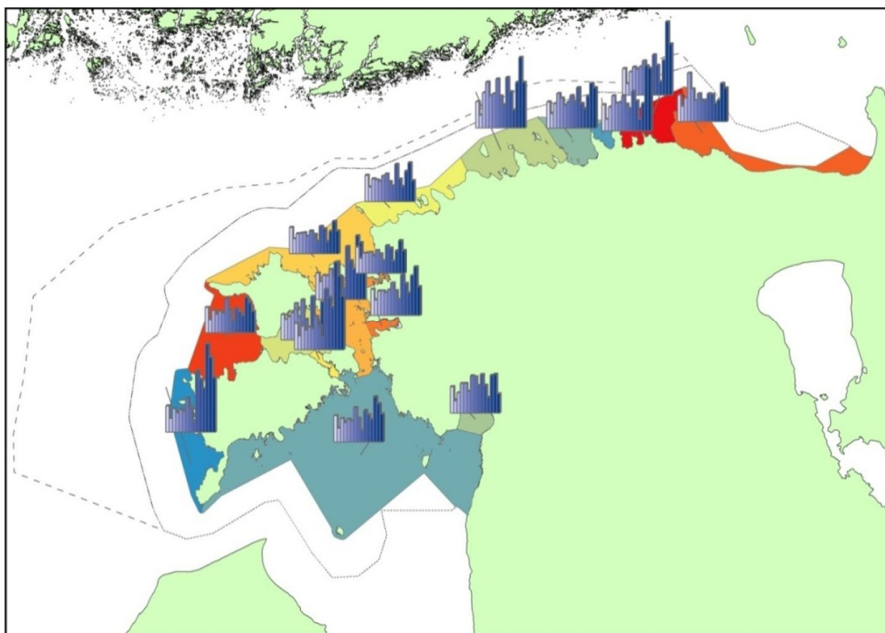
Joonis 4.7.1.1. Punktreostusallikate ja jõgede kaudu Eesti rannikuvette tulevad üldlämmastiku koormused (summaarne väärtus tonnides alates 1995. aastast).



Joonis 4.7.1.2. Punktreostusallikate ja jõgede kaudu Eesti rannikuvette tulevad üldfosfori koormused (summaarne väärtus tonnides alates 1995. aastast).



Joonis 4.7.1.3. Punktreostusallikatest lähtuvad toitainete koormuste trendid Eesti rannikuvette alates 1995. aastast. Tulbad iseloomustavad toitelementide suhtelist muutust võrreldes selle veekogumi 1995. aasta seisuga.



Joonis 4.7.1.4. Jõgedest lähtuvad toitainete koormuste trendid Eesti rannikuvette alates 1995. aastast. Tulbad iseloomustavad toitelementide suhtelist muutust võrreldes selle veekogumi 1995. aasta seisuga.

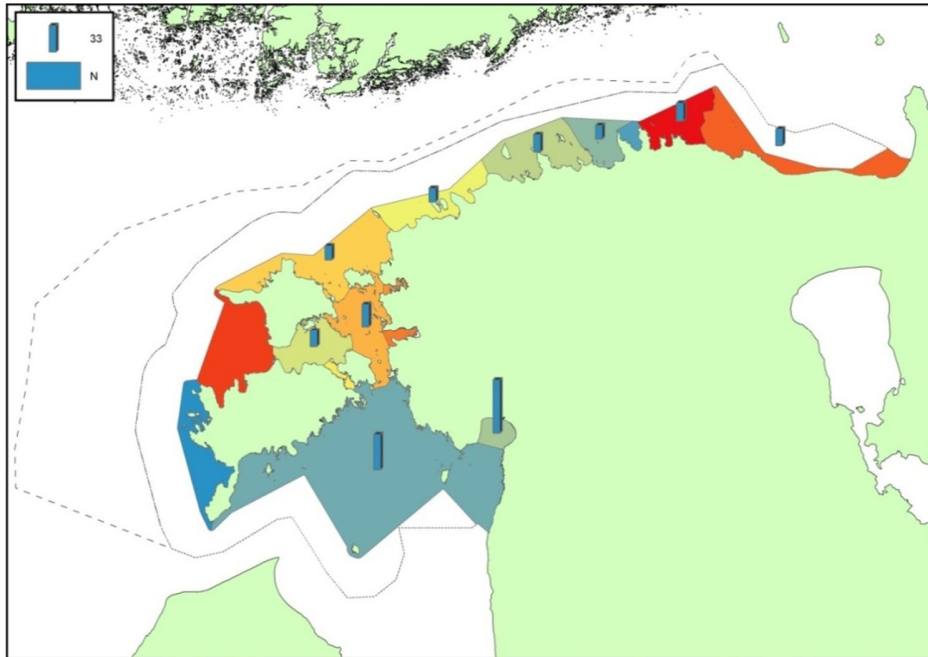
1994. aastast teostatakse riikliku keskkonnaseire raames merevee ja mereelustiku seiret. Rannikuvee eutrofeerumisega seotud muutuste jälgimiseks viiakse läbi merefüüsika, merekeemia ja merebioloogia uuringuid, mille tulemused koondatakse allprogrammi koondaruandesse. Selle seireprogrammi raames mõõdetakse ka lämmastiku ja fosforühendite sisaldust merevees. Proovide kogumiseks viiakse rannikuvee seirejaamades läbi talvine ja kevadine seirereis, suurendatud sagedusega seiret teostatakse Tallinna, Pärnu ja Narva lähel. Lisaks kogutakse alates 1997. aastast rahvusvahelise projekti Alg@line raames märtsist novembrini andmeid Tallinn–Helsingi liinil sõitvatele reisilaevadele paigaldatud automaatmõõtmisseadmete abil.

Lämmastiku ja fosforühenditest määratakse kogutud proovides PO₄-P, NO₂-N, NO₃-N ja NH₄-N sisaldus merevees. Proovid analüüsitakse TÜ Eesti Mereinstituudi laboris. Saadud tulemuste põhjal arvutatakse üldfosfori ja üldlämmastiku (tot-P, tot-N) kontsentratsioonid, mis võimaldavad hinnata antropogeense saastatuse taset uuritavates mereala piirkondades. Biogeenide kontsentratsioon ja selle dünaamika on otseselt seotud veekogu primaarproduktiooni tasemega. Tingituna Läänemere sesoonsest iseloomust näitavad talvised lämmastiku- ja fosforühendite kontsentratsioonid kõige paremini vastava veekogumi saastatuse taset. Nagu näha joonistelt 4.7.1.5. ja 4.7.1.6., mõõdetakse suurimaid toitainete sisaldusi merevees Liivi lahes ning kohati ka Väinameres.

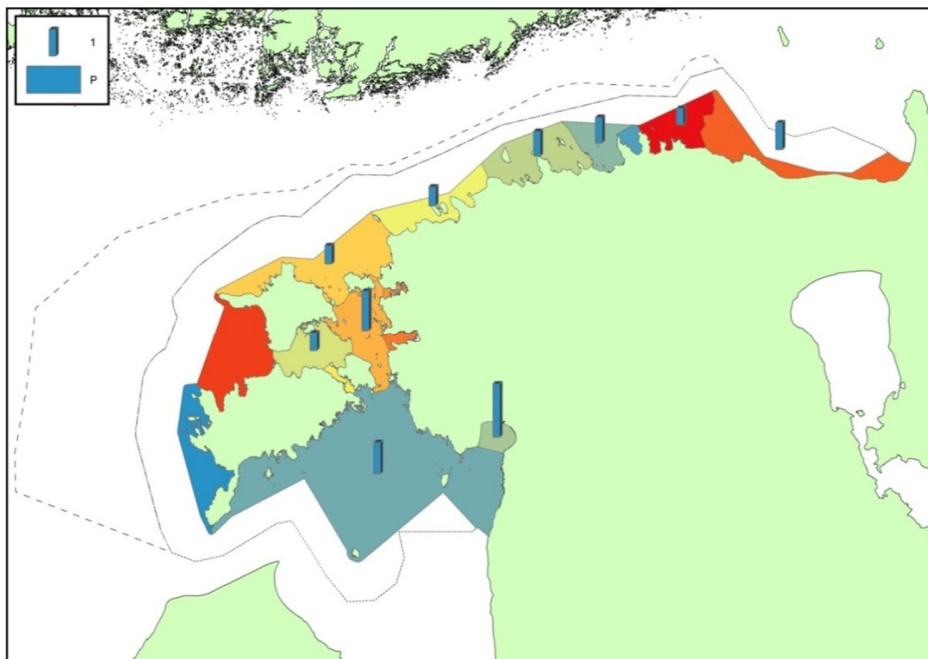
Paraku ei võimalda rasked jääolud talvel regulaarset proovide kogumist ning trendide väljatoomiseks tuleb kasutada jäävaba perioodi toitainetekontsentratsioonide väärtusi. Viimasele seirearuandele toetudes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2010: RANNIKUMERE ÜLEVAATESEIRE, ARUANNE, Leping: 18-20/08/334 Lisa 4, Lepingu lõpptähtaeg: 01.02.2011, Tellija: EV Keskkonnaministeerium, Lepingu vastutav täitja: G. Martin, TALLINN 2011) on näha, et kuigi Soome lahe avamere piirkonna pindmise veekihi (0–10 m) keskmine üldlämmastiku sisaldus on alates 1993. aastast kahanenud, on aastatel 2005–2007 üldlämmastiku kontsentratsioonid hakanud taas tõusma. Olemasolevate pikaajaliste andmete alusel leitud kontsentratsioonitrend on üldlämmastiku jaoks tõusev, kuid üldfosfori jaoks pigem langev v.a. Narva lahe seirejaamas N12. Seda seirejaama iseloomustab ühtlasi aastatevaheliste keskmiste kontsentratsioonide märgatav varieeruvus.

Läänemere avaosa pindmise veekihi keskmine üldlämmastiku sisaldus oli aastatel 1993–2003 suhteliselt stabiilne. Viimastel aastatel on kontsentratsioonitrend olnud tõusev. Keskmine üldfosfori sisaldus on Läänemere avaosas pindmises veekihis olnud samuti tõusev. Jaama 34A üldfosfori ja 32 üldlämmastiku kontsentratsioon näitab langustendentsi. Tuleb siiski arvestada andmete hõredusega aastatel 2000–2004 ning võimaliku sesoonse mõjuga jaamade külastamisel eri aegadel erinevatel aastatel.

Nagu enamikke seirepiirkondi, iseloomustab ka Liivi lahe avamereala üldlämmastiku kontsentratsiooni tõusutrend. Vaatamata sellele, et 2010. aastal mõõdeti üldfosfori kontsentratsioonide viimaste aastate madalaimad näitajad, on ka fosofinäitajad kõikides Liivi lahe seirejaamades tõusutrendil.



Joonis 4.7.1.5. Merevee keskmine talvine üldlämmastiku sisaldus Eesti rannikuvees (mikromooli N liitris).



Joonis 4.7.1.6. Merevee keskmine talvine üldfosfori sisaldus Eesti rannikuvees (mikromooli P liitris).

Olemasolevate andmete alusel on raske hinnata, kui suuri toitainete koormusi võib Eesti rannikuvette suunata ilma, et see tekitaks elustikus suuri ja pöördumatuid muutusi. Mõjude tugevus on ühelt poolt seotud merre siseneva toitainete hulgaga ning teiselt poolt veekogumi veevahetusega. Suurenenud veekogumi veevahetusega suureneb reoainete lahustumisefekt ja väheneb toitainete mõju merekeskkonnale. Kuna lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmed on Eesti rannikuvee eutrofeerumise peamine põhjustaja, siis olemasoleva merekeskkonna seisundihinnang näitab selgelt, et sissetulevad toitainete kogused on Eesti rannikuvee jaoks liialt suured ning seisund selle näitaja alusel ebarahuldav. Eesti rannikuvees on vaid kaks veekogumit, mille seisundiklass on hea, kõikide teiste veekogumite seisund on kas kesine või veelgi halvem. Suurem osa negatiivsetest mõjudest on seotud planktonkooslustega, kuid paljudes veekogumites on kesise seisundiklassi taga ka ebarahuldavad muutused põhjataimestiku ja -loomastiku kooslustes.

4.7.2. Orgaanilise aine heitmed, J. Kotta, G. Martin

Orgaaniliste heitmete hulka otseselt seireprogrammide abil ei mõõdetata. Orgaanilise aine heitmete sisaldust vees hinnatakse sagedasti biokeemilise hapnikutarbe kaudu. Biogeeniline hapnikutarve (BHT) on mingit vett (harilikult reovee puhul) iseloomustav näitaja, mis väljendab, mitu mg O₂ kulub mikroorganismidel uuritava veeproovi, mille ruumala on 1 liiter, kergestilagundatava orgaanilise aine lagundamiseks standardsetel tingimustel (proovi hoitakse temperatuuril 20°C ja pimedas). Enamasti võetakse ajaperioodiks 5 või 7 päeva (vastavalt BHT5 ja BHT7), mõnikord fikseeritakse aeg, kui kogu orgaaniline aine (mida mikroorganismid suudavad lagundada) on lagundatud (nn. täielik BHT (BHTt)). Olmereovee BHT on keskmiselt 200 mg l⁻¹, puhtas veekogus aga 0,5–1 mg l⁻¹.

Orgaanilise aine heitmed jõuavad Eesti rannikumerre peamiselt jõgede ja punktreaostusallikate kaudu. Jõgede veekvaliteedi seire käivitus 1992. aastal. 1994. aastast kuulub jõgede hüdrokeemiline seire riiklikku keskkonnaseire programmi, mille raames viiakse läbi Eesti erinevate piirkondade vooluvete kvaliteedi hindamist. Projektide täitjateks on Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika Instituut ning OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus. Kvaliteetsed ning usaldatavad andmerekad on kõikide piirkondade kohta olemas alates 1992. aasta teisest poolest.

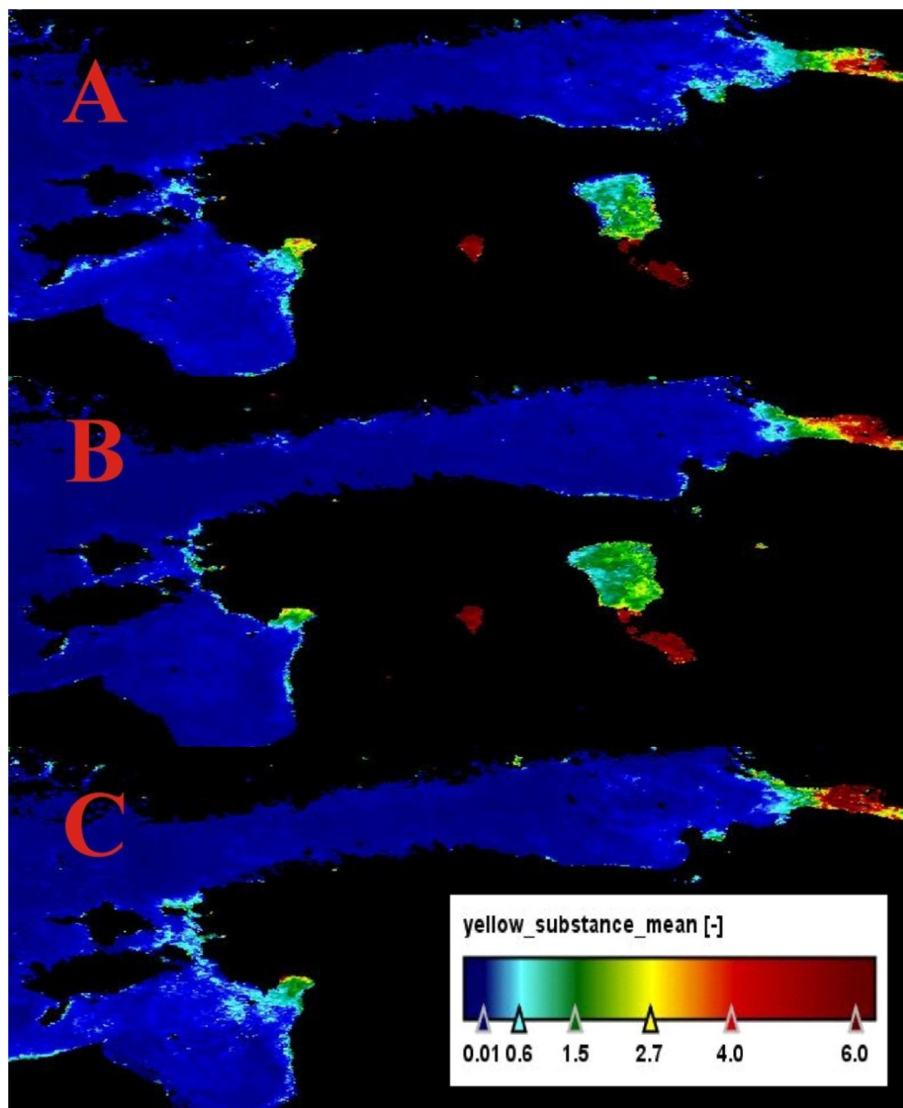
Jõgede hüdrokeemilise seire proovivõtu asukohad on valitud selliselt, et oleksid määratud reoainete äravool peamise jõgede kaudu merre või suurematesse järvedesse, fooni seisund ja muutused ning hajureostuse suurus intensiivse põllumajanduse tagajärjel. Proovivõttu teostatakse sõltuvalt eesmärgist 6 kuni 12 (24) korda aastas. Jõgede hüdrokeemilise seire raames määratakse proovides lisaks muudele kvaliteedinäitajatele bioloogiline hapnikutarve (BHT7), permanganaatne oksüdeeritavus (PHT) või keemiline hapnikutarve (KHTMn). Vastavalt jõgede hüdrokeemilise seire aruandele (Keskkonnatehnika Instituut, 2010: Lepingu 4-1.1/72 lõpparuanne RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI TÄITMISE KOHTA, PÕHJA-EESTI JÕGEDE HÜDROKEEMILINE SEIRE 2010. aastal, Eesti seirejõgede hüdrokeemiline seisund 2010.a., Enn Loigu Jõgede seire alamprogrammi vastutav täitja) on kõigi Eesti rannikuvette suunduvate jõgede seisund bioloogilise hapnikutarve alusel hea või väga hea.

Veeseaduse kohaselt, mis võeti vastu 1994. aastal (RT I, 1994, 40, 655), pandi ettevõtetele, mille tegevus põhjustab vee füüsikaliste, keemiliste või bioloogiliste omaduste muutumist, kohustus teostada veeseiret piirkonnas, kus heitvesi juhitakse veekogusse või pinnasesse. Ettevõtted on kohustatud keskkonnaressursside kasutamise ja saasteainete keskkonda viimise loa kehtimise ajal oma eelarvest läbi viima saastekoormuste seiret ning laskma teostada akrediteeritud laboris kõik ettenähtud analüüsid. Analüüside tulemused esitatakse ettevõtte poolt kohalikule keskkonnateenistusele. Reostuskoormuste määramist on teostatud Keskkonnaministeeriumi otsusel ka riikliku keskkonnaseire programmi raames, kuna seaduse kehtestamise ajal paljud ettevõtted võitlesid suurte majandusraskustega ning neil puudus võimalus seiretööde läbiviimiseks. Enamike suuremate reostajate seireprogrammides mõõdetakse hetvees bioloogilist hapnikutarbe kaudu vee orgaanilise aine sisaldust.

AS Tallinna Vesi on Eesti suurim vee-ettevõtja, mis pakub vee- ja kanalisatsiooniteenust ligikaudu kolmandikule Eesti elanikest. Sellest tulenevalt on ettevõttel potentsiaalselt suur mõju Soome lahe rannikuvee seisundile. Vastavalt AS Tallinna Vee 2010. aasta keskkonnaaruandele (http://www.tallinnavesi.ee/images/stories/dokumendid/keskkonnaaruanne_2010.pdf) puhastatakse keskmiselt Paljassaare reoveepuhastusjaamas 120 000 m³ reovett ööpäevas ning kokku puhastati 2010. aastal Paljassaare reoveepuhastusjaamas 45 914 796 m³ reovett. Merre suunati 2010. aastal kokku 188 tonni BHT7 ja 1561 tonni KHT. Orgaanika sisaldus reovees (BHT7, KHT) on eelmise aastaga võrreldes langenud 6–8%; fosfori kogus on eelmise aastaga võrdne, üldlämmastiku ja heljumi koormused on eelmise aastaga võrreldes kasvanud 3–5%. Samas peab nentima, et päevakoormuste jaotus on endiselt ebahühtlane, mis erinevate reostusainete korral võib olla 3–6 kordne ning reostuskoormuste kõrged piigid on endiselt seotud tugevate vihmadega, mis viitab reostusainete jõudmisele ühisvoolsesse kanalisatsiooni asumi territooriumilt koos sadeveega.

Ettevõtte 2011. aasta keskkonnaeesmärkideks oli tagada heitvee reostusparameetrite vastavus seadusandluse ja teenuslepingu nõuetega, lõpetada biofiltri ehitus ning jätkata mehaanilise puhastuse täiustamist ning lõpetada projekt 2012. aastaks. 2010. aasta vastavuse mittaasaavutamise peamised põhjused on suurenenud lämmastikukoormus 2009. aastaga võrreldes ning ebasoodsad ilmastikutingimused – väikesed vooluhulgad vaheldumisi tugevate vihmahogudega, mis põhjustasid hüdrolooge ja töid endaga kaasa reostuskoormuse kõrgeid piike.

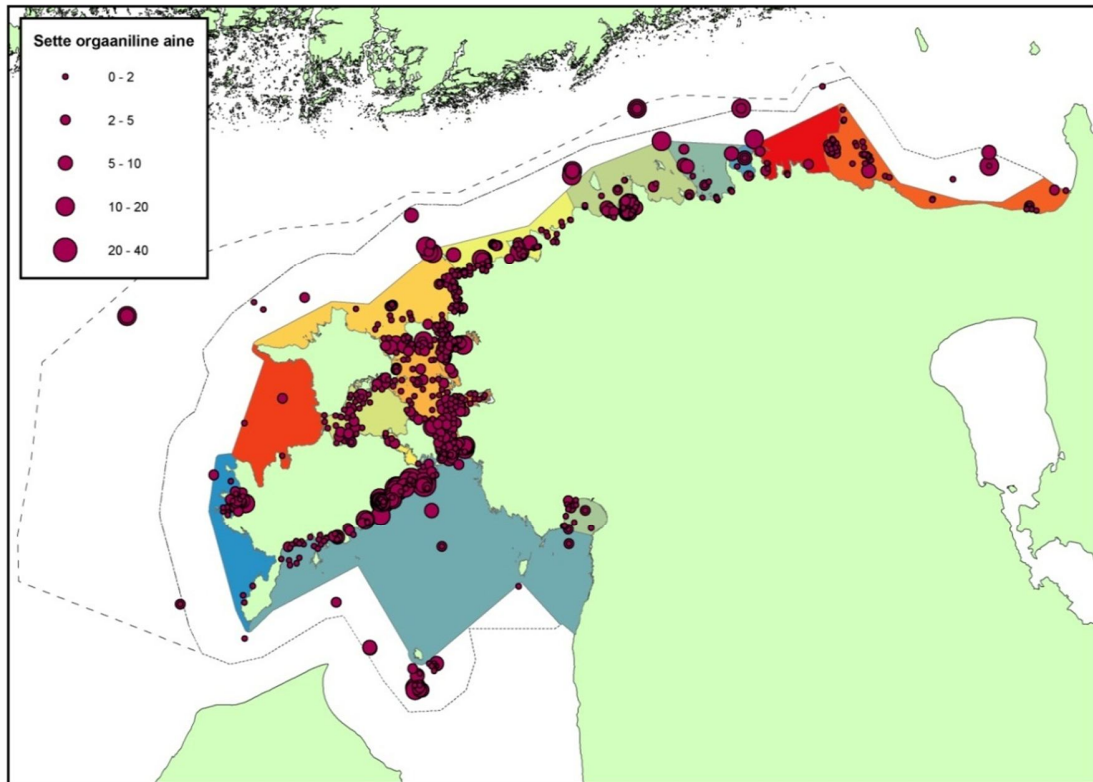
Eesti rannikumeres on kaugseire vahendeid kasutades hinnatud orgaanilise aine sisaldust merevees. Ehkki Läänemere oludele sobivate algoritmide väljatöötamine on veel pooleli, on arhiveeritud satelliitide MODIS ja MERIS pilvevabade päevade toorpiltide ning valmisproduktide kaartide alusel võimalik näha merevees leiduva orgaanilise aine ruumilise paikemise muustrit ning selle ajalist varieeruvust. Kaugseire 2007. aasta aruandes (TÜ Eesti Mereinstituut 2007: ARUANNE, RANNIKUMERE MUUTUSTE UURINGUD JA KAUGSEIRE, Riiklik keskkonnaseire programm 2007, EV Keskkonnaministeerium, vastutav täitja: Tiit Kutser) on välja toodud lahustunud orgaanilise aine (kollase aine) kuu keskmised kontsentratsioonid saaduna satelliidi MERIS tulemustest. Ehkki kollane aine tekib ookeanides üldjuhul fütoplanktoni lagunemisel, on selle esinemine rannikumeres peamiselt seotud sissevooludega maismaalt. Seetõttu on kollase aine kontsentratsioonid suurimad jõgede mõjualadel (Pärnu laht, Võrtsjärv, Peipsi lõunaosa, Neeva jõe suudmeala). Läänemeres on mõõdetud väga hea korrelatsioon kollase aine ja orgaanilise aine sisalduse vahel (Kowalczyk et al., 2010). Sellest tulenevalt on kaugseirel suur potentsiaal merevee lahustunud orgaanilise aine sisalduse hindamisel ning tulevikus tuleks kaaluda selle meetodika kasutuselevõttu rannikumere seisundi seirel ja hindamisel.



Joonis 4.7.2.1. MERIS satelliidi piltide alusel mõõdetud kuu keskmine lahustunud orgaanilise aine (CDOM) kontsentratsioon 2007. aasta juulis (A), augustis (B) ja septembris (C).

Merepõhja setetes oleva orgaanilise aine sisaldus näitab selgelt reostuskoormuste pikemaajalisi integreeritud mõjusid. Võrreldes merevee orgaanilise aine sisaldusega on tegemist palju stabiilsema näitajaga. Potentsiaalselt on setete orgaanilise aine sisalduse alusel võimalik hinnata piirkonna orgaanilise aine heitmete hulka, kuid seni pole seda näitajat seireprogrammidesse lisatud. TÜ Eesti Mereinstituudi merebioloogia laboratooriumis on erinevate teadusprojektide käigus standardmetoodika alusel setete orgaanilist sisaldust mõõdetud. Vastavalt teaduslikel eesmärkidel läbiviidud uuringutele on näha suuremat orgaanilise aine sisaldust enamikes süvikutes. Samuti on orgaanilise aine sisaldused suured Tallinna lahes, Paldiski lahes, Haapsalu lahes ja Liivi lahe kirdeosas (Joonis 4.7.2.2). Nende uurimisalade seisundit võib orgaanilise aine

alusel pidada selgelt ebarahuldavaks. Rahuldavaks võib merekeskkonna seisundit orgaanilise aine alusel pidada enamikes teistes Eesti rannikuvee piirkondades. Heaks võib selle näitaja alusel pidada vaid üksikuid, peamiselt Lääne-Eestis paiknevaid, uurimispiirkondi, mille setete keskmine orgaanilise aine sisaldus jääb alla 2 %. Kuna orgaanilise aine sisalduse muutusi merekeskkonna seire käigus ei mõõdeta, siis ei ole teada ka selle näitaja trendid.



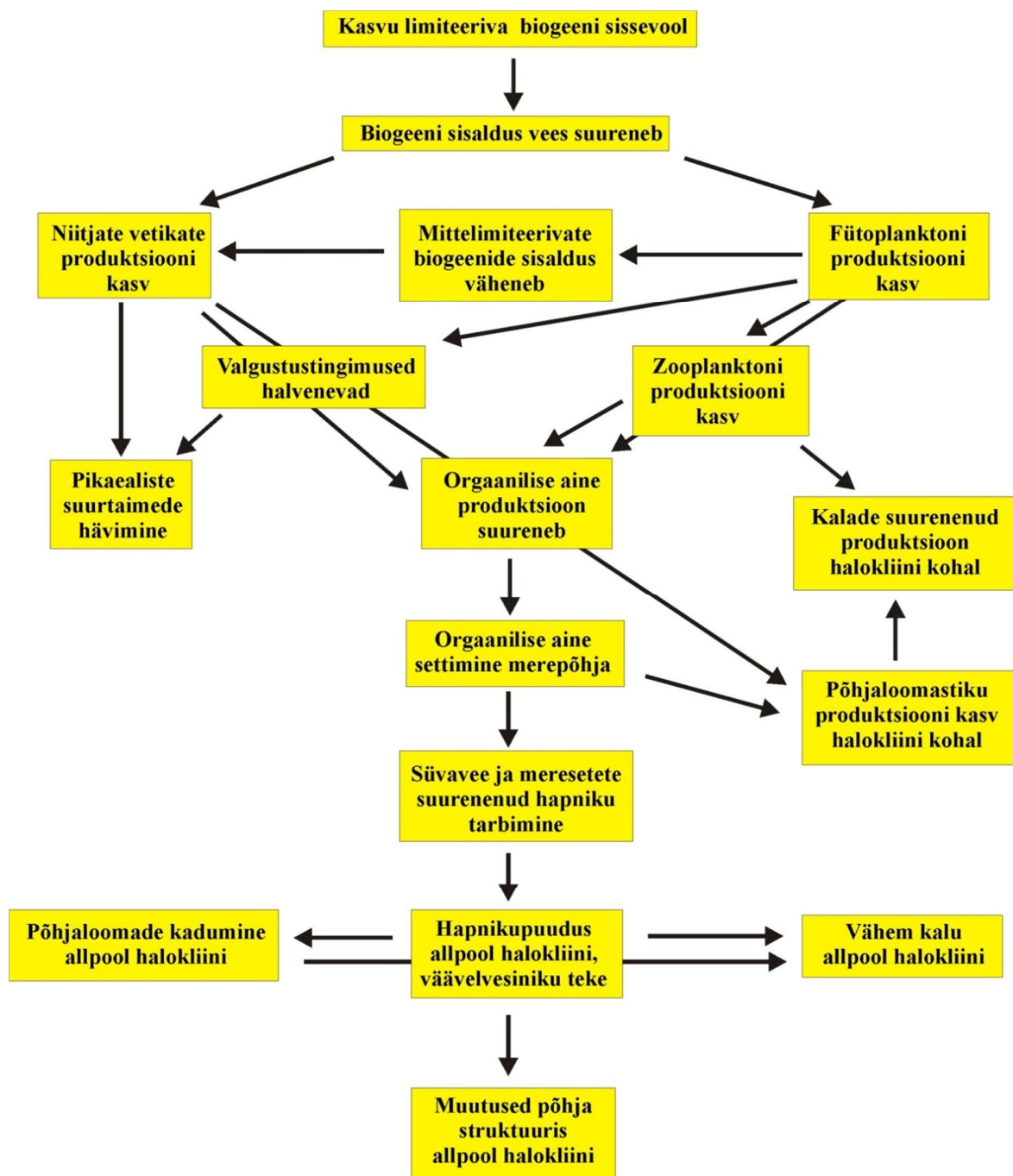
Joonis 4.7.2.2. Setete orgaanilise aine sisaldus (%) Eesti rannikumere erinevates piirkondades.

4.7.3. Mõjud, J. Kotta, G. Martin

Reostuse mõju mere ökosüsteemidele on uuritud nii bentose, planktoni, kalade, lindude kui suurimetajate puhul (HELCOM, 2002). Allpool toodud joonisel on antud skemaatiline ülevaade kuidas lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmed mõjutavad erinevate ökosüsteemi elementide seisundit (Joonis 4.7.3.1).

Üldjuhul kaasneb veekogude eutrofeerumisega planktonvetikate massvohamine ehk vee õitsemine. Rannikumeres täheldatakse lisaks sellele veel lühialiste niitjate vetikate massvohamisi, lahtiste vetikamattide moodustumist ning hapnikupuuduse teket vetikamattide all. Suurenenud primaarproduktioon mõjutab põhjaelustikku mitmeti: (1) suurenenud hõljum halvendab põhjalähedase vee valgustingimusi ning on takistatud põhjataimestiku arenemine; (2) suurenevad hõljum- ja edaspidi ka settetoiduliste loomade toiduvarud, mistõttu nende

loomarühmade osakaal kooslustes suureneb; (3) settiva hõljumi lagundamine halvendab gaasirežiimi ning mudastumine vähendab sessiilsete loomade kinnitumisvõimalusi. Põhjajoomastikku mõjutavad ka põhjataimestikus toimuvad muutused. Niitjate vetikate massvohamisega kaasneb niitjate vetikatega seotud herbivooride plahvatuslik kasv. See võib omakorda kaasa tuua pikaealiste, rannikumere elustiku mitmekesisust toetavate, liikide kadumise herbivooride suurenenud toitumisaktiivsuse tõttu. Settetoiduliste ja filtreerijate limuseliikide arvukuse kasv soodustab neist toituvate kalade arvukuse suurenemist. Hapnikupuuduste teke sügavamates mereala piirkondades põhjustab elustiku levikumaksimumide nihkumise madalamate mereala piirkondade suunas (Kotta *et al.*, 2008).

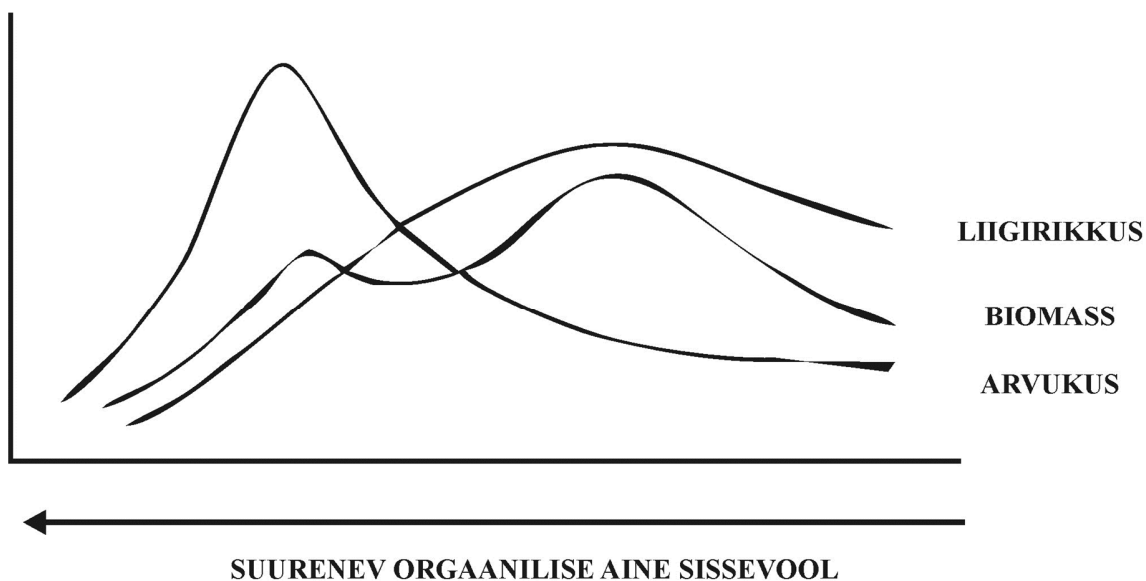


Joonis 4.7.3.1. Skeem lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmete mõjust Läänemere elustikule.

Põhjasettesse sadenenud orgaanilise aine lagundamine vähendab sette hapnikusisaldust, seetõttu langeb ka redokspotentsiaal ning tekivad põhjaelustikule kahjulikud ühendid. Orgaanilise reostuse kasvades kaovad põhjaelustikust kõigepealt liigid või rühmad, kes on tundlikud põhja

mudastumise ja gaasirežiimi halvenemise suhtes. Tundlikkus võib olla seotud liigi süstemaatilise kuuluvusega või eluviisiga. Eluvormide seast kaovad orgaanilise reostuse kasvades kõigepealt suured sügavalekaevuvad loomaliigid. Väga orgaanikarikkais setteis on elukeskkond ebakindel ja muutlik, eriti kui esineb hapnikuta perioode. See annab eelise liikidele, kes on kohanenud kiiresti oma arvukust taastama. Valitsevaks saavad nn. oportunistlikud liigid, kes on tüüpilised r-strateegid - lühikese elutsükliga, väikesed, kiiresti paljunevad, nõrga konkurentsivõimega ja taluvad hästi ebasoodsaid keskkonnatingimusi (Leppäkoski, 1975; Heip, 1995). Sellest tulenevalt iseloomustab suure reostuse juures levivaid kooslusi mõne üksiku liigi tugev domineerimine. Üldjuhul häirub põhjaloomastiku elu ja mitmed tundlikud liigid hävivad kui lahustunud O_2 sisaldus langeb alla 2 mg l^{-1} . Täieliku anoksia korral valdab setteis väävliainevahetus, mille mürgine jääkprodukt H_2S tingib kogu kõrgema elu kadumise (Forsberg, 1993).

Sõltumata päritolust on orgaanilise reostuse otsesed tagajärjed põhjaloomastikule samased. Orgaanilise reostuse mõju põhjaloomastiku koosluse kvantitatiivsetele näitajatele kirjeldab Pearsoni ja Rosenbergi poolt 1978. a. loodud mudel. Mudeli kohaselt koosluse biomass ja liikide arv orgaanilise reostuse kasvades esialgu suurenevad, seejärel vähenevad kuni nn. ökotoonipunktini. Sellele järgneb biomassi ja arvukuse teine kõrgpunkt, mis on seotud üksikute väikeste oportunistlike liikide vohamisega. Reostuse edasisel kasvamisel kaob lõpuks kogu makrofauna (Joonis 4.7.3.2.) (Heip, 1995).



Joonis 4.7.3.2. Pearson-Rosenbergi mudel (Heip, 1995 järgi).

Orgaanilise reostuse mõju mere elustikule on püütud hinnata liikide arvukuse ja biomassi kumulatiivsete kõverate võrdluse põhjal (Weston, 1990; Kotta & Kotta, 1997). Liigid reastatakse domineerimise järjekorras abstsiss-, koguprotsent kooslusest ordinaatteljele. Leitakse arvukuse ja biomassi kõverad ning jälgitakse nende asendit teineteise suhtes. Eeldatakse, et puutumatuks

kooslustele on iseloomulikud suuremad vähearvukalt esinevad liigid. Sellisel juhul jääb biomassi kõver kogu ulatuses ülespoole arvukuse kõverat. Tugevalt mõjutatud kooslustes valdavad vähesed väikeste mõõtmetega liigid ja arvukuse kõver ületab biomassi kõverat. Mõõduka reostuse korral kõverad ristuvad või kattuvad sageli. Kirjeldatud meetod pole siiski alati usaldusväärne (Weston, 1990).

4.7.4. Muudest EL nõuetest tulenev seisundi hindamine, J. Kotta, G. Martin

Rannikumere eutrofeerumise alaprogrammi raames kogutud informatsioon võimaldab koguda ja edastada teavet Eesti rannikumere keskkonnaseisundi sh. toitainete sisalduse ja seda mõjutava antropogeense surve tugevuse kohta. Läänemere-äärsete riikide HELCOM-i raames tehtav koostöö merekeskkonna seirel ja andmevahetus võimaldavad koordineeritud kaitse- ja ennetusmeetmete rakendamist ning Läänemere ressursside kaitse ja kasutamise optimaalset korraldamist. HELCOMi poolt ellu kutsutud Läänemere tegevuskava (HELCOM, 2007. http://www.helcom.fi/stc/files/BSAP/BSAP_Final.pdf) sätestab toitainete koormuse olulise vähendamise ning lubatud koormuskvootide kehtestamise alambasseinide kaupa.

Eesti rannikuvee seiret reguleerib VRD, mille kohaselt on rannikuvesi jaotatud ranniku vee kogumiteks ning liikmesriikidel tuleb läbi viia nende veekogumite seisundi seiret. VRD-ga kehtestatakse ulatuslik piiriülene lähenemineveekaitsele, mis on koondatud jõgede vesikondade ümber eesmärgiga saavutada 2015. aastaks Euroopa veekogude hea seisund.

EL-i nitraadidirektiivi (91/676/EMÜ) eesmärk on kaitsta vee kvaliteeti kogu Euroopas, vältida põhja- ja pinnavee reostumist põllumajandusest pärit nitraatidega ning edendada häid põllumajandustavasid. Direktiivi kohaselt peavad kõik liikmesriigid analüüsima oma vete nitraadikontsentratsiooni ja troofilist seisundit. Hoolikas seire on väga oluline ning tähendab põhja-, pinna- ja merevee heatasemelise seirevõrgustiku loomist. Kuna troofilise seisundi hindamiseks kasutavad liikmesriigid eri kriteeriume, on liikmesriike raske võrrelda. Võitlus järvede ja mere eutrofeerumisega on siiski suure osa Euroopa jaoks tähtis ülesanne.

Nitraadidirektiiv on tihedalt seotud muude EL-i meetmetega, milles käsitletakse vett, õhku, kliimamuutust ja põllumajandust. Nitraadikoguste vähendamine on VRD lahutamatu osa.

Nitraadidirektiivi ja VRD-ga seostub otseselt ka asulareovee puhastamise direktiiv (91/271/EMÜ). Asulareovee direktiiv kehtestab kodudest ja mõnedest tööstussektoritest heitvee kogumise ja puhastamise normid. Direktiiv nõuab kanalisatsiooni olemasolu ja reoveetöötlust, reeglina nõuab heitvee bioloogilist töötlust, kuid erandjuhtudel merevee puhul on lubatud vaid heitvee esmane töötlus.

4.8. Bioloogilised häired

4.8.1. Mikroobsete patogeenide juhtimine veekokku, K. Künnis-Beres

Eesti rannikuvee mikrobioloogilist kvaliteeti mõjutavad punktreostusallikad (reovee suublad ja sademevee väljalasud), hajareostus (uhte- ja sademeveed maismaalt) ja fekaalne reostus laevadelt (puhastamata või osaliselt puhastatud fekaalvete merre juhtimine, reostus sadamatest).

Reostusallikad

Reovesi. Puhastamist vajavast reoveest 40% tekib Tallinnas (Stroomi ranna... 2009). Eestis on kokku 42 asulat reostuskoormusega üle 2000 inimekvivalendi (ie). Sealhulgas asulaid koormusega 2000-10 000 ie on 22 ja üle 10 000 ie 20, neist merega piirnevad Tallinn, Kohtla-Järve, Pärnu, Narva, Kuressaare, Maardu, Sillamäe ja Haapsalu. Neis 42 asulas elab ligi 900 tuhat inimest, 94% elanikest kasutavad ühisveevärgiteenust ja 92% on ühendatud ühiskanalisatsiooniga. Kanaliseeritud elanikkonna suurim arvuks on Tallinnas - ca 386 900 inimest. Reovesi puhastatakse bioloogiliselt (II astme puhastus) või bioloogilis-keemiliselt (III astme puhastus). Üksnes mehaaniliselt (I astme puhastus) pole reovett enam lubatud puhastata. Reovesi, mis reoveekogumisaladelt on kokku kogutud, peab vastama direktiivis etteantud puhastusnõuetele. Kõikides asulates ie'ga 10 000 peab reovesi läbima kolmanda (III) astme puhastuse (koos N_{üld} ja P_{üld} ärastusega; Läänemere ... 2007).

Eestis juhitakse valdav osa heitveest jõgedesse. 2007. aastal juhiti peale puhastamist otse jõgedesse pisut üle 77%, rannikuvee ligi 22% ja järvedesse alla 1% puhastamist vajavast heitveest. Suurimad merd mõjutava suublaga elukondliku reovee puhastusjaamad asuvad Tallinnas, Narvas ja Pärnus (Läänemere... 2007).

Reovee puhastamise ja heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise nõuded ja nõuete täitmise kontrollimise meetmed on kehtestatud 2002. aastal jõustunud määrusega nr 269 „Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord“ (RT I 2001, 69, 424). Veekogusse juhitava heitvee reostusnäitajad peavad vastama määruse lisas 2 esitatud piirväärtustele.

Sademevesi. Sademevesi formeerub eeskätt asfaltpindadele kogunevast vihma- või sulaveest ning pinnase kuivendamisel ärajuhitavast dreniveest. Sademevette võivad sattuda patogeensed mikroorganismid uhtmetena tänavatelt ja elamurajoonidest, eelkõige aga haiglate territooriumilt. Saastatud sademevett peab enne suublasse juhtimist puhastama nii, et see ei halvendaks suubla seisundit. Ühisvoolukanalisatsioonist tohib sademevett vihmavalingu ajal, vastavalt eelnimetatud määrusele nr 269, ülevoolude kaudu veekogusse juhtida koos reoveega vahekorras vähemalt neli ühele.

Sadamad ja laevaliiklus. Oluline mikrobioloogiline reostus pärineb sadamatest ja laevadelt. Tallinn on muutumas järjest populaarsemaks reisisadamaks ja kruisilaevade peatuskohaks. Kruisilaevad, mis seilavad kogu maailmas, liiguvad talvel tavaliselt Lõuna-Ameerikas, Kariibi merel, Panama kanalil või Aasias, kevadel Vahemerel ja suvel järjest sagedamini Läänemerel. Läänemerel seilavate kruisilaevade poolt külastatavate sadamate seas on Tallinn St. Peterburi järgi teisel kohal. Tallinnas peatuvad maailma suurima kruisifirma Carnival korporatsiooni kuuluvate kruisioperaatorite P&O Princess Cruises, Costa Cruises, Cunard Line, Seabourn Cruises jt laevad, aga ka Royal Caribbean International & Celebrity Cruises, Crystal Cruises, Regent Seven Seas, Star Gruppi kuuluvad Norwegian Cruise Line jt laevad. Tallinna Sadamat külastasid kruisilaevad 2010. aastal kokku 286 korral (Tallinna Sadama...). ASi Tallinna Sadam koosseisu kuuluvaid sadamaid (Muuga sadam, Paljassaare sadam, Vanasadam, Paldiski lõunasadam, Saaremaa sadam) külastas 2010 a. kokku 7 723 laeva, neist 287 kruisilaeva ja 4 844 reisilaeva. Reovett võeti 2010. aastal laevadelt vastu 9 465 m³, mis on suhteliselt vähe arvestades sadamaid külastanud laevade hulka ja reisijate arvu (Tallinna Sadama...).

Laevadel tekkiva reovee kogus sõltub laeval olevate inimeste arvust ja merel oldud päevade hulgast. Kõige rohkem tekib reovett suurtel kruisilaevadel. Regulaarselt sõitvad reisilaevad annavad oma fekaalveed reeglina igapäevaselt üle sadamatele. Kruisilaevade merel viibimise aeg on üldjuhul nädal või rohkem ning reisijate arv tuhandetes, mistõttu toodetakse suurtes mahtudes fekaalvett, mida tihti külastatavates sadamates üle ei anta, vaid lastakse peale mõningast alusel toimuvat puhastust otse merre, peamiselt rahvusvahelistesse vetesse (Hänninen & Sassi 2009).

Reoveepuhastussüsteeme pole pardal kõigil kruisilaevadel. Laevadelt reovete (heitvete) merre laskmine on reguleeritud Alaska konventsiooniga, mis ei määratle lämmastiku, fosfori ja bakterite sisaldust heitvees. Alaska konventsiooni nõuded pole Läänemere jaoks aga piisavad. Kuna laevadelt merre lastava reovee lämmastiku ja fosfori ärastus puudub või on puudulik ning reovett enne merre juhtimist ei desinfitseerita, siis kannab see merre lisaks biogeenidele ka hulgaliselt mikroorganisme, mille hulgas võib esineda ka patogeenseid mikroobe (Hänninen & Sassi 2009).

Kruisilaevadelt, mis jäävad Eesti sadamates reidile, võetakse tonnaažitasu ja jäätmetasu. Vastavalt 2012. aasta algusest kehtivale AS'i Tallinna Sadam sadamatasude eeskirjale võetakse ühe laeva kohta reovett vastu jäätmetasu arvelt kuni 7 m³ ulatuses. Üle selle koguse tuleb reovee eest tasuda täiendavalt vastavalt tegelikele äraantavatele kogustele ning jäätmekäitlusettevõtja (Green Marine AS, Maxitrans OÜ, Ram-Sells AS) hinnakirjale. Jäätmetasu võetakse laeva kogumahutavuse (GT) järgi laeva iga külastuse eest eraldi, kõige madalam on jäätmetasu reisilaevadel (0,010 EUR/GT ühikult) ja kõige kõrgem kruisilaevadel (0,022 EUR/GT ühikult; Sadamatasud...).

Rahvusvahelisele kruisilaevandusele on peamiseks reovee sadamates äraandmise takistuseks mahtudele mittevastavad reoveevastuvõtuseadmed ning suhteliselt kõrged teenustasud.

Rannikuvee mikrobioloogiline kvaliteet. 2006. aastal võeti vastu uus suplusvee direktiiv 2006/7/EÜ, et tagada kooskõla ELi teiste vett käsitlevate õigusaktidega, eelkõige VRDga. Uue

direktiiviga 2006/7/EÜ tunnistatakse direktiiv 76/160/EMÜ kehtetuks alates 31. detsembrist 2014. aastast. Märtsiks 2008 olid liikmesriigid kohustatud direktiivi üle võtma oma siseriiklikku õigusesse, kuid selle täielikuks rakendamiseks on liikmesriikidel aega kuni 2015. aastani. Seoses uute nõuetega muutub suplusvee kvaliteedi hindamine ja järelevalve oluliselt. Uus direktiiv kehtestab uued nõuded vee kvaliteedile, seirele, klassifitseerimisele ja hindamisele ning elanike teavitamisele.

Inimese tervise kaitsmist, haiguste ennetamist ja tervise edendamist reguleerib rahvatervise seadus (RT I 1995, 57, 978). Vastavalt sellele peab suplusvesi olema ohutu, mis on üheks elukeskkonna- ja tervisekaitse põhinõudeks. Seadus kohustab supelranna omanikku või valdajat avaldama teavet suplusvee kvaliteedinäitajate kohta vastavalt Vabariigi Valitsuse määruses nr 74 „Nõuded suplusveele ja supelrannale” (RT I 2008, 16, 117) sätestatud nõuetele. Määrusega kehtestatakse nõuded suplusveele ja supelrannale, suplusvee seirele, klassifitseerimisele ja kvaliteedi juhtimisele ning üldsusele suplusvee kvaliteedi kohta teabe andmisele.

Kuni 2007. aastani uuriti suplusvees, vastavalt Vabariigi Valitsuse 25. juuli 2000. a määrus nr 247 «Tervisekaitsenõuded supelrannale ja suplusveele» (RT I 2000, 64, 407), mikrobioloogilistest näitajatest coli-laadsete ja fekaalsete coli-laadsete bakterite sisaldust ning füüsikalise-keemilisi näitajaid (pH, läbipaistvus ja mineraalõlide esinemine). Alates 2008. aastast uuritakse suplusvees ainult kaht mikrobioloogilist näitajat: soole enterokokkide ja *Escherichia coli* sisaldust. Suplusvee kvaliteeti kontrollitakse Eestis suplushooaja vältel 1. juunist kuni 31. augustini kõigis avalikes kui ka mõnedes mitteametlikes supluskohtades (RT I 2009, 63, 415 - jõust. 01.01.2010).

Patogeensete bakterite olemasolu ja arvukust rutiinse suplusvee seire raames ei analüüsita. Patogeensete mikroobide täiendavad analüüsid viiakse vastavalt vajadusele läbi juhul kui indikaatorbakterite arvukus ületab oluliselt lubatud piirkontsentratsioone.

Eesti ametlike randade suplusvee profiilide (Terviseameti...) analüüs näitab, et aastatel 2006-2010 oli kõigi ametlike supelrandade vee mikrobioloogiline kvaliteet vastavalt suplusvee direktiivi 76/160/EMÜ ja uue suplusvee direktiivi 2006/7/EC klassifikatsioonile väga hea kuni hea ja seda nii kohustuslikest kui ka rangematest soovituslikest nõuetest lähtudes. Ainult üksikutel juhtudel (Stroomi rand enne 2007. aastat, Kakumäe rand 2006. a. suvel, Pärnu Mai rand 2007.a. suvel) klassifitseeriti suplusvee kvaliteet nõuetele mittevastavaks, kuna rohkem kui 95% proovidest ületas direktiivi kohustuslikku piirmäära. Intensiivsel suplusperioodil on lühiajalise enterobakteriaalse reostuse põhjuseks randa külastavate inimeste suur hulk. Suplusveest põhjustatud bakteriaalseid massilisi haigestumisi pole Eestis registreeritud.

Eestis ei analüüsita heitvee ja rannikuvee patogeensete bakterite ega viiruste sisaldust (analüüse teostatakse erandjuhtudel, KKA nõudmisel, kui on oht põhjaveele). Olulisemaks patogeensete bakterite allikaks on Eestis kiiresti arenev kruisilaevandus ning kruisilaevadelt pärineva reovee (fekaalvete) käitluse veel puudulik korraldus. Kuna kruisilaevad lasevad osaliselt puhastatud fekaalveed peamiselt rahvusvahelistesse vetesse, siis ei avalda see otsest mõju Eesti rannikuvee mikrobioloogilisele kvaliteedile. Kuna Eesti suplushooaeg on suhteliselt lühike, merevesi jahe ja

suplemas käivad reeglina terved inimesed on suplejatest tulenev vee mikrobioloogiline koormus lokaalne ning väheldane, võimalik patogeensete mikroobide koormus aga ebatõenäoline.

4.8.2. Võõrliikide sissetoomine, H. Ojaveer

Võõrliikide sissetoomise survetegurite analüüsimisel tuleb arvestada nii invasiooni teed kui ka elusorganismide edasikande viise neis invasiooni teedes (Ojaveer et al., 2011). Invasiooni tee on inimtegevuse valdkond, mis aitab liigi ühest geograafiliselt kaugest regioonist teise, nt. laevandus. Igal invasiooni teel võib olla mitu edasikande viisi. Edasikande viis on mehhanism ja/või füüsiline vahend, mille abil organism transporditakse ühest geograafilisest regioonist teise, nt. ballastvesi või laevakere välispind. Aga sinna alla kuuluvad ka inimtegevuses kasutatavad või sellega kaasnevad elusorganismid.

Tabel. 4.8.2.1 Merevõõrliikide olulisemad invasiooni teed koos edasikande viisidega (Olenin et al., 2010; Ojaveer et al., 2011).

Invasiooni tee	Edasikande viis
Veealused ujustruktuurid (laevad, paadid, poid jms.)	vesi, põhjasetted; laeva korpus, selle õõnsused, praod, laevapõhi, mahutid; pilsivesi; ankur, ankrukett, vender, kinnitustrossid, kairõngad
Kanalid ja kanalikesed	veevool; tõus-mõõn jt. veetaseme muutused; pontoonid, ujuvpuit jms.
Kalandus	kohapeal hävinud asurkonna taastamine võõrsilt toodud isendite abil; kaaspüügi ja kalajäätmete töötlemisel tekkivad heitmed; vabanenud elussööt ja eluskala pakkematerjali heitmed; kalapüügi vahendid; töõnduskalade toidubaasi rikastamine võõrliikidega
Vesiviljelus	elusorganismidega seonduv vesi, mis lastakse loodusesse; soovimatult või illegaalselt vabastatud vesiviljeluse objektid; ühest kohast teise viidud võrgud, lõksud, puurid ja veepumpamise varustus; äraviskatud või kaotatud võrgud, lõksud, mahutid, pakkematerjalid või nende sees olev vedelik (vesi); vabanenud geneetiliselt muundatud veeorganismid
Akvaariumi- ja eluskala kaubandus	jhuslikult ja/või tahtlikult tühjendatud akvaariumide sisu; kivide, kruusa ja setetega kaasnevad organismid, töötlemata heitmed, illegaalselt vabastatud elus importtoit, elusorganismide pakkematerjali heitmed, elusorganismide

	transpordiks kasutatud vesi
Puhkemajandus	transporditav elussööt ja pakendiheitmed; juhuslikult/tahtlikult vabastatud õngesaak; veespordivarustus (sukeldumis- ja õngitsemisvarustus); elus-suveniirid; looduslike elusvarude täiendamiseks vette lastud organismid
Biotõrje	haigustekitajatest ja parasiitidest vabanemise eesmärgil sisse toodavad looduslikud vaenlased ning nendega kaasnevad haigustekitajad ja parasiidid

Juhuslik invasioon toimub veekeskkonnas peamiselt laevanduse abil. Peamised edasikande viisid on laeva ballastvee mahutid ning korpuse välispind. Oluline on ka võõrliikide levik inimese rajatud kanalite kaudu, nende vabanemine loodusesse teaduslike katsete käigus või kasvandustest, aga järjest enam ka seoses akvaariumi- ja muu eluskala kaubandusega. Veetranspordiga kaasnev võõrliikide ränne uutesse piirkondadesse on kestnud sajandeid ja jätkub ka edaspidi. Viimastel aastakümnetel on laevandus kiiresti arenenud. Ehitatakse järjest suuremaid laevu, ballastveemahutid on muutunud suuremaks ja ka puhtamaks, vähenenud on laeva sõiduaeg, laevaliiklus on muutunud tihedamaks ning rajatud on palju uusi sadamaid maailma eri paikades. See kõik on väga oluline nii kogu Läänemere kui ka Eesti rannikumere kontekstis.

Eelpooltulenevast suureneb pidevalt oht, et järjest uued liigid satuvad uutele, oma päritolupiirkonnast kaugel asuvatele aladele. Võõrliikide invasioonirisk on suurim, kui ballastvee pealevõtmis- ja mahalaadimiskoht on samas bioregioonis või kliimavöötmes, samades temperatuuri- ja soolsustingimustes (Leppäkoski & Gollasch, 2006). Ühest kuupmeetrist sadamasse siseneva laeva ballastveest võib leida üle 50 000 zooplanktoni isendi ning 10 miljonit fütoplanktoni rakku. Seega võib üks laev kanda teise kohta miljardeid planktilisi organisme. On juhtunud, et kaubalaev on võtnud ballastvee mahutites tahtmatult kaasa neli miljonit põhjalooma isendit ning laevakere on vee all kaetud kuni 50 cm paksuse elustiku kihiga. Just seetõttu kujutab merelaevandus endast suurimat invasiooniriski ning seda eriti Läänemeres. Arvatakse, et suur osa Eesti rannikumerest leitud pelaagilisi võõrliike on Läänemeres tulnud just laevatranspordi vahendusel. Meretransport on viimastel aastatel kogu Läänemeres oluliselt intensiivistunud (igal ajahetkel on Läänemeres liikumas üle 2 000 laeva) ning alates 2006. aastast on laevaliiklus suurenenud üle 20% (HELCOM, 2010). Võõrliikide invasiooni koha pealt on eriti olulised just kaubalaevad (muuhulgas naftatankerid). Naftatransport on Läänemeres viimasel kümnendil oluliselt suurenenud ning kaubalaevade osakaal meretranspordist on umbes 50% (HELCOM, 2010). Kaubalaevandus kujutab endast võõrliikide suurt invasiooniriski, kusjuures Eesti sadamate kohta ei ole seni veel ühtegi riskihinnangut tehtud. Oluline on siinjuures märkida, et väga suure tõenäosusega jõuavad Eesti vetesse meie naabermaade sadamatesse saabunud võõrliigid ja vastupidi, kuna suurem osa võõrliikide esmaleidudest pärineb sadamaga piirnevatelt aladelt.

Kõige suurema primaarse invasiooniriskiga piirkond Eestis on Tallinna piirkond (eelkõige Muuga laht), kus asub Läänemere üks suuremaid sadamaid. Valdav osa Tallinna Sadamat külastavatest laevadest (kaubalaevad ja naftatankerid; HELCOM, 2010) on uute võõrliikide invasiooni aspektist kõige riskialtimad.

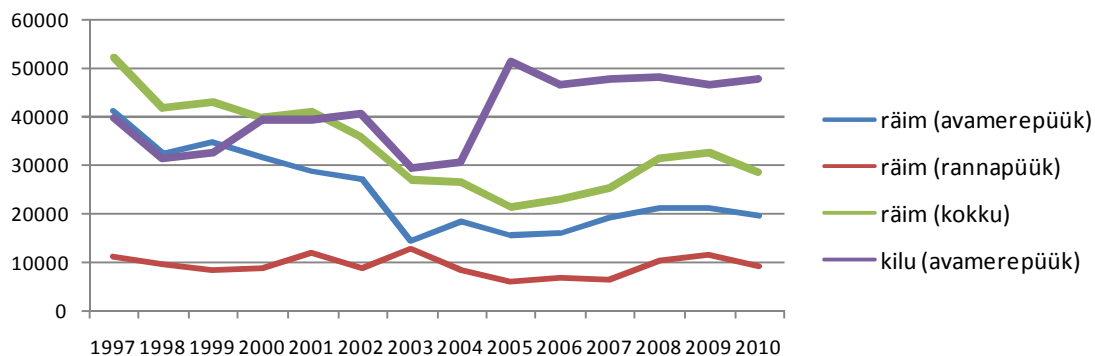
Teine olulisim invasiooni tee kulgeb mööda kanaleid, neist maailma tähtsaim võõrliikide rännutee on olnud Suessi kanal, mille kaudu on Vahemerre jõudnud sadu võõrliike. Läänemere (ja seega ka Eesti) kontekstis on olulised teised kanalid, eriti need, mis ühendavad eri jõestikke. Mitu neist (rajatud aastatel 1768–1952) ühendavad Ponto-Kaspia piirkonna (Must meri, Kaspia meri, Aasovi meri) jõgesid (nt. Dnepr, Volga, Bug) Läänemerre suubuvate jõgedega (Visla, Neemen, Neeva). See on viimasel ajal olnud oluline invasioonitee mitmele Läänemerre tulnud võõrliigile (nt. ümarmudil *Neogobius melanostomus* ja mudil *Neogobius fluviatilis*).

Ülejäänud invasiooniteed on Läänemerele vähem olulised, kuid teatud piirkondades ja/või mingil ajal võib nende osakaal olla märgatav. Töenduslike kalavarude rikastamise eesmärgil ja vesiviljeluses kasvatatavate võõrliikide sissetalumiseks tuleb järgida vastavat EL määrust (EC 2007) ning soovitatavalt ka Rahvusvahelise Mereuurimise Organisatsiooni poolt välja töötatud merevõõrliikide sissetalumise ja ülekande praktikakoodeksit (ICES, 2005).

4.8.3. Liikide selektiivne väljapüük, sealhulgas mittesihtliikide juhuslik väljapüük, A. Albert, H. Ojaveer

Vastavalt kalapüügiseadusele on Eestis kutselise kalapüügi vahendid õngejadad, nakkepüünised, lõkspüünised, kurnpüünised ja traalpüünised. Harrastuspüügivahendid on spinning, vedel, sikuti, lendõng, põhjaõng, und, käsiõng, harpuunipüss ja harpuun, räimeõng, nakkevõrk, õngejada, kuurits, liiv, vähinatt ja vähimõrd (RT I 1995, 80, 1384). Keelatud on püüda traalpüünistega 20 m sügavusjoonest madalamal.

Seega jaotub kutseline püük Eesti vetes avamerepüügiks ja rannapüügiks. Avameres on püügivahenditeks traalpüünised, sihtliikideks on kilu ja räim (joonis 4.8.3.1). Peamiseks kaaspüügi liigiks traalpüügil on meritint, vahel ka lõhe ja meriforell. Kaaspüügina saadakse ka ogalikku, emakala ja võldaslasi, vastavalt piirkonnale ka mageveeliike.



Joonis 4.8.3.1. Räime ja kilu väljapüük (t) Eesti vetest 1997–2010. Kilu rannapüük on marginaalne. Keskkonnaministeeriumi ja Põllumajandusministeeriumi andmed.

Rannikumeres moodustavad valdava enamuse saagist passiivsete püünistega - mõrdade ja nakkevõrkudega - püütud kalad. Sihtliigid erinevad vastavalt aastaajale ja piirkonnale. Püüniste mõõtmed, sh silmasuurus on seadusega reguleeritud vastavalt sihtliikidele. Seisevpüüniste puhul võivad juhuslikuks kaaspüügiks olla ka merelinnud ning hülged.

Enim püütud liigiks kutselisel püügil rannikumerest on räim. Rannikumeres püütakse lisaks räimele kõige rohkem ahvenat, meritinti ning lesta. Suurim räime väljapüük rannikumeres toimub kastmõrdadega (seisevnootadega) kevadperioodil kevadräime kudemise ajal. Kastmõrdadega räimepüügil on peamiseks kaaspüügi liigiks tuulehaug, kuid ka mitmed mageveeliigid, samuti lest.

Meritindi- ja räimepüügil nakkevõrkudega peab silmasuurus olema 24–40 mm, teiste liikide püügil vähemalt 70 mm. Kaaspüügiks on nii siht- kui mittesihtliikide alamõõdulised (juveniilsed)

või äsja suguküpsaks saanud isendid, kui ka mittesihthliikide isendid. Mõrrapüügi sihtliikideks (sõltuvalt piirkonnast ning aastaajast) on enamasti ahven, koha, haug, samuti karpkalalased, kuid ka siirdeliigid nagu merisiig, meriforell ja angerjas. Kaaspüügi moodustavad kõigi funktsionaalsete rühmade esindajad. Kutselise õngepüügi saagid on väikesed, peamisteks sihtliikideks on sõltuvalt merealast angerjas, lest, tuulehaug ning ahven.

Kui vaadelda kutselist püüki piirkondade kaupa, siis Soome lahes on peamisteks rannapüügivahenditeks nagu mujalgi nakkevõrgud ja mõrrad, vähesel määral kasutatakse õngpüüniseid. Enim püütud liikideks on Soome lahes räim, järgnevad lest, ahven, merisiig, meritint, meriforell ja tuulehaug. Selles piirkonnas on püsivalt kasvanud võõrliigi ümarmudila väljapüük (2007 0.1 t; 2010 1.1 t). Samuti on viimaste aastate lõikes suurenenud tursasaagid (2007 0.1 t; 2010 2.1 t).

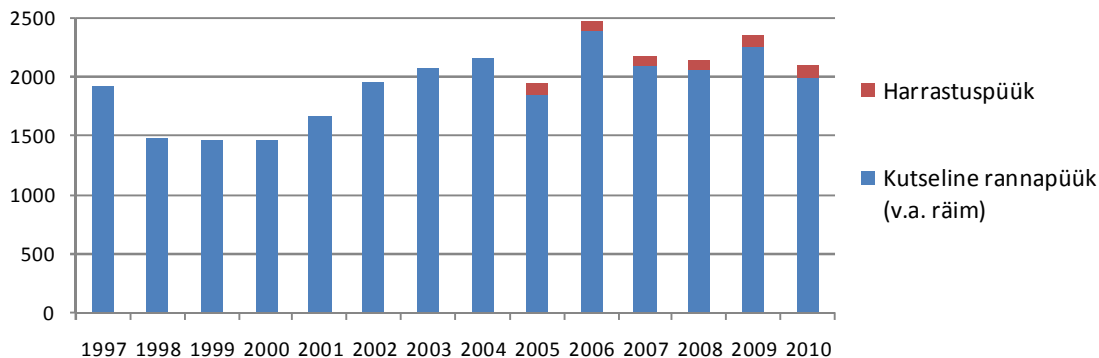
Liivi lahes püütakse nakkevõrkude, mõrdade, nootade ja õngedega. Lisaks räimele on Liivi lahes sihtliikideks veel ahven, tuulehaug, särg, lest, hõbekoger, vimb, haug, merisiig, meritint ja angerjas. Väljapüügi poolest mahub esikümnesse ka kiisk, osaliselt mittesihthliigina räimepüügil nakkevõrkudega.

Saaremaa ja Hiiumaa läänepoolsel rannikul püütakse nakkevõrkudele, mõrdadele ja õngedele lisaks ka nootadega (lestapüügiks). Enim püütud liikideks on selles piirkonnas lest, järgnevad tuulehaug, räim, särg, ahven, meriforell, säinas, merisiig ja haug. Lestapüügil on peamiseks püügivahendiks nakkevõrgud, tuulehaugi püütakse valdavalt mõrdadega. Nakkevõrkude osakaal räimepüügis jääb alla mõrrapüügile, kuid on suurem kui teistes mereala piirkondades. Selles piirkonnas püütakse vähesel määral ka turska (saak 2010. a 1,1 t).

Väinameres püütakse nakkevõrkude, mõrdade ja õngedega. Kõige rohkem püütakse Väinamerest räime, järgnevad tuulehaug, ahven, hõbekoger, särg, lest, haug, nurg ja säinas. Mõrdade osakaal on suurem räime ja tuulehaugi püügis, ülejäänud liikide puhul on peamiseks püügivahendiks nakkevõrgud (Eschbaum et al. 2011; Saat et al. 2011).

Harrastuspüügivahenditest saadakse suurimaid saake nakkevõrkudega. Vähemal määral kasutatakse õngejadasid, madalates merelahtedes ka spinningut.

Harrastuspüügi mahud on Eesti vetes tunduvalt väiksemad võrreldes kutselise püügiga (joonis 4.8.3.2). Sarnaselt kutselisele püügile on harrastuspüügil enimpüütud liikideks lest ja ahven. On liike, mille ametlikud harrastuspüügi saagid on võrreldavas suurusjärgus kutseliste saakidega, näiteks lõhe, meriforell, merisiig ja ümarmudil. Nende liikide puhul on nii kutselise kui harrastuspüügi saagid suurimad Soome lahes. On ka väiksemaid piirkondi, kus harrastuspüügi saagid on tähelepanuväärsed: Pärnu lahe ahvenasaagist moodustavad suure osa talvisel harrastuspüügil alamõõdulisena välja püütud isendid (Saat et al. 2011).

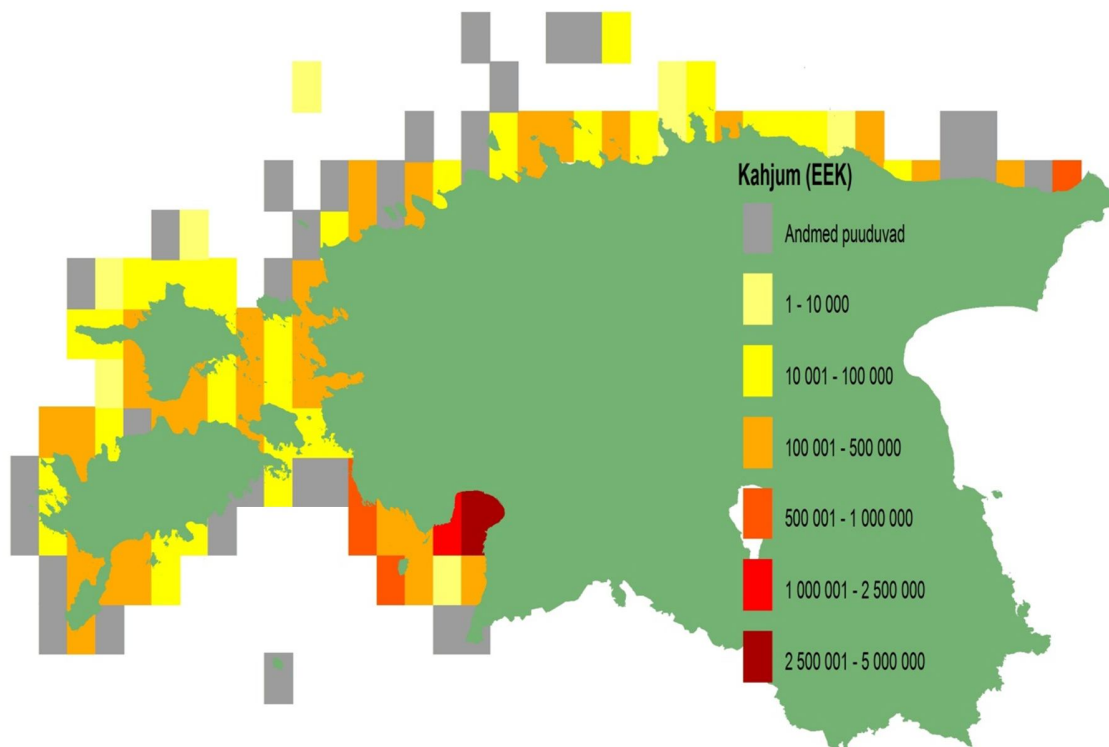


Joonis 4.8.3.2. Kutselise rannapüügi saagid (v.a. räim) 1997-2010 ning harrastuspüügi saagid 2005-2010 (t). Keskkonnaministeeriumi ja Põllumajandusministeeriumi andmed.

Eesti tingimustes on kaaspüügiks passiivsete püügivahendite (nakkevõrgud ja mõrrad) kasutamisel lisaks mittesihthiikidele ja alamõdulistele sihtliikidele ka hülged ning linnud, eriti sukelpardid. Nii hülged kui veelinnud sukelduvad toidu järele. Püünisesse ujudes takerduvad nad sinna ja upuvad. Linde ohustab kalavõrkudesse sattumine eelkõige rände- või talvitumisperioodil, mil nad kogunevad suurtesse parvedesse ja toituvad kaladest, keda samal ajal püüavad ka kalurid.

Usalduskalurite poolt aastatel 2005–2008 kogutud andmete põhjal hukkus nt Soome lahes keskmiselt 0,59 lindu 1 000 m nakkevõrgu kohta päevas, st. arvutuslikult ca 5 000 lindu aastas. 78% võrkudes uppunud lindudest olid aulid (Żydelski et al. 2009). Merelindude kaaspüüki põhjustavad Läänemere idaosas peamiselt suure silmasuurusega (> 100 mm) võrgud. Hüljeste kaaspüügi määr on suurim mõrdades, kus nad käivad toitu otsimas, tihti neid kahjustades või ise uppudes (Fammler 2009; Ruskule et al. 2009). Hüljeste kokkupuude püünistega on sagedasem kõrge püügisurvega piirkondades (joonis 4.8.3.3; Vetemaa ja Piirisalu 2011).

Lisaks hüljestele võib Eesti vetes imetajatest esineda ka vaalaliste hulka kuuluv pringel. Eestis toimub alates 2004. a. pringlite püünistesse sattumise jälgimiseks programm, kus vähemalt 5% Eesti laevade räime- ja kilu traalpüügireisidest on kaetud vaatlejatega. Selle programmi raames pole perioodil 2004–2010 täheldatud ühegi pringli sattumist püünistesse (Sirp, and Klaas 2011).



Joonis 4.8.3.3. Hüljeste poolt põhjustatud kahju jaotumine rannikumeres 2010. a. vastavalt kalurite hinnangule (Vetemaa, and Piirisalu 2011).

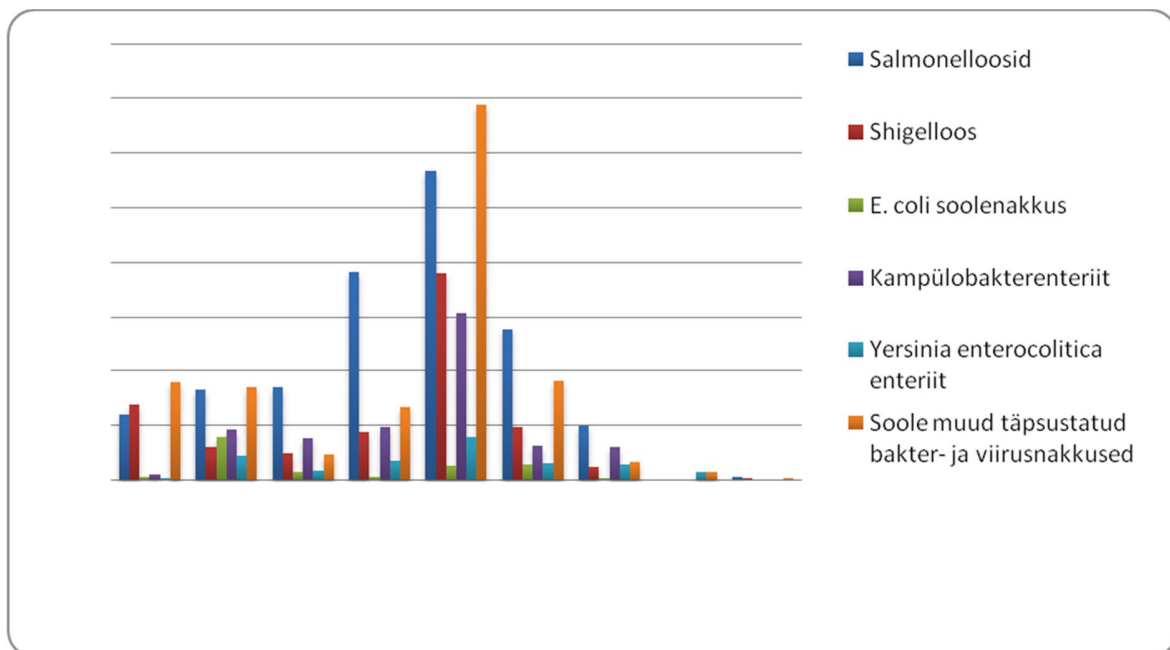
4.8.4. Mõjud, H. Ojaveer, K. Künnis-Beres

Mikroobsed patogeenid

Kuna patogeenseid mikroorganisme Eestis rannikuvees ei seirata (tervisekaitseõuded), siis saab patogeenide võimalikku reostuskoormust rannikuvees hinnata soolenakkushaiguste esinemise põhjal merega piirneval territooriumil. Patogeensete mikroobide levitaja on reeglina haige inimene või loom. Merre satuvad patogeensed mikroobid üldjuhul fekaale sisaldava reo- või uhteveega (sademeveega).

Eestis rannikuga piirneval territooriumil, kaasaarvatud saared, on ajavahemikul 2000-2010 registreeritud vaid 2–3 kõhutüüfuse/paratüüfuse juhtumit. Ülevaade enamlevinud soolenakkustesse haigestumise juhtudest rannikuga piirneval Eesti territooriumil ajavahemikul 2000-2010 on esitatud graafiliselt joonistel 4.8.4.1. Valik hõlmab selliseid bakteriaalseid haigusi nagu salmonelloos (peamine põhjustaja *Salmonella Enteritidis* või *Salmonella Typhimurium*), shigelloos (peamine põhjustaja *Shigella flexneri* või *Shigella sonnei*), kampülobakterenteriit (peamine põhjustaja *Campylobacter jejuni*), *Jersinia enterocolitica* enteriit ja *E. coli* soolenakkus. Lisaks on esitatud ka summaarne registreeritud haigusjuhtude arv muudesse mikrobioloogiliselt täpsustamata soolenakkustesse (Terviseamet).

Haigestumise statistikast selgub, et Eesti territooriumilt merre kantav potentsiaalne patogeensete bakterite koormus on seni olnud ebaoluline, mis ei mõjuta mere ökosüsteemi ega tohiks ohustada suplevate inimeste tervist, mida kinnitavad ka suplusvee mikrobioloogilise seire andmed (pt 4.8.1).



Joonis 4.8.4.1. Soolenakkustesse haigestumise juhtumid rannikuga piirneval Eesti territooriumil ajavahemikul 2000-2010. Vertikaalsel teljel on mikrobioloogiliselt tõestatud haigusjuhtude summaarne arv (haigusjuhtude andmed pärinevad Terviseameti kodulehelt <http://www.terviseamet.ee/nakkushaigused/nakkushaigustesse-haigestumine.htm>)

Võõrliigid

Rahvusvaheline Merendusorganisatsioon (IMO) peab bioinvasioone üheks neljast suuremast ohust maailmameredele. Ülejäänud kolm suurimat ohtu on mere elusvarude ülepüük, maismaalt tulev reostus ja elupaikade hävimine.

Võõrliikide invasioone on nimetatud ka bioloogiliseks reostuseks. Bioloogiline reostus (sünonüümid: bioreostus, bioloogilise invasiooni mõju, bioinvasiooni mõju) 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.

Võõrliigid võivad põhjustada olulisi ja sageli pöördumatuid muutusi mereökosüsteemides, tuua endaga kaasa majanduslikku kahju ning kujutada otsest ohtu inimese tervisele. Näiteks laeva ballasteveest on leitud inimesele ohtlikke patogene (teiste seas ka eriti ohtlikku koolerabakterit).

Võõrliikide mõju võib avalduda looduse erinevatel organisatsioonitasanditel: geeni, liigi, koosluse, biotoobi kui ka ökosüsteemi tasandil. Muuhulgas võivad võõrliigid elupaiga- ja

toidukonkurentsi kaudu muuta kohalike liikide paljunemist ja kasvukiirust, nende levila suurust ja paiknemist ning asurkonna arvukust. Biotoobi tasemel võivad võõrliikidest tingitud muutused kaasa tuua põhjasetete omaduste muutusi, vee läbipaistvuse muutusi, veealuste suuremate objektide massilist kattumist ning seeläbi tekitada väga ulatuslikke muutusi elupaikades (nn elupaiga insenerid; Wallentinus & Nyberg, 2007). Ökosüsteemis toimuvad muutused mõjutavad laiemalt elurikkust, mille tagajärjel muutuvad kogu süsteemi aine- ja energiavood ning ka mitmed eluta keskkonna näitajad.

Võõrliigid võivad põhjustada ka olulist majanduslikku kahju, eelkõige kahandades inimest huvitavaid looduslikke elusvarusid. Kannatada võivad kõik veega seotud tegevusalad, nagu laevandus, kalandus, turismimajandus ja muud majandussfäärid (energia- ja reoveemajandus: võõrliigid ummistavad veetorude filtrid). Samas tuuakse võõrliike sisse töenduslike elusvarude rikastamiseks – nad on olulised tulusad töendusobjektid.

Võõrliigid võivad kohalike liike valikuliselt ka soodustada. See toimub elupaiga muutuste kaudu (luuakse uusi elupaiku, olemasolevad elupaigad asendatakse teistega), toiduahela muutuste kaudu (rikastatakse toidubaasi, väheneb konkurents ja kisklus), aga ka võõrliikide kui uute (vahe)peremeeste invasiooni kaudu.

Läänemeres on võõrliigid enamasti elustikku rikastanud, seda nii liigilise mitmekesisuse kui ka funktsionaalse rikkuse koha pealt (Olenin & Leppäkoski, 1999). Samas on meil paljude liikide kohta liiga vähe teavet, et seda väidet võiks Eesti rannikumere kohta üldistada. Hiljutised uuringud võõt-kirpvähi invasiooni kohta näitasid tulnukliigi selget negatiivset mõju kohalike suurselgrootute mitmekesisusele (Herkül et al., 2009). Samuti on ohtralt eksperimentaalset tõendusmaterjali Eesti rannikumeres elavate erinevate võõrliikide negatiivsest mõjust kohalikele liikidele (Tabel 4.8.4.1).

Kuigi veevõõrliikide tekitatud majanduskahju on seni vähe uuritud, kinnitavad need üsna vähesed andmed, et kahju võib olla märkimisväärne. Näiteks harilik laevaoherd (*Teredo navalis*) on hiljuti põhjustanud hinnanguliselt 25–50 miljoni eurose kahju Läänemere rannikul Saksamaal. Vesikirbu *Cercopagis pengoi* tõttu (kalavõrkude ummistamine) on väidetavalt üks Venemaa kalapüügiettevõtte saanud aastatel 1996–1998 majanduslikku kahju vähemalt 50 000 USD (Panov et al., 1999).

Eesti rannikumeres esinevate erinevate võõrliikide mõju on uuritud umbes paarkümmend aastat. Tööde tulemusena saame esitada konkreetseid näited kaheksa võõrliigi poolt põhjustatud mõjudest (Tabel 4.8.4.1). Nagu tabelist selgub, on mitmete võõrliikide mõjud olulised, hõlmavad nii pelagiaali kui bentost ning kaasavad nii eluta kui ka eluskeskkonna.

Tabel 4.8.4.1 Ülevaade võõrliikide dokumenteeritud mõjude kohta Eesti merevees või sellega külgnevatel aladel

Liik	Mõju iseloom	Kirjanduse viide
Vesikirp <i>Cercopagis pengoi</i>	Mesozooplanktoni koosluste struktuuri ajalis-ruumilised muutused (eelkõige <i>Bosmina maritima</i> , <i>Eurytemora affinis</i>) Oluline toiduobjekt müsiididele ja pelaagilistele kaladele muutes seeläbi pelaagilise toiduahela suhteid	Kotta et al., 2004; Ojaveer et al., 2004; Põllumäe & Väljataga, 2004; Põllumäe & Kotta, 2007; Lehtiniemi & Gorokhova, 2008 Gorokhova et al., 2005; Gorokhova & Lehtiniemi, 2007; Lankov et al., 2010
Hiina villkäppkrabi <i>Eriocheir sinensis</i>	Uus toiduahela funktsiooni tüüp; kohalike ja võõrliikide võimalik translokatsioon	Ojaveer et al., 2007
Vööt-kirpvähk <i>Gammarus tigrinus</i>	Uus toiduessursus kaladele; kohalike taimetoiduliste liikide arvukuse langus ja lokaalselt kohalike liikide kadumine	Orav-Kotta et al., 2009; Kotta et al., 2010
Rändkarp <i>Dreissena polymorpha</i>	Vähendab fütoplanktoni biomassi (läbi filtreerimise) ja seeläbi mõjutab zooplanktoni populatsioone	Kotta et al., 1998
Virgiinia keeritsuss <i>Marenzelleria neglecta</i>	Põhjasetetes oleva mikrofütobentose produktsiooni (Chla) tõus, kohaliku natiivse hulkharjasussi liigi arvukuse langus	Kotta et al., 2001; Kotta et al., 2006
Höbekoger <i>Carassius gibelio</i>	Toiduahela muutused rannikumeres, lisandunud töõnduskala	Vetemaa et al., 2005
Ümarmudil <i>Neogobius melanostomus</i>	Muutused rannikukalastiku koosluses (positiivne mõju ahvenale ja negatiivne mõju lestale)	Järv et al., 2011
Tõruvähk <i>Balanus improvisus</i>	Rohevetikas <i>Ulva intestinalis</i> kasvu soodustamine	Kotta et al., 2006

Liikide selektiivne väljapüük, sealhulgas mittesihtliikide juhuslik väljapüük

Kõige suurem ja otsesem kalapüügi mõju ekspluateeritavatele populatsioonidele on suurtes kogustes suguküpse kala eemaldamine populatsioonist. Selle tulemusena muudetakse varu struktuuri, kusjuures kalade keskmine pikkus, individuaalne kehamass ja vanus populatsioonis alaneb. Mittesihtliikide ja mittetöõnduskalade kohta on reeglina teavet väga vähe.

Üheks drastilisemaks näiteks Eesti rannikumeres on ahvena ja koha saakide/varude suur langus peale töõnduspüügi olulist intensiivistumist 1990-ndail aastal. Selle tulemusena moodustasid Väinamere ahvenasaagid 2000-ndate aastate algul vaid ca. 1% kalasaakidest 1961-1990 keskmisena ning sisulisest sarnast suundumust näitas ka haug (Vetemaa et al. 2006). Selle tulemusena muutus oluliselt kogu rannakalastiku koosseis (olulise lisategurina mõjusid ka soodsad keskkonningimused nagu soojad suved ja progresseeruv eutrofeerumine) kus karpkalaliste osakaal rannikumere kooslustes suurenes märkimisväärselt (Saat and Eschbaum 2002). Oluliselt intensiivistunud Pärnu lahe koha püügiga kaasnevalt täheldati kalavaru töõndusliku suremuse suurenemist, keskmise kehamassi alanemist, töõndus- ja katsepüükide CPUE pidevat ja järsku vähenemist (Eero 2004). Selle tulemusena on kala sisuliselt kaotanud oma töõndusliku tähtsuse ning kohalik kalakooslus seeläbi oluliselt muutunud (röõvkalade arvukus oluliselt vähenenud).

Kalapüügi surve just püügivahendite selektiivsuse tagajärjel kalapopulatsiooni suuruselisele ja vanuselisele struktuurile on Eesti tingimustes ilmnenu näiteks räime puhul püügis traalnoodaga (Raid et al. 2011).

Püük suhteliselt destruktiivsete püügivahenditega (sh. karbidredžid) võib põhjustada olulisi ökosüsteemseid muutusi (nt. ICES 2000). Kuna Eesti vetes destruktiivseid põhjatraale ei kasutata, siis mainitud muutused ökosüsteemile puuduvad. Seetõttu, otseseid eluta keskkonna muutusi kalapüügi tõttu ei esine.

Eesti rannikumeres on olulisimateks püügivahenditeks erinevad seisevpüünised ning seeläbi mõju mittesihtliikidele piirdub eelkõige hüljeste ja veelindudega. Kalapüük võib mõjutada hüljepopulatsioone eelkõige läbi järgnevate mehhanismide: hüljeste kui konkurentide kütmine; hüljeste hukkumine püügile asetatud kalapüünistes, hüljeste hukkumine nn. 'kadunud' kalapüünistes ja toiduressursi vähenemine (Pilats 1989).

Lisaks väljapüütavale kalaliikidele võib kalapüük mõjutada ka toiduahela teisi lülisid ja protsesse. Muuhulgas võib kalapüük kutsuda esile ja/või muundada ökosüsteemi seisundi muutusi ning põhjustada toiduahela madalamete lülide (zooplanktoni biomass ja suuremate rühmade omavahelise suhte muutus) dünaamika muutusi (Österblom et al 2007; Möllmann et al. 2008; Casini et al. 2009). See kajastub ka Eesti rannikumeres, kuna mainitud uuringud on tehtud Läänemere avaosa kohta.

Pilats (1989) on seisukohal, et hüljeste kaaspüük (5% Liivi lahe kirdeosas) võib negatiivselt mõjutada hüljeste arvukust piirkonnas. Seevastu hilisemas hinnangus (Vetemaa 2006) märgitakse, et hüljeste kaaspüük ei tohiks Läänemere põhjaosas põhjustada hüljeste arvukuse kahanemist ning selleks on pigem keskkonnareostusest tulenevad probleemid.

Olemasoleva teabe alusel kalapüügi mõjude kohta merelindude populatsioonidele võib järeldada, et uuritud kolmest liigist (aul, merivart ja krüüsel) kahele (merivart ja krüüsel) võib liikide sattumine kaaspüüki mõjuda populatsioonidele negatiivselt (Žydelis et al. 2009).

4.8.5. Muudest EL nõuetest tulenev seisundi hindamine, H. Ojaveer

Bioloogiliste häiretega seonduvat mere-elustiku seisundi hindamist teostatakse mitmetest erinevatest rahvusvahelistest nõuetest (sh. EL seadusandlikest aktidest) lähtuvalt. Mitmed neist on rutiinsed ja iga-aastased, mõned viiakse läbi vastavalt vajadusele.

Otseselt vee võõrliike käsitlev akt on EL-i vesiviljeluses kasvatatavate vee võõrliikide määrus (708/2007) ning sellega seonduvad määrused (506/2008 ja 535/2008). Määruse 708/2007 eesmärk on vähendada vesiviljeluses kasutatavatest võõrliikidest tulenevaid riske kohalikule elurikkusele ja ökosüsteemile. Määruse 708/2007 järgi võib veeorganismi introdutseerida või teise kohta asustada ainult vastava loa alusel. Luba taotledes tuleb esitada põhjalik keskkonnanriski analüüs, kus on kirjas, millist mõju sissetoodav liik võib kohalikule ökosüsteemile avaldada. Kui keskkonda sattumine on välistatud, on ka loa taotlus oluliselt lihtsam. Määruse 708/2007 lisas on loend kõige tavalisematest liikidest, kelle puhul pole luba üldse vaja.

Kõige olulisem võõrliike käsitlev rahvusvaheline lepe on IMO rahvusvaheline laevade ballastvee ja setete kontrolli ning käitlemise konventsioon (2004. a.). Ballastvee konventsiooni põhieesmärk on laevade ballastvee ja setete kontrolli ning käitlemise kaudu vältida, vähendada ja lõplikult kõrvaldada kahjulike veeorganismide ja haigustekitajate ülekandumine. Konventsioon sätestab muuhulgas ka mitmete indikaatormikroobide (bakterid *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli* ja *Enterococci*) tiheduse lubatud piirmäärad väljutatavas ballastvees. Konventsiooniosalised on kohustatud tegema uurimistööd ja järelevalvet, mis hõlmab tehnoloogia või meetodite tõhususe ja kahjuliku mõju ning laevade ballastvee kaudu üle kantud organismide ja haigustekitajate põhjustatud kahjuliku mõju seiret ja seisundi hinnangut. Samuti on sätestatud, et konventsiooniosaline teavitab teisi konventsiooniosalisi oma jurisdiktsiooni all olevatest piirkondadest, kus laevadel ei oleks soovitav ballastvett merest pumbata (nt. Mereala piirkonnad, kus esineb ohtlikke veeorganisme ja haigustekitajaid). Vaatamata sellele, et konventsioon pole veel jõustunud, otsustas HELCOM, et ballastvee käitlemise konventsiooni võiks osaliselt hakata kohaldama vabatahtlikkuse korras alates 1. aprillist 2008. Läänemere-äärsetest riikidest on Rootsi konventsiooni praeguseks ratifitseerinud. Esialgse info kohaselt plaanib Eesti seda teha (koos ülejäänud Läänemere riikidega) hiljemalt aastal 2013.

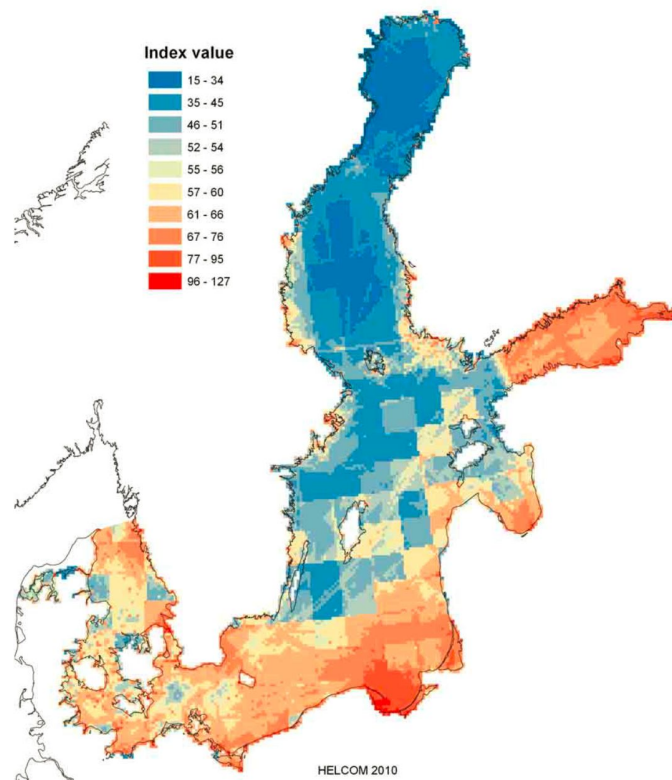
VRD eesmärk on kehtestada muuhulgas ka üleminekuvee ja rannikuvee kaitse raamistik, mis hoiab ära veeökosüsteemide seisundi halvenemist ning kaitseb ja parandab nende seisundit. Direktiivi alusel jagatakse üleminekuveed ja rannikuvesi vesikondadeks, milledes on liikmesriik kohustatud teostama mereseiret. Direktiivis on eesmärgina sätestatud, et kõigis vesikondades tuleb tagada vähemalt hea ökoloogiline seisund aastaks 2015. Üleminekuvetes on seiratavateks ja hinnatavateks bioloogilisteks komponentideks fütoplanktoni koosseis, arvukus ja biomass; muu veetaimestiku koosseis ja biomass; selgrootute põhjaloomade koosseis ja arvukus; ning kalastiku koosseis ja arvukus. Rannikuvees on seire objektideks kõik eelnev v.a kalastik.

Kalandusandmete kogumist reguleerib EÜ määrus (1543/2000). Määrusega on kehtestatud raamistik ühise kalanduspoliitika elluviimiseks vajalike andmete kogumiseks ja haldamiseks, mida on vaja kalavarude ja kalamajanduse seisundi hindamiseks. Liikmesriigid on kohustatud koguma andmeid hindamaks: erinevate kalalaevastike tegevuse ja püügivõimsuse muutusi; saagi kogumahtu varude kaupa; eri lossimistega seotud hindu ja nende kujunemist; ning kalanduse majanduslikku seisundit. Eestis viiakse kalanduse ja kalastiku seiret läbi kõigis meid ümbritsevates Läänemere alabasseinides (Liivi laht, Soome laht, Läänemere avaosa ja Väinameri) ning nii avamere kui ka rannikukastiku ja kalanduse lõikes. See annab peamise aluse hindamaks Eesti vete kalastiku ja kalavarude seisundit. Rahvusvaheliste kalavarude (räim, kilu, tursk, lest, lõhe) suuruse hindamine toimub Rahvusvahelise Mereuurimise Nõukogu (ICES) vastavates tööühendustes. Töö tulemusena saadakse varude suuruse hinnang peamiste tööstuskalavarude kohta (räim, kilu, tursk) kohta ning antakse kalavarude teaduslikud soovitusel majandamiseks.

Euroopa Nõukogu direktiiv(79/409/EMÜ) loodusliku linnustiku kaitse kohta käsitleb kõikide looduslikult esinevate linnuliikide kaitsmist. See hõlmab liikide kaitset, majandamist ja seiret ning kehtestab nende kasutamise reeglid. Liikmesriigid on kohustatud võtma vajalikke meetmeid linnuliikide arvukuse säilitamiseks tasemel, mis vastab eelkõige ökoloogilistele, teaduslikele ja kultuurilistele nõuetele, samuti võtavad liikmesriigid meetmeid nende liikide arvukuse sellise tasemeni viimiseks. Samuti on liikmesriigid kohustatud võtma vajalikke meetmeid linnuliikide elupaikade piisava mitmekesisuse ja suuruse säilitamiseks, hooldamiseks või taastamiseks. Oluline on, et hinnangute andmisel tuleb lähtuda arvukuse pika- ja lühiajalistest muutustest, st liikmesriigid peavad teostama pidevaid uuringuid ning lindude seiret.

4.9. Kumulatiivsed ja sünergeetilised mõjud, H. Ojaveer, G. Martin

Võttes arvesse 15 erinevat survetegurit (katmine, blokeerimine, mudastumise muutused, abrasiioon, eluta varude valikuline eemaldamine, veealune müra, muutused termilises režiimis, muutused soolsusrežiimis, sünteetiliste ühendite sissetalumine, mittesünteetiliste ainete ja – ühendite sissetalumine, radionukleiidide sissetalumine, väetisainete sissevool, orgaanilise aine sissevool, mikroobsete patogeenide juhtimine merre ja liikide valikuline eemaldamine) hinnati võimalike survetegurite kumulatiivset mõju 5 km x 5 km ruutude kaupa skaalal 15-127, mis oli omakorda jagatud kümneks väärtusklassi kategooriaks: 15-34, 35-45, 46-51, 52-54, 55-56, 57-60, 61-66, 67-76, 77-95, 96-127 (Joonis 4.9.1). HELCOM-i poolt läbiviidud uuringu käigus hinnati kogu Läänemere skaalal ülaltoodud survetegurite kumulatiivset mõju ekspertide võrgustikku kasutades (HELCOM 2010). Töö tulemustest selgub, et Eestit ümbritsevates mereala piirkondades (Liivi laht, Soome laht, Läänemere avaosa ja Väinameri) on erinevate survetegurite kumulatiivne mõju suurim Soome lahes (kumulatiivsete survetegurite väärtusklassid valdavalt 61-66 ja 67-76) ning ka Liivi lahe kirdeosas (väärtusklasside kategooriad 57-60 ja 61-66), kusjuures eriti just Lääne-Eesti rannikumeres on survetegurite koosmõju suhteliselt madal (väärtusklassid vahemikus 35-60; HELCOM 2010). Survetegurite kõrge kumulatiivne väärtus Soome lahes on põhjustatud lahe idaosas paikneva jõe poolt merele põhjustatavast suurest reostuskoormusest (orgaaniline aine, kaadmium, nikkel, tsink, vask, lämmastik, fosfor), samas kui näiteks elusvarude eksploatatsioon (kalapüük, lindude ja küttimine) on isegi mõõdukas või madal. Samas, rakendatud metoodikaga mitmed seonduvad aspektid, nagu nt. ekspertide võrgustiku kasutamine ja sellega seonduv vastuste usaldusväarsuse hinnang, andmete agregeerimise meetod, mis toob selgelt esile jõgede mõju jpt nõuavad edaspidi kriitilist analüüsi ja seetõttu tuleks käesolevaid tulemusi kasutada kui esmast hinnangut.



Joonis 4.9.1. Erinevate survetegurite võimalik koosmõju Läänemerel näidatuna Läänemere surveindeksina (HELCOM 2010). Sinine värvus kajastab madalat mõju ja punane värv suurt mõju.

5. KOKKUVÕTE.

Eesti jurisdiktsiooni alla jääv mereala asub Läänemere kirdeosas ja koosneb kolme Läänemere suurema basseini osadest: Soome laht, Liivi laht, Läänemere avaosa ja Lääne-Eesti saarestiku piirkonda jääv Väinameri. Kogu Eesti mereala pindala on kokku ligikaudu 36 500 km², millest majandusvöönd moodustab peaaegu ühe kolmandiku (11 300 km²).

Käesolevas aruandes kirjeldati Eesti mereala oluliste looduslike parameetrite ja tähtsamate survetegurite ulatuses (vastavalt MSRD lisa III tabel 1 ja 2 järgi). Kirjelduse aluseks oli ekspertrühmale avalikult kättesaadav informatsioon ja seniste hinnangute ja seireprogrammide tulemused.

Tähtsamad töö käigus välja toodud tulemused ja üldistused oleksid järgmised:

Merekeskkonda iseloomustavad olulised parameetrid

Füüsikalised ja keemilised omadused.

Eesti mereala on üldjuhul iseloomustatav kui madal meri, kus sügavused ulatuvad 0-180 m. Ligikaudu 20% Eesti merealast on nii madal, et peaks olema enamuse ajast läbisegunenud pinnast põhjani, 50 % Eesti merealast on ajutiselt stratifitseeritud ja ligi 30 % merealast on sügavusega üle 60 m, mis võimaldab halokliini olemasolu, st et selles osas on veesammas stratifitseeritud suure tõenäosusega kogu aasta jooksul. Merepõhja tüüpidest esineb Eesti merealal kõige rohkem mudaseid setteid. Samuti on levinud moreen, liiv ja jämedateralised setted (veerised). Vähemal määral esineb kaljuse pinnasega alasid või on liigitatud piirkondi segasetetega aladeks. Lainerezhiimi iseloomustamiseks võiks ära tuua, et Soome lahes ja Läänemere avaosas on registreeritud maksimaalsed lainekõrgused vastavalt 8,2 m (Ava-Läänemere põhjaosas) ja 5,2 m (Helsingi poi). Mudelarvutused andsid 2005.a. jaanuaritormi kohta maksimaalseks lainekõrguseks Läänemere avaosas 9,7 m. Eesti merealade pinnavee soolsus jääb vahemikku 0-7 PSU ning selle ruumiline jaotus sõltub magvee sissevoolude lähedusest ja Läänemere pinnavee soolsuse üldisest jaotusest. Merevees lahustunud toitainete kontsentratsioonide alusel on seni merevee seisundit hinnatud vaid rannikuvee osas. Hindamise tulemused erinevad lahustunud lämmastiku ja lahustunud fosfori osas kuid üldine tendents on selline, et seisund on parem Läänemere avaosadele avatud rannikupiirkondades ja halvem vähese veevahetusega ja tugevama ranniku mõju alla olevates merepiirkondades. Pikajalised trendid on piirkonniti erinevad. Merevee läbipaistvus järgib üldjoontes toitainete leviku seaduspärasusi – läbipaistvus on madalam rannikulähedastes merepiirkondades. Seni läbiviidud rannikuvee seisundihinnangud näitavad halvemat seisundit suletud lahtedes (Haapsalu ja Pärnu laht) ning paremat olukorda Soome lahe suudmeosas. Avameres läbipaistvuse põhjal seisundi hinnanguid varem teostatud ei ole. Muret tekitab hapnikupuuduse levik sügavamal avamere põhjalähedastes veekihtides samas kui Eesti vetes on viimastel aastatel põhjalähedaste veekihtide kapnikuolukord mitmel pool paranenud.

Elupaigad.

Eesti mereala on Läänemere tingimustes äärmiselt mitmekesine erinevate elupaikade poolest. Merepõhja elupaikadest on näiteks 25st EBHAB klassifikatsiooni järgsest võimalikust elupaigast esindatud tervelt 18. Samuti on Eesti merealal esindatud 6 Loodusdirektiivi lisa I elupaigatüüpi. Kuigi täiemastaapset elupaikade inventuuri, mis kataks kogu Eesti mereala läbiviidud ei ole võib olemasoleva informatsiooni põhjal ennustada erinevate elupaikade levikut. Loodusdirektiivi lisa I elupaigatüüpidest on Eesti merealal enam levinud elupaigatüüp 1110 „liivamadala“ samas kui elupaigatüübi 1170 „Karid“ levikut on ilma põhjalikuma inventuurita raske ennustada. Eestis ei ole siiani kaardistatud ega hinnatud veesamba elupaikade levikut ja kvaliteeti ja vastav klassifikatsioonisüsteem vajab veel väljatöötamist. Erilist tähelepanu vääriva elupaigana toodi käesolevas aruandes välja oma eriliste omaduste, strateegilise tähtsuse ja spetsiifilise surve all olemise tõttu Kassari lahe lahtist punavetikakooslust, kus toimub ka töenduslik vetikate väljapüük.

Bioloogilised parameetrid.

Eesti mereala asustavad kooslused on reeglina üsna tüüpilised kirde Läänemerele, kuid omavad ka piirkonniti teatud eripära. Pelaagilistele ja ka madala vee bentilistele kooslustele on omane sesoonne suksessioon, kus vegetatsiooni perioodi jooksul vahelduvad nii domineerivad liigid kui kõikide liikide proportsioonid. Pelaagilised kooslused reageerivad keskkonnamuutustele kiiremini kui merepõhja kooslused. Ülalpool halokliini määravad põhjakoosluste leviku ära kolm põhilist tegurit – vee soolsus, sügavus ja põhja tüüp. Allpool halokliini on tähtsaks teguriks hapniku olemasolu. Fütoplankton on kasutuses merekeskkonna seisundit iseloomustava indikaatorina eelkõige EL VPRD järgse seire ja keskkonna seisundi hindamise süsteemis. Fütoplanktoni järgi on kaasajal kõige halvemas seisundis Eesti rannikuvee kogumitest Haapsalu laht ja rannikuvee Soome lahe keskosas. Kõige paremas seisundis aga Läänemere avaosale avatud merepiirkonnad. Zooplankton ei ole käesoleval ajal ühegi merekeskkonna kvaliteedi hindamise süsteemi osa samas on ka zooplanktoni puhul märgata teatud trende ja muutusi. Kolmes operatiivseire piirkonnas kogutud zooplanktoni andmed näitavad kogu Läänemeres viimastel aastakümnetel toimunud trendi, et zooplanktonis väheneb vähilaadsete ja suureneb keriloomade osakaal. Eesti rannikumere põhjataimestik ei ole kuigi liigirikas võrreldes teiste Läänemere piirkondadega. Samas on põhjataimestik oluliseks keskkonna kvaliteedi näitajaks ja põhjataimestiku põhjal tehtud rannikuvee seisundihinnang näitab jällegi probleemsete aladena eelkõige Lääne Eesti suletud lahtedega piirkondi. Mere põhjaloostik on samuti oluliseks keskkonnaseisundi indikaatoriks, mida on võimalik kasutada keskkonnaseisundi iseloomustamiseks nii madalas rannikumeres kui sügavamatel aladel. Eesti rannikuvees eristub põhjaloostiku põhjal tehtud hinnangutes negatiivsest poolest Tallinna lahega piirnevad merealad peegeldades ilmselt Tallinna piirkonnast tulenevat inimõju. Eesti merealade kalastik on ühest küljest suhteliselt mitmekesine, kuid ka tugeva inimõju all. Peamisteks surveteguriteks on kalastussuremus, hüdrometeoroloogilised tingimused, kormoranide surve ning kudealade muutumine kasutuskõlbmatuks eutrofeerumise tagajärjel. Mereimetajatest on Eesti rannikut asustava hallhülgeasurkonna seisund viimastel

kümnenditel pidevalt paranenud (eelkõige viitab selle arvukuse tõus) samas asurkonna soolise ja vanuselise struktuuri kohta ei ole andmeid. Samuti ei loomade tervislikku seisundit Eestis uuritud. Probleemiks on jätkuvalt kõrge soolestikuhaavandite esinemine. Viigerhüljeste arvukuseks Eesti vetes hinnatakse ca 1 000 looma. Erinevalt Läänemere viigrite peamisest asustusalast Botnia lahes, kus viimastel aastakümnel on registreeritud positiivne kasvutrend ca 4,3% aastas ei ole alates esimestest loendustest aastatel 1994 – 1996 positiivset trendi Eestis tervikuna täheldatud. Eesti mereala tähtsus lindudele tuleneb paiknemisest vahetult Ida-Atlandi rändeteel ja mereelupaikade mitmekesisusest. Praegust teavet merelindude levikust ja arvukusest Eestis võib tervikuna pidada heaks (haudelinnud, rannikumere mittepesisusaegsed kogumid) kuni rahuldavaks (avamere mittepesisusaegsed kogumid). Merelindude inventeerimisega majandusvööndis pole alustatud. Eriliseks teemaks on Läänemere kontekstis võõrliigid. Eesti merevetest on läbi aegade leitud vähemalt 32 võõrliiki. Hiljuti välja töötatud bioloogilise reostuse indeksi määramise meetodika alusel hinnatuna skaalal 0...4 (0 - mõju ei ole... 4 – oluline ja suur mõju) võib Eestit ümbritseva mereala jagada kaheks: Liivi ja Soome lahe BPL indeksi väärtus on 3 ning Väinamere ja Läänemere avaosa BPL väärtus on 2.

Muud näitajad.

Eesti mereala seisundit ohtlike ainete osas võib lugeda heaks. Siiani veel mitteametlikke piirväärtusi kalades ületavad vaid mõned analüüsid üksikute ainete osas. Nimetada võib siin raskemetalle (Cd, Pb), tinaorgaanilisi ühendeid, heksaklorobenseeni. Käesolevas ülevaates toodud andmed näitavad, et praeguse analüüsimetoodika juures on isegi heitvete sisselaskude läheduses ja filtreerimata vees enamiku ainete kontsentratsioon allpool määramispiiri.

Survetegurid

Füüsiline kadu.

MSRD kontekstis tuleb hinnata ja kirjeldada eraldi merepõhja loomuliku substraadi katmist kas kunstusubstraadiga või kaadamismaterjaliga ning erinevaid protsesse, mis toimuvad setete kuhjumisel kunstlike tõkete ümber (blokeerimine). Mitmes Eesti rannavööndi lõigus on vee liikumine takistatud ning intensiivistunud on setete kuhjumine. Takistuse vastasküljel on sageli kujunenud vastupidine olukord, kus setete defitsiidi tõttu on intensiivistunud kulutusprotsessid. Viimasel kümnendil on rannajoon muutunud kõigi suuremete sadamate (Paldiski Lõuna- ja Põhjasadam, Muuga, Toila jt) piirkonnas. Kaadamisest tingitud substraadi muutusi ja sellest tulenevaid mõjusid ei ole Eestis süsteemselt varem hinnatud.

Füüsiline kahju.

Selle alajaotuse all peaks MSRD järgi käsitlema mudastumise protsesse, abrasiooni ning merepõhja substraadi valikulist eemaldamist. Mudastumise protsessi muutusi pole Eestis

süsteemselt varem uuritud ega kirjeldatud ning nende protsesside hindamiseks puudub käesoleval hetkel vajalik taustamaterjal. Abrasioonilised protsessid esinevad enamasti rannavööndis ja harvem mõningate madalike piires, kuid abrasiooninähtude uurimine on seni Eesti merealal piirdunud eelkõige rannavööndiga. Andmestik inimese poolt põhjustatud keskkonnamuutustest sügavamal merepõhjas abrasiooni näol puudub. Suurimad muutused merepõhja füüsilisel eemaldamisel on seotud eeskätt mineraalsete maavarade (liiv ja kruus) füüsilise eemaldamisega nende kaevandamise käigus. Kaevandamisele järgnenud seiretööd on näidanud, et maavara ammutamisega merepõhjust on keskkonnale tekitatud mõju olnud oluline kuid lühiajaline (paar aastat) ja omab pigem lokaalset tähendust. Samas süsteemset ülevaadet ja uuringuid selles vallas Eestis teostatud ei ole.

Muud füüsilised häiringud (nagu veealune müra, mereprügi).

Hetkel puuduvad andmed veealuse müra kohta Eesti merealal, mille alusel oleks võimalik hinnata inimtekkelise müra mõju sinisele merekeskkonnale. Siiani ei ole teostatud ka vastavat seiret. Müra mõju ümbritsevale keskkonnale on küll hinnatud suuremate arendusprojektide KMHde käigus kuid reaalseid mõõtmisi teostatud ei ole. Mereprügi on erinevates merepiirkondades levinud probleem samas Läänemeres tervikuna aga ka Eesti merealal pole prügi seotud probleeme seni piisavalt uuritud või on uurimismeetodid olnud erinevad ning võrreldamatud. Üldine seiukoht on, et prügi ei kujuta endast Läänemeres teravat probleemi. Rannikul oleva või rannale uhutud prügi kohta on Eestis mõned üksikud hinnangud, mis aga ei võimalda hinnata mereprügi probleemi suurust kogu rannajoone ulatuses. Meres (merepõhjas või veesambas) leiduva prügi kohta Eesti merealal andmed puuduvad – ei ole seiratud prügi koguseid mere pinnal, veesambas ega mere põhjal.

Häired hüdroloogilistes protsessides.

Häiretena hüdroloogilistes protsessides vaadeldakse eelkõige inim mõjusid veevahetusele (hoovuste režiimile) ja lainetusele ning nendega seotud ainete transpordile, sh ka settetranspordile. Eesti merealal on olemas üks teatud mere piirkonna hüdroloogilist režiimi oluliselt mõjutav rajatis – Väikse väina tamm, mis ühendab Saaremaad ja Muhu saart. Muude oluliste, hüdroloogilist režiimi mõjutavate inimrajatistena võib käsitleda sadamaid. Koondav ülevaade, kui suures ulatuses (kui suurel merealal) sadamarajatised rannikumere hüdroloogilist režiimi mõjutavad, Eestis puudub. Olulisi muutusi termaalrežiimis põhjustavad eelkõige elektrijaamad ja suuremate tehaste jaoks merest võetavad jahutusveed. Eestis esialgu tuumaelektrijaamad puuduvad. Koondavat ülevaadet väljastatud vee erikasutuslubade kohta veevõtuks (jahutusveeks) merest pole koostatud. Olulised mõjud soolsusrežiimis suuremas plaanis saavad olla seotud eelkõige veevahetuse intensiivsuse muutusega Läänemere ja Põhja mere vahel või sadameteražiimi muutustega. Eestis puuduvad ülevaated, mis lubaksid hinnata lokaalsetest mõjudest põhjustatud muutusi soolsusrežiimis.

Saastumine ohtlike ainetega.

Eesti veekeskkonnas on siiani määratud järgmiseid veekeskkonnale ohtlikke aineid ja nende ainete rühmasid: raskmetallid, fenoolid, alküülfenoolid ja nende etoksülaadid, polüaromaatsed süsivesinikud, lenduvad orgaanilised ühendid, tinaorgaanilised ühendid, ftalaadid, polüklooritud dibenso-p-dioksiinid (PCDD), polüklooritud dibensofuraanid (PCDF), dioksiinilaadsed polüklooritud bifenüülid (DL-PCB), polübroomitud difenüülid, difenüüleetrid ja polübroomitud orgaanilised ühendid, naatriumtripolüfosfaat, lühi- ja keskmise ahelaga klooritud parafiinid, perfluorühendid, tsüaniidid, pestitsiidid, jt. Viimastel aastatel on ohtlike ainete seire läinud põhjalikumaks, kuna osade ohtlike ainete analüüse telliti välislaboritest. Eesti Läänemere suubuvatest jõgedest suudmetest määratud ohtlike ainete ja nende ainerühmade sisaldused jäid enamikul juhtudel alla kasutatud analüüsimeetodite määramispiire ega ületanud kehtivaid keskkonnakvaliteedi piirväärtusi. Süntetiliste ühendite ja bioloogiliselt aktiivsete ainete kohta on olemas andmeid erinevate ainerühmade sisalduse kohta merevees, biotas, setetes ja ka hinnangud õhukaudse ülekande kohta. Valdavalt on läbiviidud uuringute tulemused näidanud suhteliselt madalaid kontsentratsioone, mis reeglina jäävad alla kehtestatud ohutustasemetele. Mittesüntetiliste ohtlike ainete ja ühendite osas on kõige paremini teada olukord raskemetallidega. Keskkonnaministeeriumi tellimisel 2010. aastal läbiviidud uuringus uuriti 19 veeseirejaamas (neist 18 pinnaveekogumit) kokku 52 ohtliku aine olemasolu. Üle määramispiiri leiti üksikutes uuringukohtades kaadmiumi, niklit ja tina. Nikli sisaldus ületas piirväärtust Kroodi ojas ja Narva ning Kunda lahe rannikuvees. Kaadmiumi aasta keskmine piirväärtus oli ületatud Kuusiku jões. Mitte ühegi uuritud raskmetalli sisaldus reoveepuhastite heitvees ei ületanud veekogusse juhitava heitvee raskmetallide sisaldusele hetkel Eestis kehtestatud piirväärtusi. Radioaktiivsete ainete temaatika on Läänemere piirkonnas eriti aktuaalne kuna Tšernobõli tuumajaama avarii (1986) muutis Läänemere maailma tehnilike radioaktiivsete ainetega enimsaastunud mereks. Samas saastus Eesti merealal merevesi ja biota siiski nõrgalt. Järgnevatel aastakümnetel on mere üldine seisund paranenud. Pidevseire andmetel avaldub selgelt merevee ja biota tehnilike radioaktiivsete ainete sisalduse ning hinnangutest saadud elanike kiirgusdooside vähenemise trend.

Ainete süstemaatiline ja/või tahtlik keskkonda viimine.

Ekspertühmale kättesaadava informatsiooni põhjal oli raske anda hinnangut ainete süstemaatilise ja/või tahtliku keskkonda viimise ulatusele Eesti merealadel. Tahkete ainete hinnati kolme võimaliku tegevuse mõju merekeskkonnale: prügi, ehitusmaterjalide ja meresetete süstemaatilise ümberpaigutamise tulemusel tekkivat mõju. Teatud liiki prügi (toidujäätmed) merre heitmine ei ole lubatud lähemal kui 12 miili lähimast maismaa osast. Samas selle tegevuse kohta Läänemeres ja Eesti merealal arvestust ei peeta ning infot ei koguta. Samuti ei ole võimalik hinnata merre paigaldatud ehitusmaterjali kogust. Setete süstemaatiline ümberpaigutamine (süvendamine ja kaadamine) avaldab küll olulist mõju merekeskkonnale ja seda on käsitletud varasemates peatükkides. Vedelas olekus ja gaasilises olekus ainete merre süstemaatilise ja/või tahtlikku keskkonda viimise kohta ei olnud eksperthõlmal võimalust nende survetegurite ulatuse hindamiseks andmeid saada.

Merevee rikastumine toitainetega ja orgaaniliste ainetega.

Merevee rikastumine toitainetega ja orgaaniliste ainetega on Läänemere kõige suurema keskkonnaprobleemi - eutrofeerumise põhjustajaks. Reostuskoormuste analüüs rannikuveekogumite kaupa näitab, et enamikes on punktreostusallikate koormus pidevalt vähenenud, samas jõgedest sissetulevad toitainete kogused on pidevalt suurenenud. Kuna lämmastiku- ja fosforirikaste ainete heitmed on Eesti rannikuvee eutrofeerumise peamine põhjustaja, siis olemasoleva merekeskkonna seisundihinnang näitab selgelt, et sissetulevad toitainete kogused on Eesti rannikuvee jaoks liialt suured ning seisund selle näitaja alusel ebarahuldav. Orgaaniliste heitmete hulka Eesti merealale otseselt seireprogrammide abil ei mõõdeta samas on võimalik hinnata orgaanilise aine kontsentratsiooni läbi kaudsete näitajate nagu BHT või optiliste näitajate kaudu satelliitinfo töötlemisel. Orgaanilise aine hulka merepõhja setetes on hinnatud teaduslikel eesmärkidel läbiviidud uuringutekäigus, kus on näha suuremat orgaanilise aine sisaldust enamikes süvikutes. Samuti on orgaanilise aine sisaldused suured Tallinna lahes, Paldiski lahes, Haapsalu lahes ja Liivi lahe kirdeosas.

Bioloogilised häired.

Käesolevas aruandes käsitleti bioloogiliste häirete all merevee bakterioloogilist olukorda, võõrliikide teemat ning liikide selektiivset väljapüüki, sealhulgas mittesihtliikide juhusliku väljapüüki. Eesti rannikuvee mikrobioloogilist kvaliteeti mõjutavad punktreostusallikad (reovee suublad ja sademevee väljalasud), hajareostus (uhte- ja sademeveed maismaalt) ja fekaalne reostus laevadelt (puhastamata või osaliselt puhastatud fekaalvete merre juhtimine, reostus sadamatest). Olulisemaks patogeensete bakterite allikaks on Eestis kiiresti arenev kruiisilaevandus ning kruiisilaevadelt pärineva reovee (fekaalvete) käitluse veel puudulik korraldus. Kuna kruiisilaevad lasevad osaliselt puhastatud fekaalveed peamiselt rahvusvahelistesse vetesse, siis ei avalda see otsest mõju Eesti rannikuvee mikrobioloogilisele kvaliteedile. Kuna Eesti suplushooaeg on suhteliselt lühike, merevesi jahe ja suplemas käivad reeglina terved inimesed on suplejatest tulenev vee mikrobioloogiline koormus lokaalne ning väheldane, võimalik patogeensete mikroobide koormus aga ebatõenäoline. Võõrliikide sissetoomise survetegurite analüüsimisel tuleb arvestada nii invasiooni teed kui ka elusorganismide edasikande viise neis invasiooni teedes. Kõige suurema primaarse invasiooniriskiga piirkond Eestis on Tallinna piirkond (eelkõige Muuga laht), kus asub Läänemere üks suuremaid sadamaid. Valdav osa Tallinna Sadamat külastavatest laevadest (kaubalaevad ja naftatankerid) on uute võõrliikide invasiooni aspektist kõige riskialtimate. Eesti rannikumeres esinevate erinevate võõrliikide mõju on uuritud umbes paarkümmend aastat. Tööde tulemusena saame esitada konkreetseid näited kaheksa võõrliigi poolt põhjustatud mõjudest. Andmetest selgub, et mitmete võõrliikide mõjud on olulised, hõlmavad nii pelagiaali kui bentost ning kaasavad nii eluta kui ka eluskeskkonna. Liikide selektiivne väljapüügi, sealhulgas mittesihtliikide juhusliku väljapüügi mõju ekspuateritavatele populatsioonidele on suurtes kogustes suguküpse kala eemaldamine populatsioonist. Selle tulemusena muudetakse varu struktuuri, kusjuures kalade keskmine pikkus, individuaalne

kehamass ja vanus populatsioonis alaneb. Mittesihikliikide ja mittetöõnduskalade kohta on reeglina teavet väga vähe. Eesti rannikumeres on olulisimateks püügivahenditeks erinevad seisevpüünised ning seeläbi mõju mittedihtliikidele piirdub eelkõige hüljeste ja veelindudega.

Hinnag Eesti merealade Hea Keskkonnaseisundi saavutamise kohta, lähtudes MSRD lisa I märgitud Hea Keskkonnaseisundi tunnustest ning KOMISJONI OTSUSE dokumendis ära toodud kriteeriumitele ja indikaatoritele antakse järgnevas MSRD artikkel 9 ja 10 aruandes.

6. SÕNASTIK

Aborigeenliik ehk kohalik liik.

Abrasioon on kivimite pinna mehaaniline kulutamine, mille põhjustavad tuule, lainete, vooluvee vms poolt kantud setteosakesed.

Afootiline tsoon ehk valguseta vöönd on veesamba see osa, kus ei ole taimedele piisavalt valgust fotosünteesiks.

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).

Anadroomne liik on loomaliik, mille esindajad elavad meres, kuid sigivad magevees.

Anoksia on keskkonnaseisund, kus puudub [vaba hapnik](#), kuid hapnik võib esineda keemilistes ühendesse seotuna, näiteks [sulfaatides](#), [nitraatides](#).

Antitsükloonaalne on päripäeva kulgev vee- või õhumasside tsirkulatsioon.

Apvelling ehk süvaveekerge ehk uhkvool on rannikulähedase mere süvakihtidest pärineva külma vee tõus pinnakihtidesse. Selle põhjustajaks on maa poolt puhuvad tuuled, mis viivad pealmise sooja veekihi merele. Seda asendab aga kompensatsioonihooalusena külm ning toitaineterikas vesi süvakihtidest.

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.

Basseinimastaapi protsess on protsess, mille mõju on proportsionaalne merepiirkonna või basseini suurusega.

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

BCF (ingl k *bioconcentration factor*) ehk bioakumulatsiooni ehk biokontsentratsiooni faktor, mille mõõtmine on moodus kemikaali organismis ladustumise hindamiseks.

Bentaal on veekogu põhi organismide elukeskkonnana. See hõlmab veekogu põhjapinna, põhjasetete ülakihi ja põhjalähedase vee umbes 0,5 m kõrguseni.

BHT ehk biokeemiline hapnikutarvidus on hapniku hulk, mis kulub orgaanilise aine lagundamiseks kindlal ajavahemikul (5 või 7 ööpäeva) ja kindlates tingimustes (20° C juures). Mõõtühik mgO₂/l.

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

Biogeokeemiline tsükkel on osa aineringest, mis käib läbi eluslooduse.

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

Bioinvasioon ehk võõrliikide juhuslik või tahtlik sissetoomine.

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.

Bioota ehk elustik, taimede, seente ja loomade kogum, mingi suure ala floora ja fauna.

Biotoop on ühetaoliste keskkonnatingimustega asustusala, kus elavad seal kohastunud loomad ja taimed.

Bonni konventsioon käsitleb rändliikide kaitset. Sellega on seotud lepe AEWA - Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse kokkulepe.

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).

Detriivoorid on [veeorganismid](#), kes toituvad vees olevast pudemest ehk detriidist.

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

Eufootne tsoon ehk foot(ili)ne tsoon ehk valgusvöönd on järve või mere sügavusvöönd, kuhu jõuab fotosünteesiks piisavalt päikesekiirgust.

Elupaik on liigi või populatsiooni olemasoluks ja arenguks vajalike tingimuste kogum.

Estuaar ehk lehtersuue on jõe suudmeosa, mis on mere poolt üleujutatud.

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

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

Ferrybox on kommerts-laevale paigaldatud pideva järelvalveta mõõtmis- ja proovikogumissüsteem.

Filtreerijad ehk **biofiltreerijad** on [veeorganismid](#), kes eriliste [filterelundite](#) abil kumavad veest välja hõljuvaid organisme ja väikeseid orgaanilise aine osakesi. Sellist [toitumisviisi](#) nimetatakse [filtreerimiseks](#).

Footiline kiht ehk valgusvöönd on veesamba see osa, milles on taimedele piisavalt valgust fotosünteesiks.

Fotosüntees on looduses asetleidev protsess, mille käigus elusorganismid muudavad päikeseenergia keemiliseks energiaks.

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](#).

Glatsiofluviaalne sete ehk liustikujõesete on [liustiku sulamisel](#) tekkinud vooluvete poolt kantud ja [setitatud sete](#) (nt oos ehk vallseljak).

Gradient on langus- või muutusaste ajas või ruumis.

Halokliin ehk soolsushüppekiht on [okeanograafias](#) veekiht ([hüppekiht](#)), kus vertikaalne [soolsusegradient](#) muutub tugevasti.

HELCOM ehk **Helsingi komisjon** ehk **Läänemere merekeskkonna kaitse komisjon**, [Läänemere keskkonnakaitse konventsiooni](#) alusel rahvusvahelist koostööd korraldav organisatsioon [Läänemere](#) merekeskkonna kaitseks.

Herbivoor ehk fütofaag ehk taimtoidualine loom, kes tavaliselt [toitub](#) ainult [taimedest](#) ja teistest [autotroofidest](#).

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

Humifitseerumine ehk huumustumine ehk humifikatsioon on taimsete ja loomsete ainevahetussaaduste ja jäänuste biokeemiline muundumine keeruliseks orgaanilis-mineraalseks kompleksühendiks huumuseks.

Humiinained on kompleksed amorfised orgaanilised ühendid, mis on tekkinud enamikus taime-, vähemikus loomajäänuste humifitseerumisel mullas ja setetes.

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.

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

Hüpsograafiline kõver näitab, kui suur osa merealast (protsentides) on teatud sügavusest madalam. Hüpsograafiline kõver on graafik, mis kujutab erinevais sügavusvahemikes asuvate merepõhja osade (või erinevais kõrgusvahemikes asuvate maismaa osade) levimust teatud alal.

ICES ehk Rahvusvaheline mereuurimisnõukogu.

IMO ehk Rahvusvaheline merendusorganistasioon.

Interpoleerimine ehk interpolatsioon on arvutusmatemaatikas meetod funktsiooni vahepealsete väärtuste arvutamiseks selle antud väärtuste alusel.

Inertsperiood on Maa pöörlemisest tingitud hoovuste vabavõnkumise periood, näiteks 60 kraadi põhjalaiusel pöörleb kiirusvektor päripäeva perioodiga 14 tundi.

Instrumentaal mõõtmine vt sondeerimine.

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.

Jugahoovus on tugev, suhteliselt kitsas hoovus meres piki rannikut või kahte veemassi eraldavat fronti.

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.

Katadroomne liik ehk magevees elutsev ja merevees sigiv kalaliik.

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

KHTMn ehk keemiline hapnikutarve on mingit [vett](#) (harilikult [reovee](#) puhul) iseloomustav näitaja, mis väljendab, mitu mg O₂ kulub 1 liitri veeproovi [orgaanilise](#) ja [anorgaanilise aine](#) (seda

on reovees tavaliselt väikestes kogustes) [oksüdeerimiseks](#) mingit tugevat [oksüdeerijat](#) kasutades. Oksüdeerumise saadused on enamasti CO₂, vesi, [ammoniaak](#) jt lihtsad anorgaanilised ühendid. Tavaliselt kasutatakse oksüdeerijana [kromaat](#) ja [permanganaate](#) ([permanganaatne hapnikutarve](#)).

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

Krüptogeenne liik ehk teadmata päritoluga liik, mida ei saa pidada ei kohalikuks ega ka võõraks.

Lamam ehk lamav kiht on geoloogiline termin, mida kasutatakse geoloogiliste kihtide omavahelise asendi kirjeldamisel. Lamam on alumine kiht ehk kiht, mis on sellel [lasuva kihi](#) all.

Larvistaadium ehk vastseiga on arengulooline eluetapp mitmetel sugulisel teel paljunevatel veorganismidel. Vastsed kooruvad viljastatud marjaterast ning on väga sageli pelaagilise eluviisiga.

Läänemere rannikupiirkond = rannikuvesi/rannikumeri.

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

Makrofüüdid ehk suurtaimed on veetaimed, mis on palja silmaga nähtavad.

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 kliimatiliste 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 keskkonnaparameetrite kompleksi kaudu.

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

Mesohaliinne on vesi soolsusvahemikus 5–18 PSU ($\approx\text{‰}$).

Mesomastaapsed protsessid on füüsikalised protsessid meres, mille ruumimastaabiks Läänemeres on 5–10 km ja ajamastaabiks päevad kuni nädalad (keerised, frondid, süvaveekerked jmt).

Mikroobne ling on veekogus mikroorganismide (bakterite, protistide jt) vahendusel toimuv protsesside kompleks, milles lahustunud orgaaniline aine jõuab toiduahela kõrgemate lülideni.

NORM ehk looduslikud radioaktiivsed materjalid.

Oligohaliinne on vesi soolsusvahemikus 0,5–5 PSU ($\approx\text{‰}$).

Ontogenees ehk isendiarenemine ehk individuaalne areng ehk indiviidiareng on üksiku organismi areng organismi tekkimisest küpsuseni.

Parasiteeriv võõrliik on võõrliik (parasiit), kes kasutab teist organismi (peremees) oma elutegevuses, põhjustades peremeesorganismile toitainete kaotust, hävitades tema kudesid jms.

Patogeen on mikroorganism, harvem ka mingi keemiline aine, mis kutsub taim- või loomorganismis esile haigusi.

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.

PSU ehk praktilise soolsuse skaala ühik, vastab promillile ehk tuhandikosale. Näiteks merevesi, mille soolsus on 35 kg soolasid ühe kuupmeetri vee kohta annab 35 PSU.

Rannamurrutus ehk murrutus ehk lainekulutus ehk rannakulutus ehk rannaabrasioon on merelainete ja nende poolt kantud kivimilise materjali teostatud abrasioon.

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).

Resuspensioon on lahustumatute settinud tahkete osade taassattumine veekeskkonda.

Riimvesi ehk soolakas vesi on vesi, mille soolsus jääb vahemikku 0,5 ... 18 ‰ (mõningail andmeil 0,5 ... 30 ‰).

RMK ehk Riigimetsa Majandamise Keskus.

R-strateegid on lühikese elutsükliga, väikesed, nõrga konkurentsivõimega liigid, mis taluvad hästi ebasoodsaid keskkonnatingimusi. Sigimisel antakse korraga palju (väikesemõõdulisi või vähearenenud) järglasi. Paljunemine on eelkõige vegetatiivne või asurkonnapõhine protsess ja r-strateegide puhul ei pruugi sigimistsükliga kaasneda asurkonna arvukuse kasvu.

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

Sessülsed loomad on substraadile kinnitunud, aktiivselt mitte kulgevad veeloomad.

Sifoon ehk putkes on mõnede loomade (nt limuste) torujas elund.

Sisemeri on mereala, mis asub territoriaalmere lähtejoone ja ranniku vahel (merealapiiride seadus).

Siseveed (UNCLOS) = Sisemeri (veeseadus).

Sondeerimine ehk instrumentaalmõõtmine on veekogu füüsikalise-keemiliste parameetrite mõõtmine ja andmete salvestamine vastavate anduritega varustatud elektroonilise seadme abil.

Soolsuse gradient on soolsuse ruumilise muutuse kiirus pikkusühiku kohta.

Stratifikatsioon ehk stratifitseerumine on veekogu kihistumine (nt temperatuuri või soolsuse alusel).

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

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

Sv/Bq ehk efektiivdoosi koefitsient on radionukliidi iseloomustav faktor, mis väljendab ühikulise aktiivsuse sissesöömisel saadavat efektiivdoosi.

Sünoptiline mastaap on protsesside mastaap atmosfääris, mis vastab tsüklonite ja antitsüklonite mastaabile ca 1000 km ruumis ja mõned päevad ajas.

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.

Termokliin ehk temperatuuri hüppekiht on õhuke, kuid järsult muutuva [temperatuuriga](#) (1...3 °C ja rohkem 1 m kohta) [hüppekiht](#) suhteliselt sügavates [kihistuvates veekogudes](#).

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).

Tonnaažitasu võetakse laeva kogumahutavuse (GT) järgi laeva iga külastuse eest.

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

Translokatsioon on inimese vahendusel liikide/organismide juhuslik või tahtlik teisaldamine ühest kohast teise (ühest merest või mere osast teise).

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

Tsirkulatsioon on millegi ringlemine, ringe, ringlus.

Tsüanobakterid ehk sinivetikad ehk sinikud on peamiselt vees elavate bakterite hõimkond.

Tsüklonaalne ehk vastupäeva kulgev (vee- või õhumasside tsirkulatsioon).

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

Usalduskalur on teadusasutusega ja/või kalandusadministratsiooniga süvendatud koostööd tegev kalur, kellel on vajalike andmete kogumiseks enamasti ka eriluba teaduspüügiks.

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

Vee viibeaeg on ajavahemik, mille jooksul uuritava mereala kogu veemass ümbritsevate merealade veega asenduks.

Veeõitseng on planktonvetikate massvohamine, mis põhjustab hapnikupuuduse, mudastumise ja eutrofeerumise.

Vegetatsiooniperiood (ka kasvuperiood) on ajaperiood, mille jooksul toimub taimede kasv ja areng.

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.

Ökosüsteem on isereguleeruv ja arenev tervik, mille moodustavad toitumissuhete kaudu üksteisega seotud organismid koos neid ümbritseva keskkonnaga.

Öktoni punkt märgib Pearson-Rosenbergi mudelis punkti, kus põhjaloomastiku liigirikkus, biomass ja arvukus on madalseisus, ning millele järgneb orgaanilise aine edasisel lisandumisel reostunud staadium, kus domineerima hakkavad väikesemõõtmelised oportunistlikud liigid.

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

ÜRO ehk Ühinenud Rahvaste Organisatsioon.

Sõnastiku koostasid: K. Tiivel ja A. Villmann

7. Kasutatud kirjandus.

- Alari, V. & Raudsepp, U. 2010. Depth induced breaking of wind generated surface gravity waves in Estonian coastal waters. *Boreal Environment Research*, **15**, 295–300.
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D. & Johnston, P. 2006. Plastic Debris in the World's Oceans. Greenpeace.
- Andersen, J. H. and 18 others; 2010. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry* **106**, 137–156.
- Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1596–1605.
- Andrejev, O., Myrberg, K., Alenius, P. & Lundberg, P.A. 2004. Mean circulation and water exchange in the Gulf of Finland – a study based on three-dimensional modeling. *Boreal Environment Research*, **9**, 1–16.
- Anon., 2005. Euroopa Komisjoni otsuse 92/446/EMÜ alusel ohtlike ainete seire aruande koostamine 2002–2004 aasta kohta. *Aruanne* (Koostajad Otsa, E., Roots, O.). Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, Tallinn, 1–18.
- Anon., 2009. Eesti reostuskoormuse arvutamine ning aruannete esitamine Helsingi Komisjoni PLC-water töörühmale. *Aruanne* (Vastutav täitja E.Loigu, täitja Ü. Leisk). Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn, 17lk.
- Anon., 2010a. Information Sheets on the Hazardous Substances Identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. HELCOM Screening project. Nordic Council of Ministers, March 2010, 52p.
- Anon., 2010b. Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale, I etapi vahearuanne –ehituseelse seire tulemused. TTÜ Meresüsteemide Instituut ja TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 16-18.
- Anonymous, 2003. Establishment of quantitative environmental quality standards for the Estonian coastal waters. *Final report*. – Ministry of Environment, Estonia and Danish Environmental Protection Agency, (DANCEE), 4 p.
- Anonymous, 2003. Establishment of quantitative environmental quality standards for the Estonian coastal waters. *Final report*. – Ministry of Environment, Estonia and Danish Environmental Protection Agency, (DANCEE). 53 p.
- AS Tallmac. 2006. Muuga sadama idaosa laiendamise keskkonnamõjude hindamine. Keskkonnaekspert Rein Ratas. Projektijuht Ülle Ambos. Tallinn. 126 pp.
- BACC Author Team. 2008. Assessment of Climate Change from the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies, Springer Verlag.
- BALANCE 2008. Mapping and modelling of marine habitats in the Baltic Sea region. *BALANCE Interim Report No. 27* (draft).
- Bergman A. 2007. Pathological changes in seals in Swedish waters: The relation to

- environmental pollution. Tendencies during a 25-year period. Thesis No.2007:131, Swedish University of Agricultural Sciences, ISBN 978-91-85913-30-5.
- Bergstrom L., Tatarenkov A., Johannesson K., Jonsson R. B., Kautsky L. 2005. Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp Nov (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. *J Phycol* 41: 1025–1038.
- Borenäs, K. & Stigebrandt, A. 2009. Possible effects upon inflowing deep water of a pipeline crossing the flow route in the Arkona and Bornholm Basins. SMHI uppdragsrapport nr 61 (3.0).
- Bredhult C, Bäcklin B, Bignert A and Olovsson M. 2008. Study of the relation between the incidence of uterine leiomyomas and the concentrations of PCB and DDT in Baltic gray seals. *Reproductive Toxicology* 25 (2):247-225.
- Camphyusen, C.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Pedersen, I.K. 2004. *Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K.* A comparison of ship and aerial sampling methods for marine birds, and their applicability to offshore wind farm assessments. COWRIE -BAM-02-2002. 35 p.
- 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.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J. C., Lövgren, J., Cardinale, M., et al. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA*, **106**, 197–202.
- Cheshire, A.C., Adler, E., Barbičre, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B. & Westphalen, G. 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies, 186; IOC Technical Series **83**, 1–120.
- Colijn, F., Hesse, K.-J., Ladwig, N., Tillmann, U. 2002. Effects of the large-scale uncontrolled fertilisation process along the continental coastal North Sea. *Hydrobiologia* **484**, 133–148.
- Conley, D.J.; Carstensen, J.; Aigars, J.; Axe, P.; Bonsdorff, E; Eremina, T; Haahti, B.M.; Humborg, C.; Jonsson, P; Kotta, J. Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* **2011** 45 (16), 6777-6783
- Dagys, M., Ložys, L., Žydelis, R., Stīpniece, A., Minde, A., Vetemaa, M. 2009b. Action C1 - Assessing and reducing impact of fishery by-catch on species of community interest. LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea”. *Final report*.
- Derraik J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 842–852.
- Diekmann, R., Möllmann, C. 2010. Integrated ecosystem assessment of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. *ICES Cooperative Research Report* **302**, 90 p.
- Durinck, J., Petersen, I.K. & S. Pihl. 1993. - Internationally important staging areas for waterfowl in the Gulf of Pärnu in early May. *IWRB Seaduck Bulletin*, **3**, 20-28.
- 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.

- 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.
- Eero, M. 2004. Consequences of management of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) stock in Pärnu Bay (Baltic Sea) under two different economic regimes, 1960-1999. *Fisheries Res.*, **68**, 1-7
- Eesti Ornitoloogiaühing, 2008. *Veelindude loendus Neugrundi madalikul 2007*.
- Eesti riikliku turismiarenduskava aastateks 2007–2013 kinnitamine. *RTI 2006*, 53, 400.
- Ehdwall, H., Sundblad, B., Nosov, V., Putnik, H., Mustonen, M., Salonen, L. & Qvale, H. 1994. The content and environmental impact from the waste depository in Sillamae. *SSI-rapport* No. 94-08, 40 p.
- Elken J., Raudsepp, U. & Lips, U. 2003. On the estuarine transport reversal in deep layers of the Gulf of Finland. *Journal of Sea Research*, **49**, 267–274.
- Elken, J., Mälkki, P., Alenius, P. & Stipa, T. 2006. Large halocline variations in the Northern Baltic Proper and associated meso- and basin-scale processes. *Oceanologia*, **48(S)**, 91–117.
- Elken, J., Mälkki, P., Alenius, P., Stipa, T. 2006. Large halocline variations in the Northern Baltic Proper and associated meso- and basin-scale processes. *Oceanologia*, **48(S)**, 91-117.
- Elken, J., Nõmm, M. & Lagemaa P. 2011. Circulation patterns in the Gulf of Finland derived from the EOF analysis of model results. *Boreal Environment Research*, **16(A)**, 84–102.
- Ellermaa, M. & Pettay, T. 2006. Põõsaspean niemen arktinen muutto syksyllä 2004. *Linnut-vuosikirja 2005*, 99-112.
- Ellermaa, M., Pettay, T. & Könönen, J. 2010: Sügisränne Põõsaspeal 2009. aastal. *Hirundo* 23:21-46.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R. & Ots, M. 2009. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003–2008. *Hirundo* **22 (1)**, 3-31.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, L., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M. 2003. - Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine levik. *Hirundo* **2 (2003)**, 58-83.
- Eschbaum, R. 2009. Kalastiku uuring. Sõitjate ja veoste üle Suure väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõtjude strateegiline hindamine, Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, Maanteeamet.
- Eschbaum, R., A. Albert, H. Špilev, K. Jürgens, M. Vetemaa, Ü. Talvik, A. Verliin, and T. Saat. 2011. “Rannikumere kalad.” *Rahvusliku kalanduse andmekogumisprogrammi täitmine. III vahearuanne*, edited by T. Saat, pp. 1-193. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut.
- EURATOM 2010. Euroopa Aatomienergiaühenduse asutamislepingu konsolideeritud versioon. *Euroopa Liidu Teataja*, C 84/1, 30.3.2010.
- European Commission 2003. Effluent and dose control from European Union NORM Industries: Assessment of current situation and proposal for a harmonized Community approach, *Radiation Protection No. 135, Vol 1-2*.
- European Commission. 2007. Interpretation manual of European Union Habitats. EUR 27, DG Environment
- Fammler, H. 2009. “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea.” B. E. Forum. Riga: Baltic Environmental Forum.

- Fleming, V. & Kaitala, S. 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004. *Hydrobiologia* **554**, 57–65.
- Fleming-Lehtinen V., Laamanen, M., Kuosa, H., Haahti, H. & Olsonen, R. 2008. Long-term development of inorganic nutrients and chlorophyll a in the open northern Baltic Sea. *Ambio* **37**, 86-92.
- Forsberg, C. 1993. *Eutrophication of the Baltic Sea*. The Baltic University Secretariat, Uppsala University, Uppsala, Sweden.
- Framework Directive – *Task Group 2 Report*. Non-indigenous species. European Communities.
- Fransz, H. G., Gonzalez, S. R., Cadée, G. C., Hansen, F. C. 1992. Long-term change of *Temora longicornis* (Copepoda, Calanoida) abundance in a Dutch tidal inlet (Marsdiep) in relation to eutrophication. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**, 23–32.
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun A. & Janssen. C. 2010. MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 10 Report, Marine litter, APRIL 2010.
- Gioia, R., Sweetman, A.J., Jones, K.C. Coupling Passive Air Sampling with Emission Estimates and Chemical Fate Modeling for Persistent Organic Pollutants (POPs): A Feasibility Study for Northern Europe. *Environ. Sci. Technol.* 2007, **41**, 2165-2171.
- Gorokhova, E. & Lehtiniemi, M. 2007. A combined approach to understand trophic interactions between *Cercopagis pengoi* (Cladocera: Onychopoda) and mysids in the Gulf of Finland. *Limnol Oceanogr*, **52**, 685–695.
- Gorokhova, E., Hansson, S., Högländer, H. & Andersen, C.M. 2005. Stable isotopes show food web changes after invasion by the predatory cladoceran *Cercopagis pengoi* in a Baltic Sea bay. *Oecologia*, **143**, 251–259.
- Hansson M., P. Axe and L. Andersson, 2009, 'Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960 - 2009', *SMHI Report Mo 2009-214*
- 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.
- 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
- 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 Stellawagen Bank National Marine Sanctuary. *Environmental Management*, **42**, 735–752.
- Heip, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, **41**, 113–136.
- Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord. Vabariigi Valitsuse 31.07.2001. a määrus nr. 269. RT I 2001, 69, 424.
- HELCOM, 2002. Fourth Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1994–1998; Background Document. *Baltic Sea Environmental Proceedings*, **82B**, 1–218.

- HELCOM, 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* **104**, 64 pp.
- HELCOM, 2009a. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proc.* **115B**, 148 p.
- HELCOM, 2009a. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proc.* **115A**, 3 p.
- HELCOM, 2009b. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* **116B**.
- HELCOM, 2009b. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proc.* **115B**, 15-17.
- HELCOM, 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea - HELCOM Initial Holistic Assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings* **122**, 68 p.
- HELCOM, 2010. Hazardous Substances in the Baltic Sea- An Integrated Thematic Assessment of Hazardous Substances in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* **120B**, 116p.
- HELCOM, 2010. Maritime Activities in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on maritime activities and response to pollution at sea in the Baltic Sea Region. *Balt. Sea Environ. Proc.*, **123**.
- HELCOM, 2010. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment: A background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. *Balt. Sea Environ. Proc.* **125**.
- 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
- HELCOM. 2002. Environment of the Baltic Sea area 1994-1998; background document. *Baltic Sea Environmental Proceedings*, **82B**, 1-215.
- HELCOM. 2004. The fourth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-4). *Baltic Sea Environment Proceedings*, **93**, 1–188.
- HELCOM. 2007. Assessment of the Marine Litter problem in the Baltic region and priorities for response. 1-21.
- HELCOM. 2010. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment. *Baltic Sea Environment Proceedings*, **125**, 1-69.
- Hendrikson & Ko & WSP. 2011. Sõitjate ja veoste üle Suure väina veo perspektiivse korraldamise kava. Keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne. 1-203.
- Hendrikson & Ko. 2011. Neugrundi meretuulepargi keskkonnamõju hindamine. *Aruanne Töö nr: 864/06*. Tartu. 449 pp.
- Herkül, K., Kotta, J., Püss, T. & Kotta, I. 2009. Crustacean invasions in the Estonian coastal sea. *Estonian Journal of Ecology*, **58**, 313–323.
- Herrmann, J., Outola I. & Ikäheimonen, T.K. 2009. Radionuclides in Seawater. In “Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. HELCOM thematic assessment”. *Balt. Sea Environ. Proc.*

No. 117, 18-24.

- Hinrichsen, H., Lehman, A., Petereit, C., Schmidt, J. 2007. Correlation analyses of Baltic Sea winter water mass formation and its impact on secondary and tertiary production. *Oceanologia* **49**, 381–395.
- Härkönen, T., Stenman, O., Jussi, M., Jussi, I., Sagitov, R. and Verevkin, M. 1998. Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*). In: M. P. Heide-Jorgensen and C. Lydersen (eds), Ringed seals in the North Atlantic, pp. 167-180. NAMMCO Scientific publication.
- IAEA 2004. Worldwide Marine Radioactivity Studies (Womars). Radionuclide Levels in Oceans and Seas. *IAEA-TECDOC-1429*, VIENNA.
- ICES 2000. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES CM 2000/ACME:02. Ref.: ACFM+E
- ICES, 2005. ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms. 30 pp.
- Iital, A., Brandt, N., Gröndahl, F., Loigu, E. & Klõga, M. 2010. Impact of changes in nutrient inputs to the water quality of the shallow Haapsalu Bay, the Baltic Sea. *Journal of Environmental Monitoring* **12**, 1531–1536.
- Ilus, E. & Ilus T. 2000. Sources of Radioactivity. In “The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt project” (Nielsen, S.P., ed.). *Radiation Protection 110*, 9-76, EUR 19200, European Commission, Luxembourg.
- Ilus, E., Mattila, J., Nielsen, S. P., Jakobson, E., Herrmann, J., Graveris, V., Vilimaite-Silobritiene, B., Suplinska, M., Stepanov, A. & Lüning, M. 2007. Long-lived radionuclides in the seabed of the Baltic Sea. Report of the sediment baseline study of HELCOM MORS-PRO in 2000–2005. *Balt. Sea Environ. Proc.* **110**
- Jaagus, J. 2006. Climate changes in Estonia during the second half of the 20th century in relationship with changes in large-scale atmospheric circulation. *Theoretical and Applied Climatology*, **83**, 77–88.
- Jaanus A., Andersson, A., Olenina, I., Toming, K. & Kaljurand, K. 2011. Changes in phytoplankton communities along a north-south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. *Boreal Environment Research* **16** (Suppl. A), 191–208.
- Jaanus, A. 2011. Phytoplankton in Estonian coastal waters – variability, trends and response to environmental pressures. Doktoritöö, Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Jaanus, A., Andersson, A., Hajdu, S., Huseby, S., Jurgensone, I., Olenina, I., Wasmund, N. & Toming, K. 2007. Shifts in the Baltic Sea summer phytoplankton communities in 1992-2006. HELCOM Indicator Fact Sheets 2007. Online 06.12.2011, http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/archive/ifs2007/en_GB/Phytoplankton/.
- Jaanus, A., Toming, K., Hällfors, S., Kaljurand, K. & Lips, I. 2009. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. *Hydrobiologia* **629**, 157–168.
- Jacoby, V. & Jõgi, A. 1972. Te moult migration of the Common Scoter in the light of the radar and visual observations data. *Comm. of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration* **7**, 118-139.

- Jacoby, V. 1983. Radar and visual observations of the spring passage of sea-ducks on the west coast of Estonia. – *Comm. of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration* **16**: 24-39.
- Jaward, F.M., Farrar, N., Harner, T., Prevedouros, C., Sweetman, A.J., Jones, K.C. Atmospheric PBDEs and PCNs Across Europe: Results of a Passive sampling Programme. Organohalogen Compounds, Dioxin 2003, Boston, 2003, 62, 4p.
- Jensen, K.R., Stankiewicz, M., Wallentinus, I. & Aleksandrov, B. 2010. Marine Strategy
- Jõgi, A. 1970. *Migration of the waterfowl in Estonia*. - In: Kumari, E. (ed.) Waterfowl in Estonia: 47–62. Valgus, Tallinn.
- Järvik, A. 2008. Kuressaare sadama laevatee süvendamise ning ristlus- ja väikereisilaevade sildumiskai rajamise keskkonnamõtjude hindamine. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. Tallinn. 86 pp.
- Järvik, A. 2011. Loode-Eesti rannikumere madalikele tuuleparkide rajamise KMH. Töö nr. LPMI01655. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut. 244 pp.
- Jüssi, I. 2010. Mereimetajad. Sõitjate ja veoste üle Suure väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõtjude strateegiline hindamine, Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, Maanteeamet.
- Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E., Jüssi, I. 2008. Decreasing Ice Coverage Will Reduce the Breeding Success of Baltic Grey Seal (*Halichoerus grypus*) Females. *AMBIO*, Vol. 37, Issue 2, lk 80-85.
- Kaiser, M.J., Attrill, M.J., Jennings, S., Thomas, D.N., Barnes, D.K.A., Brierley, A.S., Hiddink, J.G., Kaartokallio, H., Polunin, N.V.C., Raffaelli, D.G. 2011. *Marine Ecology. Processes, Systems, and Impacts*. Oxford University Press, New York.
- Kangro K., Olli, K., Tamminen, T. & Lignell, R. 2007. Species-specific responses of a cyanobacteria dominated phytoplankton community to artificial nutrient limitation in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* **336**, 15–27.
- Kangur, K., Milius, A., Möls, T., Laugaste, R., Haberman, J. 2002. Lake Peipsi: Changes in nutrient elements and plankton communities in the last decade. *Aquatic Ecosystem Health and Management* **5**, 363–377.
- Kanisch, G. & Nielsen, S. 2009. Modelling and Dose Calculations. In “Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. HELCOM thematic assessment”. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 117, 41-46.
- Kask, A., Soomere, T., Suuroja, S., Kask, J. 2010. Sand accumulation under varying lithohydrodynamic conditions in the coastal area of the north-eastern Baltic Sea. *Baltica*, **23**(2), 157 - 164.
- Keskkonnaülevaade 2009. Keskkonnainfo (Toimetaja K. Kaukver). AS Ecoprint, Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, 2009, 78–79.
- Kikas, V., Norit, N., Meerits, A., Kuvaldina, N., Lips, I. & Lips, U. 2010. High-resolution monitoring of environmental state variables in the surface layer of the Gulf of Finland (during a dynamic spring bloom in March-May 2010). 4th IEEE/OES Baltic Symposium, Riga, 24-27 August 2010, IEEE, 1-9. (DOI: 10.1109/BALTIC.2010.5621627)
- Koch, R. 2006. Baltianmeren Viron rannoilla esiintyvän mustan hiekan radioaktiivisuus. In: *Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa - 20 vuotta Tshernobylista, STUK-A217*

- (Ikäheimonen, T. K., ed.), pp. 165 – 168, STUK, Helsinki, Finland.
- Kontkanen, H. 1995. Visual observations of the spring migration of arctic waterfowl along the western coast of Estonia in 1993. *IWRB Seaduck Research Group Bulletin* **5**: 19–24.
- Kotta, I., Kotta, J. 1997. Changes in zoobenthic communities in Estonian waters between the 1970's and 1990's. An example from the southern coast of Saaremaa and Muuga Bay. In: *Proceedings of the 14th Baltic Marine Biologists Symposium*. Ojaveer, E. (ed.). Estonian Academy Publishers, Tallinn, 70–79.
- Kotta, J. & Kotta, I. 1998. Distribution and invasion ecology of *Mernzelleria viridis* in the Estonian coastal waters. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **47**, 212–220.
- Kotta, J., Jaanus, A., Kotta, I. 2008. Haapsalu and Matsalu Bay. Schiewer, U. (Toim.). Ecology of Baltic Coastal waters (245 - 258). Springer, Berlin.
- 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. *Helgoland Mar. Res.*, **60**, 106–112.
- Kotta, J., Lauringson, V., Martin, G., Simm, M., Kotta, I., Herkül, K., Ojaveer, H. 2008. Gulf of Riga and Pärnu Bay. In: Ecology of Baltic Coastal waters. Schiewer, U. (ed.). Springer. *Ecological Studies*, **197**, 217–243.
- Kotta, J., Orav, H. & Kotta, I. Distribution and filtration activity of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in the Gulf of Riga and the Gulf of Finland. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **47**, 32–41.
- Kotta, J., Orav, H. & Sandberg-Kilpi, E. 2001. Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria viridis* into a shallow water biotope of the northern Baltic Sea. *J. Sea Res.*, **46**, 273–280.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H. & Herkül, K. 2010. Separate and combined effects of habitatspecific fish predation on the survival of invasive and native gammarids. *J. Sea Res.*, **64**, 369–372.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H., Herkül, K. & Kotta, I. 2011. Habitat choice of the invasive *Gammarus tigrinus* and the native *Gammarus salinus* indicates weak interspecific competition. *Boreal Environmental Research*, **16(suppl.A)**, 64–72.
- Kotta, J., Simm, M., Kotta, I., Kanošina, I., Kallaste, K. & Raid, T. 2004. Factors controlling long-term changes of the eutrophicated ecosystem of Pärnu Bay, Gulf of Riga. *Hydrobiologia*, **514**, 259–268.
- Kowalczyk, P., Zabłocka, M., Sagan, S., Kuliński, K. 2010. Fluorescence measured in situ as a proxy of CDOM absorption and DOC concentration in the Baltic Sea. *Oceanologia*, **52**, 431–471.
- Kukk, H. 1993. Floristic composition of the phytobenthos and its long-term changes in the Gulf of Riga, the Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol.* **3**: 85–91.
- Kukk, H. 1995. Bottom vegetation of the coastal water of the islands of the Gulf of Finland. *Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat* **76**: 7–16.
- Kukk, H., Martin, G. 1992. Long-term dynamics of the phytobenthos in Pärnu Bay, the Baltic Sea. *Proc Estonian Acad Sci Ecol* **2**: 110–118.
- Kumari, E. 1961. Rahvusvahelised lindude rändevaatlused Läänemere piirkonnas 1956. ja 1958.aasta sügisel. *Ornitoloogiline kogumik* **2**: 9-37.
- Kuresoo, A., Luigujõe, L., Volke, V., Nellis, R., Aumees, M. Ojaste, I. 2001. Filling the gaps in knowledge on the Steller's Eider *Polysticta stelleri* in the Baltic states with special stress on

- bycatch mortality. *Estonia.EOS report to BirdLife International*.17p.
- Kuresoo, A. & Luigujõe, L. 2008. *Haapsalu-Noarootsi projektialal ja Neugrundi madalal talvituvate, sulgivate ning sügis- ja kevadrändel peatuvate veelindude arvukus ja levikumuster*. Käsikiri EMÜ PKI-s.
- Kuresoo, A., Luigujõe, L. & Leito, A. 2009. Loode- ja Lääne-Eesti avameremadalate mittepesitsusaeagne linnustik: 2007-2008.a. lennuloenduste kokkuvõte. Aruanne SA KIK-le. 40 lk (käsikiri EMÜ PKI-s).
- Kuus, A., Kalamees, A. (koost.) 2003. *Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis*. Eesti Ornitoloogiaühing. Tartu.
- Kuus, A., Martinson, M. (koost.) 2009. *Veelindude loendus Gretagrundi madalikul*. Eesti Ornitoloogiaühing.
- Laamanen, M., V. Fleming-Lehtinen, P. Kauppila, H. Pitkänen, S. Bäck, A. Jaanus & R. Olsonen, 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 subregions, the Gulf of Finland and the Bothnian Bay. *MERI – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research* No. 61.
- Laanemets, J., Väli, G., Zhurbas, V., Elken, J., Lips, I. & Lips, U. 2011. Simulation of mesoscale structures and nutrient transport during summer upwelling events in the Gulf of Finland in 2006. *Boreal Environment Research*, **16(A)**, 15–26.
- Lagemaa, P. 2012. Operational Forecasting in Estonian Marine Waters. Doktoritöö, TTÜ Kirjastus.
- Lagus, A., Suomela, J., Weithoff, G., Heikkilä, K., Helminen, H. & Sipura, J. 2004. Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and the N:P ratio in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* **26**, 779–798.
- Lankov, A., Ojaveer, H., Simm, M., Pöllupüü, M. & Möllmann, C., 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.
- Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J., Andersson, A., Larsson, P. & Edler, L. 2006. Förslag till bedömningsgrunder för kust och hav. Växtp plankton, näringsämnen, klorofyll, siktdjup. Systemekologiska Institutionen, Stockholms universitet. Institut för Ekologi och Geovetenskap, Umeå universitet. SMHI, Oceanografiska enheten. 106 s.
- Lehtiniemi, M. & Gorokhova, E. 2008. Predation of the introduced cladoceran *Cercopagis pengoi* on the native copepod *Eurytemora affinis* in the northern Baltic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **362**, 193–200.
- Leito, A. & Kuresoo, A. 2000. Preliminary results of national bird monitoring programme in Estonia. *Bird Census News* **13 (2)**, 81-86.
- Leito, A. (koost.) 2008. *Linnud ja käsitiivalised*. Lepingu „Avamere tuuleparkide rajamisega Loode-Eesti rannikumerre kaasnevate keskkonnamõjude hindamine” aruanne.
- Leito, A. 2009. *Bird Study*. Perspective Development Plan for the Transportation of Passengers and Cargo across the Suur Strait and Strategic Environmental Impact Assessment. - Ministry of Economic Affairs and Communications, WSP Finland OY, Eesti Maaülikool, Tallinn, Estonia.
- Leivo, M., Rusanen, P. & Kontiokorpi, J. 1994. Migration of arctic waterfowl on the northern Baltic Sea in spring 1993. *Linnut* **29(2)**, 12–19.

- Leppäkoski, E. & Gollasch, S. 2006. Risk Assessment of Ballast Water Mediated Species Introductions – a Baltic Sea Approach. Report to HELCOM.
- Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis, Ser B, Mathematica et Physica*, **35**, 1–90.
- Leth (editor). 2008. Baltic Sea marine landscapes and habitats – mapping and modelling. BALANCE Technical Summary Report, part 2/4.
- Liblik, T. & Lips, U. 2011. Characteristics and variability of the vertical thermohaline structure in the Gulf of Finland in summer. *Boreal Environment Research*, **16(A)**, 73–83.
- Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Egelrud, L., Junedahl, E., Brorström-Lunden, E., Ghebremeskel, M., Schlabach, M. Screening of Selected Hazardous Substances in the Eastern Baltic Marine Environment, *Report B 1874*, September 2009, 57 p.
- Lips, I. & Lips, U. 2008. Abiotic factors influencing cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Hydrobiologia*, **614**, 133–140.
- Lips, I., Lips, U. & Liblik, T. 2009. Consequences of coastal upwelling events on physical and chemical patterns in the central Gulf of Finland (Baltic Sea). *Continental Shelf Research*, **29**, 1836–1847.
- Lips, U., Lips, I., Liblik, T. & Elken J. 2008. Estuarine transport versus vertical movement and mixing of water masses in the Gulf of Finland (Baltic Sea). US/EU-Baltic International Symposium, 2008 IEEE/OES, 1–8. (DOI: 10.1109/BALTIC.2008.4625535)
- Lips, U., Lips, I., Liblik, T., Kikas, V., Altoja, K., Buhhalko, N. & Rünk, N. 2011. Vertical dynamics of summer phytoplankton in a stratified estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea). *Ocean Dynamics*, **61**, 903–915.
- Loos, R., Gawlik, B.M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., Bidoglio, G. EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Waters. JRC Scientific and Technical Reports EUR 23568 EN, JRC 48459, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, European Communities, 2008, 51p.
- Lõhmus A. 2001. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide ohustatus ja kaitstuse kriteeriumid Eestis. *Hirundo Suppl.* **4**, 3-36.
- Lõhmus A., Kalamees A., Kuus, A., Kuresoo A., Leito A., Leivits A., Luigujõe L., Ojaste I., Volke V. 2001. Kaitsekorralduslikult olulised linnuliigid Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel. *Hirundo Suppl.* **4**, 37-167.
- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L. & Sellis, U. 1998. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne arvukus 1991..1997. a. *Hirundo*, **11**, 63-83.
- Läänemere tegevuskava kokkuvõte. HELCOM BSAP. Koostamise korraldanud Merekeskkonnabüroo. Tallinn, 2007
- Lüning, M., Ilus, E. & Herrmann, J. 2009. Sources of Radioactive Substances in the Baltic Sea. In “Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. HELCOM thematic assessment”. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 117, 9-17.
- Mackas, D. L., Beaugrand, G. 2010. Comparisons of zooplankton time series. *Journal of Marine Systems* **79**(3–4), 286–304.
- MARPOL 73/78. IMO International Convention for the Prevention of Pollution by Ships

(MARPOL 73/78).

- Martin G., Kukk E., Kukk H., Kotta J. 2004. Historical review of the literature on phytobenthic investigations in the Gulf of Riga. *Proc Estonian Acad Sci Biol Ecol* 53: 236–250.
- Martin, G. Paalme, T. Torn, K. 2006a. Growth and production rates of loose-lying and attached forms of the red algae *Furcellaria lumbricalis* and *Coccotylus truncatus* in Kassari bay, the West Estonian Archipelago Sea. *Hydrobiologia*, 554, 107-115.
- Martin, G., Möller, T., Kotta, J., Daunys, D., Jermakovs, V., Bucas, M., Siaulys, A., Saskov, A., Aigars, J. 2010. Benthic marine habitats of the eastern Baltic Sea. *Estonian Marine Institute Report Series* (draft).
- Martin, G., Paalme, T., Torn, K. 2006b. 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, 276 - 283.
- Martin, G., Torn, K. 2004. Classification and description of phytobenthic communities in the waters of the West-Estonian Archipelagon Sea. *Hydrobiologia* 514: 151–162.
- Masing, V. 1992. *Ökoloogia leksikon*. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Mattila, J. & Ilus, E. 2009. Radionuclides in Sediments. In “Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. HELCOM thematic assessment”. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 117, 25-29.
- Moore, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108**, 131–139.
- Moulton, V.D., Richardson, W.J., Williams, M.T. 2003. Ringed seal densities and noise near an icebound artificial island with construction and drilling. *Acoustics Research Letters Online*, **4**, 112–117.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Sidrevics, L. 2000. Long-term dynamics of main mesozooplankton species in the central Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* **22**, 2015–2038.
- Möllmann, C., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., & St John, M.A. 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. 141.
- Myrberg, K. & Andrejev, O. 2003. Main upwelling regions in the Baltic Sea – a statistical analysis based on three-dimensional modeling. *Boreal Environment Research*, **8**, 97–112.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L., Mathiesen, H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot. Fenn.* 155: 1–51.
- Nielsen, S. P., Bengtson, P., Bojanowsky, R., Hagel, P., Herrmann, J., Ilus, E., Jakobson, E., Motiejunas, S., Panteleev, Y., Skujina, A. & Suplinska, M. 1999. The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea. *The Science of the Total Environment*, **237/238**, 133-141.
- Nielsen, S. P., Ikäheimonen, T. K., Outola, I., Vartti, V.-P., Herrmann, J., Kanisch, G., Suplinska, M., Zalewska, T., Vilimaite-Silobritiene, B., Stepanov, A., Osokina, A., Lüning, M., Osvath, I. & Jakobson, E. 2010. Monitoring and assessment of radioactivity in the Baltic Sea coordinated by HELCOM. In: *Abstracts – Third European IRPA Congress, 14–18 June 2010, Helsinki, Finland*, p. 253. IRPA.
- Nord Stream. 2009. Environment impact assessment report. Natural gas pipeline through the Baltic Sea. Environmental impact assessment in the exclusive economic zone of Finland. 1–966.
- Nõuded suplusveele ja supelrannale. Vabariigi Valitsuse määrus 03.04.2008 nr.74. (RT I 2008, 16, 117) redaktsioon jõust. 01.01.2010. RT I 2009, 63, 415

- Ojaveer, H., Eek, L. & Kotta, J. 2011a. *Vee võõrliikide käsiraamat*. Tallinn, Eesti, 66 pp.
- 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., 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. *Environ. Res.*, **111**, 933–942
- Ojaveer, H., Simm, M. & Lankov, A. 2004. Population dynamics and ecological impacts of the non-indigenous *Cercopagis pengoi* in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Hydrobiologia*, **522**, 261–269.
- Olenin, S. & Leppäkoski, E. 1999. Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia*, **393**, 233–243.
- 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.
- Olenin, S., Minchin, D. & Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 379–394.
- Olli, K., Klais, R., Tamminen, T., Ptacnik, R. & Andersen, T. 2011. Long-term changes in the Baltic Sea phytoplankton community. *Boreal Environment Research* **16** (Suppl. A): 3–14.
- Onno, S. 1970. The numbers and distribution of the Estonian waterfowl during the nesting season. In: *Waterfowl in Estonia*. – Tallinn 10-20.
- Orav-Kotta, H., Kotta, J., Herkül, K., Kotta, I. & Paalme, T., 2009. Seasonal variability in the grazing potential of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* and the native amphipod *Gammarus salinus* in the northern Baltic Sea. *Biol. Invasions*, **11**, 597–608.
- Orviku, K., Tõnisson, H., Aps, R., Kotta, J., Kotta, I., Martin, G., Suursaar, Ü., Tamsalu, R., Zalesny, V. 2008. Environmental impact of port construction: Port of Sillamäe case study (Gulf of Finland, Baltic Sea). In: 2008 IEEE/OES US/EU-Baltic International Symposium: US/EU-Baltic International Symposium "Ocean Observations, Ecosystem-Based Management & Forecasting"; Tallinn; 27-29 May, 2008. IEEE-Inst Electrical Electronics Engineers Inc, 2008, 350 - 359.
- OSPAR Commission. 2007. Monitoring of marine litter on beaches in the OSPAR region. Assessment and Monitoring Series, 1–76.
- OSPAR Commission. 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, 1–134.
- Ostoji, A. M. 2000. Effect of eutrophication on changes in the composition of zooplankton in the Grosnica Reservoir (Serbia, Yugoslavia). *Hydrobiologia* **436**, 171–178.
- Paal J. 2007. *Loodusdirektiivi elupaigatiüüpide käsiraamat*. Auratrükk, Tallinn.
- Paalme, T., Kotta, J., Kersen, P., Martin, G., Kukk, H., Torn, K. 2011. Inter-annual variations in biomass of loose lying algae *Furcellaria–Coccolytus* community: The relative importance of local versus regional environmental factors in the West Estonian Archipelago. *Aquatic Botany*, **95**, 146-152.
- Panov, V.E., Krylov, P.I. & Telesh, I. 1999. The St. Petersburg harbour profile. In: (Eds: S.

- Gollasch & Leppäkoski, E). Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters. *Nord* 1999:8. Pp. 225-244. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Pilats, V. 1989. Seal distribution and seal-fishery interactions in the east Baltic. *NNA-Berichte*, **2/2**, 107-114.
- Pitkänen, H., Lehtoranta, J. & Peltonen, H. 2007. The Gulf of Finland. In: U. Schiewer (ed.): Ecology of Baltic coastal waters. *Ecological Studies* **197**, Springer Verlag. 285–308 pp.
- Popper, A.N. & Hastings, M.C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, **75**, 455–489.
- Põllumäe, A. & Kotta, J. 2007. Factors describing the distribution of the zooplankton community in the Gulf of Finland in the context of interactions between native and introduced predatory cladocerans. *Oceanologia* **49**(2), 277–290.
- Põllumäe, A. & Väljataga, K. 2004. *Cercopagis pengoi* (Cladocera) in the Gulf of Finland: environmental variables affecting its distribution and interaction with *Bosmina coregoni maritima*. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **53**, 276–282.
- Põllumäe, A., Kotta, J. & Leisk, Ü. 2009. Scale-dependent effects of nutrient loads and climatic conditions on benthic and pelagic communities in the Gulf of Finland. *Marine Ecology* **30**, (Suppl. 1), 20–32.
- Raateoja, M., Seppälä, J., Kuosa, H. & Myrberg, K. 2005. Recent changes in trophic state in the Baltic Sea along SW coast of Finland. *Ambio* **34**, 188–191.
- Rahvatervise seadus. RT I 1995, 57, 978
- Raid, T., O. Kaljuste, H. Špilev, and A. Lankov. 2011. Räim ja kilu. *Rahvusliku kalanduse andmekogumisprogrammi täitmine. III vahearuanne*, edited by T. Saat, pp. 1-65. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut.
- Rattiste, K. 2006. Life history of the Common Gull (*Larus canus*). A long-term individual-based study. Doktoritöö, Uppsala Ülikool.
- Realo, E., Jõgi, J., Koch, R. & Realo, K. 1995. Studies on Radiocaesium in Estonian Soils. *J. Environ. Radioactivity*, **29**, 111-119.
- Realo, E., Realo, K. & Jõgi, J. 1996. Releases of Natural Radionuclides from Oil-shale-fired Power Plants in Estonia. *J. Environ. Radioactivity*, **33**, 77-89.
- Realo, K. & Realo, E. 2005. Depth Distribution of ²¹⁰Pb in Surface Soil in NE Estonia. Natural Radionuclides in Radium-Rich Soils in North-East Estonia. In. *The Natural Radiation Environment VII*. Book Series "Radioactivity in the Environment" (McLaughlin, J.P., Simopoulos, S.E. & Steinhäusler, F., eds.), vol. 7, pp. 140-149, Elsevier, Amsterdam.
- Realo, K., Koch, R., Lust, M., Uljas A. & Realo, E. 2004. Lead-210 in Air and Surface Soil in NE Estonia. In *Full Papers of IRPA-11 Widening the Radiation Protection World*, , CD-ROM, Paper 6a56, 11th Int. Congress of IRPA, 23-28 May 2004, Madrid, Spanish RPC. <http://www.irpa11.com>.
- Renno, O. 1976. Avifauna of the islands in the southern part of the Gulf of Finland. *Ornis Fennica* **3**(4), 128-131.
- Renno, O. 1993. *Eesti haudelindude levikuatlas*. Valgus, Tallinn. 256 lk.
- Roots, O. & Nõmmsalu, H. *Aruanne veekeskkonnale ohtlike ainete sõeluuringu tulemustest Eestis* (Project LIFE 07 ENV/EE/000122-Baltic Actions for Reduction of Pollution of the Baltic Sea from Priority Hazardous Substances - BaltActHaz)(Koostajad Roots, O.,

- Nõmmsalu, H.), Tallinn 2011, 95lk.
- Roots, O. & Suursaar, Ü. 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 , 2010, 79-90.
- Roots, O., Kiviranta, H., Pitsi, T., Rantakokko, P., Ruokojärvi, P., Simm, M., Vokk, R., Järv, L. Monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzo-furans, and polychlorinated biphenyls in Estonian food. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences* 2011a, **60** (3), 193–200.
- Roots, O., Saare, L. Structure and Objectives of the Estonian Environmental Monitoring Program. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1996,v. 40, No.3, 289-301.
- Roots, O., Simm, M., Kiviranta, H., Rantakokko, P. *Persistent organic Pollutants (POPs): Food Safety Control in Estonia. In: The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment (NATO Science for Peace and Security)* E. Mehmetli and B. Koumanova (eds), Springer, 2008a, 173-185.
- Roots, O., Zitko , V., Kiviranta, H., Rantakokko, P., Ruokajärvi, P. Concentrations and profiles of brominated diphenyl ethers (BDEs) in Baltic and Atlantic herring. *Oceanologia*, 2009, **51**, No.4, 515-523.
- Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P., Ruokojärvi, P. Polybrominated diphenyl ethers in Baltic herring from Estonian waters, 2006-2008. *Russian Journal of General Chemistry*, 2010, **80**, No.13, 2724–2730.
- Roots, O., Zitko, V., Kumar, K.S., Sajwan, K., Loganathan, B. G. *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, 2011b, 305-333.
- Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P. Profiles of Polybrominated Diphenyl Ethers in Aquatic Biota. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 2008b, **59**, No. 3, 153-159.
- Rusanen, P. 1995: Observations of arctic waterfowl migration from Puhtu, on the western coast of Estonia in May 1992. - *IWRB Seaduck Research Group Bulletin* **5**, 14–18.
- Ruskule, A., M. Kuris, G. Leipute, M. Vetemaa, and Š. Zableckis. 2009. *Läänemeri meie ühine ja kordumatu aare*. Tallinn: Baltic Environmental Forum.
- Räämet, A. & Soomere, T. 2010. The wave climate and its seasonal variability in the northeastern Baltic Sea, *Estonian Journal of Earth Sciences*, **59**, 100–113.
- Saat, T. & Eschbaum, R. 2002. Väinamere kalastik ja selle muutumine viimastel aastakümnetel. In *Väinamere kalastik ja kalandus*, edited by T. Saat, pp. 9-45. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut.
- Saat, T., R. Eschbaum, T. Raid, T. Drevs, and M. Kesler. 2011. “Kalavarude seisund ja prognoos.” *Rahvusliku kalanduse andmekogumisprogrammi täitmine. I vahearuanne*. pp. 1-30. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut.
- Sandén, P. & Håkansson, B. 1996. Long term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* **41**(2), 346– 351.

- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., Teilmann, J., Reijnders, P. 2011. Harbour popoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environ. Res. Lett.*, **6**, 1–10.
- Schneider, B., Kaitala, S. & Maunula, P. 2006. Identification and quantification of plankton bloom events in the Baltic Sea by continuous $p\text{CO}_2$ and chlorophyll *a* measurements on a cargo ship. *Journal of Marine Systems*, **59**, 238–248
- Schulz, J., Hirche, H.-J. 2007. Living below the halocline: strategies of deep-living species in the highly stratified brackish Bornholm Basin (central Baltic Basin). *Journal of Plankton Research*, **29**, 881-894.
- Simm, M., Roots, O., Kotta, J., Lankov, A., Henkelmann, B., Shen, H., Schramm, K-W. PCDD/Fs in sprat (*Sprattus sprattus* (L.)) from the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Chemosphere*, 2006, v. 65, issue 9, 1570–1575.
- Sipelgas, L., Raudsepp, U., Aiari, V., Kolesova, N. & Jüssi, I. 2011. Paldiski Lõunasadamasse kai 6a rajamise keskkonnamõjude hindamise aruanne. TTÜ Meresüsteemide Instituut. Tallinn. 49 pp.
- Sirp, S. and K. Klaas. 2011. “Annual report on the implementation of Council Regulation (EC) No 812/2004.” University of Tartu Estonian Marine Institute; The Ministry of the Environment.
- 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. & Stipnice, A. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 203 p.
- Skov, H., Vaitkus, G., Flensted, K.N. Grishanov, G., Kalamees, A., Kondratyev, A., Leivo, M., Luigujõe, L. 2000. *Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea*. BirdLife International, Cambridge, 287 p.
- Snoeijs P. 1999. Marine and brackish waters. Raamatus: Rydin H., Snoeijs P., Diekmann M. (toim.) *Swedish Plant Geography*, lk. 187–212.
- Soomere, T. & Räämet, A. 2011. Long-term spatial variations in the Baltic Sea wave fields. *Ocean Science*, **7**, 141–150.
- Soomere, T., Delpêche, N., Viikmäe, B., Quak, E., Meier, M.H.E. & Döös, K. 2011. Patterns of current-induced transport in the surface layer of the Gulf of Finland. *Boreal Environment Research*, **16(A)**, 49-63
- Sørmo, E.G., Skaare, J.U., Jüssi, I., Jüssi, M., and Jenssen, B. M.. 2003. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in baltic and atlantic gray seal (*Halichoerus grypus*) pups. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 22, Issue 11, Pages: 2789–2799.
- Sørmo, E.G., Jüssi, I., Jüssi, M., Braathen, M., Skaare, J.U and Jenssen, B. M. 2005. Thyroid hormone status in gray seal (*Halichoerus grypus*) pups from the baltic sea and the atlantic ocean in relation to organochlorine pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 24, Issue 3, Pages: 610–616.

- 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
- Straile, D., Geller, W. 1998. Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. *Advances in Limnology* **53**, 255–274.
- Suikkanen, S., Laamanen, M. & Huttunen, M. 2007. Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **71**, 580–592.
- Suuroja, S., Suuroja, K., Talpas, A. 2007. Seafloor geological survey in Estonian shelf area. *Baltica*, **20**(1-2), 53 - 58.
- Suursaar, Ü. & Kullas, T. 2009. Decadal changes in wave climate and sea level regime: the main causes of the recent intensification of coastal geomorphic processes along the coasts of Western Estonia? *Oceanologia*, **51**, 39–61.
- Suursaar, Ü., Kullas, T. 2009. Meretase ja hoovused Eesti rannikumeres muutuva kliima tingimustes. Rmt Kont, A. (toim.). Kliimamuutuse mõju Eesti rannikule – ASTRA projekti uurimistulemusi. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituudi Publikatsioonid **11**/2009, 25–43.
- Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A. & Olenin S. 2011. Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach. *Biol. Invasions*, DOI 10.1007/s10530-010-9928-z 13 1739–1765
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* **142**, 1269-1281.
- Žydelis, R.; Lorentsen, S.-H.; Fox, A. D.; Kuresoo, A.; Krasnov, Y.; Goryaev, Y.; Bustnes, J.O.; Hario, M.; Nilsson, L.; Stipniece, A. 2006. Recent changes in the status of Steller's Eider *Polysticta stelleri* wintering in Europe: a decline or redistribution? *Bird Conservation International*, **16**, 217 - 236.
- Tervisekaitsenõuded supelrannale ja suplusveele. Vabariigi Valitsuse 25.07. 2000. a määrus nr 247. RT I 2000, 64, 407
- Thomsen, F., McCully, S., Wood, D., Pace, F. & White, P. 2009. A generic investigation into noise profiles of marine dredging in relation to the acoustic sensitivity of the marine fauna in UK waters with particular emphasis on aggregate dredging: PHASE 1 Scoping and review of key issues, Aggregates Levy Sustainability Fund / Marine Environment Protection Fund (ALSF/MEPF), Lowestoft, UK.
- Tom, K. 2008. Distribution and ecology of charophytes in the Baltic Sea. Doktoritöö, Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H. & Rasmussen, P. 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *J. Acoust. Soc. Am.*, **126**, 11–14.
- Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A. 2009b. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* **125**, 3766–3773.
- Trei, T. 1983. The species composition of phytobenthos in some shallow bays of Western Estonia. *Eesti NSV Teaduste Akad Toim* 32: 245–253. (vene k.)

- Trei, T. 1986. The floristic composition of the phytobenthos in Pärnu Bay and in the surroundings of Kihnu Island. Proc. Acad. Sci Estonian SSR. Biology 35: 56–60. (vene k.)
- Trei, T. 1987. Phytobenthos in the waters of the Vilsandi State Nature Reserve. Proc Acad Sci Estonian SSR. Biology 36: 227–235.
- Trei, T. 1990. Meretained Vilsandi ümbruses. Eesti Loodus 8: 503–506.
- TTÜ Meresüsteemide Instituut & TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale. Lõpparuanne. Keskkonnaministeerium.
- Tuomi, L., Kahma, K. & Pettersson, H. 2011. Wave hindcast statistics in the seasonally ice-covered Baltic Sea. Boreal Environment Research, **16**, 451–472.
- Tõnisson H., Suursaar Ü., Orviku K., Jaagus J., Kont A., Willis D.A. and Rivis, R. 2011. Changes in coastal processes in relation to changes in large-scale atmospheric circulation, wave parameters and sea levels in Estonia. Journal of Coastal Research, **SI64-1**, 701 – 705.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2008. Rannikumere ülevaateseire 2008. Aruanne. Keskkonnaministeerium, 1-129.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Kassari lahe töendusliku punavetikavaru uuringud. LEPING nr. 4-1.1/68, Tallinn
- Uiboupin, R. & Laanemets, J. 2009. Upwelling characteristics derived from satellite sea surface temperature data in the Gulf of Finland, Baltic Sea. Boreal Environment Research, **14**, 297–304.
- UNSCEAR 2000. Report to the General Assembly. 2002. Sources and Effects of Ionizing Radiation. With Scientific Annexes, Vol. I: Sources. United Nations, New York.
- UNSCEAR 2008. Report to the General Assembly. 2011. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Volume II. Scientific Annex D, UN, New York.
- Vahtera, E., Laanemets, J., Pavelson, J., Huttunen, M., Kononen, K. 2005. Effect of upwelling on the pelagic environment and bloom-forming cyanobacteria in the western Gulf of Finland, Baltic Sea. Journal of Marine Systems, **58**, 67–82.
- Vaitkus G. 1999. *Studies of spatial structure and dynamics of seabird populations in the eastern Baltic*. Summary of Doctoral dissertation. Vilnius, Institute of Ecology.
- Wallentinus, I. & Nyberg, C.D. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**, 323–332.
- Wasmund, N. & Uhlig, S. 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* **60**, 177–186.
- Wasmund, N., Nausch, G. & Voss, M. 2012. Upwelling events may cause cyanobacteria blooms in the Baltic Sea. Journal of Marine Systems, **90**, 67–76.
- Weber, R., Gaus, C., Tysklind, M., Johnston, P., Forter, M., Hollert, H., Heinisch, E., Holoubek, I., Lloyd-Smith, M., Masunaga, S., Moccarelli, P., Santillo, D., Seike, N., Symons, R., Torres, J.P.M., Verta, M., Varbelow, G., Vijgen, J., Watson, A., Costner, P., Woelz, J., Wycisk, P., Zennegg, M. Dioxin- and POP-contaminated sites – contemporary and future relevance and challenges. Overview on background, aims and scope of the series. Environmental Science and Pollution Research, 2008, **15**, 363–393.

- 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
- Verta, M., Salo, S., Korhonen, M., Assmuth, T., Kiviranta, H., Koistinen, J., Ruokojärvi, P., Isoaari, P., Bergqvist, P-A., Tysklind, M., Cato, I., Vikelsøe, J., Larsen, M.M. Dioxin concentrations in sediments of the Baltic Sea – A survey of existing data. *Chemosphere*, 2007, 67, issue 9, 1762-1775.
- Weston, D. P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, **61**, 233–244.
- Vetemaa, M. 2006. *Hüljeste mõju kalandusele*. Aruanne. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut. 50 pp.
- Vetemaa, M. and U. Piirisalu. 2011. “Hülgekahjude vähendamine püügivahendite hülgekindlamaks ehitamise ja hülgepeletite kasutusele võtmise abil. PRIA projekti aruanne.” Tartu: TÜ Eesti Mereinstituut.
- Vetemaa, M., Eschbaum, R. & Saat, T. 2006. The transition from the Soviet system to a market economy as a cause of instability in the Estonian coastal fisheries sector. *Mar. Policy*, **30**, 635-640.
- Vetemaa, M., Eschbaum, R., Albert, A. & Saat, T., 2005. Distribution, sex ratio and growth of *Carassius gibelio* (Bloch) in coastal and inland waters of Estonia (north-eastern Baltic Sea). *J. Appl. Ichthyol.*, **21**, 287–291.
- Wright, A.J., Soto, N.A., Baldwin, A.L., Bateson, M., Beale, C.M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E.F., Fernández, A., Godinho, A., Hatch, L.T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Weilgart, L.S., Wintle, B.A., Notarbartolo-di-Sciara, G., Martin, V. 2007. Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise? *International Journal of Comparative Psychology*, **20**, 274–316.
- Vuorio, K., Lagus, A., Lehtimäki, J. M., Suomela, J. & Helminen, H. 2005. Phytoplankton community responses to nutrient and iron enrichment under different nitrogen to phosphorus ratios in the northern Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **322**, 39–52.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. & Folke, C. 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems*, **10**, 877-889

Elektroonilised allikad

- Anon., 2011. Stockholmi püsivate orgaaniliste saasteainete konventsiooni rakendus-kava. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 2011, 67 lk (www.envir.ee/orb.aw/class=file/action.../stock_konv_aruanne_60411.pdf).
- Axe, P., 2010. Hydrography and Oxygen in the Deep Basins. HELCOM Indicator Fact Sheets 2010. Online 05.12.2011, http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2010/en_GB/HydrographyOxygenDeepBasins/?u4_highlight=hypoxia

- Bartnicki, J., Gusev, A., Aas, W., Valiaveetil, S. Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Dioxin/Furans to the Baltic Sea in 2009. 35th Session of the Steering Body of EMEP in Geneva in September 2011, 2011. (http://www.helcom.fi/environment2/hazsubs/EMEP/en_GB/emep2009/).
- Fleming-Lehtinen, V., Kauppila, P. & Kaartokallio, H. 2010. How far are we from clear water? HELCOM eutrophication assessment. Water transparency. Online 09.12.2011, HELCOM, 2011. *German national guidance on the implementation of MSFD articles 8, 9 and 10.* http://meeting.helcom.fi/c/document_library/get_file?p_l_id=16324&folderId=1633729&name=DLFE-47716.pdf, http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/eutro/Secchi/en_GB/status/, <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-550>.
- Hänninen, S. & J. Sassi (2009) Estimated nutrient load from waste waters originating from ships in the Baltic Sea area – Updated 2009, 67 pp. Research Report VTT-R-07396-08. http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2009/VTT_R_07396_08.pdf
- Keskkonnaameti kiirgusosakond 2011. <http://www.kiirguskeskus.ee/index.php?leht=60>
- Kõrgmaa, V., Laht, M., Põllumäe, A., Volkov, E., Huhtala, S.m, Munne, P., Nakari, T., Nuutinen, J., Perkola, N., Schultz, E., Zielonka, U.), 7. National Report (COHIBA – Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region, Estonian Environmental Research Centre Ltd, Tallinn, 2011, 108 p. (<http://www.cohiba-project.net/publications>).
- Rattiste, K. & L. Saks 2010. Kormorani levik ja arvukus Eestis 2009. http://www.keskkonnainfo.ee/failid/Kormorani_levik_ja_arvukus%20Eestis.pdf
- Sadamatasud. Kehtib alates 01.01.2012. <http://www.ts.ee/eeskirjad-tasud> (05.12.2011)
- Seifert, T., Tauber, F. & Kayser, B., 2001. A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea – revised edition, http://www.iowarnemuende.de/research/en_iowtopo.html.
- Shlitzer, R. 2010. Ocean Data View, <http://odv.awi.de>.
- Stroomi ranna suplusvee profiil. Tervisekaitseinspeksioon 2009. http://www.terviseamet.ee/fileadmin/dok/Keskkonnatervis/vesi/suplus/Profiilid/stroomi_ranna_profiiil.pdf (05.12.2011)
- Tallinna Sadama kodulehekül. Kruiisilaevad. <http://www.ts.ee/kruiisilaevad> (05.12.2011)
- Tamm, I. (Koostaja). Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks prioriteetsete ainete inventuur ning seirekorralduse analüüs (Koostaja Tamm, I), MAVES, Tallinn, 2010, Töö nr 10028, 24 lk. (http://www.envir.ee/.../Direktiivi+2008_105_EÜ+prioriteetsete+ainete+inventuur.pdf).
- Terviseamet veebileht. Nakkushaigused. Nakkushaigustesse haigestumine Eestis, kuude ja maakondade kaupa. <http://www.terviseamet.ee/nakkushaigused/nakkushaigustesse-haigestumine.htm>
- Terviseameti kodulehekül. <http://www.terviseamet.ee/>
- Terviseameti kodulehekül. Keskkonnatervis. Vesi. Suplusvesi. Suplusvee profiilid. <http://www.terviseamet.ee/fileadmin/dok/Keskkonnatervis/vesi/suplus/Profiilid/> (06.12.2011)
- Tuuleenergeetika assotsiatsiooni kodulehekül <http://www.tuuleenergia.ee> (*kasutatud november*

2011).

TÜ EMI 2011a. Rannikumere operatiivseire 2010. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/11883_aru10_rannikumere_operatiivseire.pdf

TÜ EMI 2011b. Rannikumere ülevaateseire 2010. Aruanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/11882_aru10_rannikumere_ulevaateseire.pdf

UNEP 2005, Marine Litter, an analytical overview.

http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/anl_oview.pdf

Jüssi, M., Jüssi, I., Müür, R. 2004. Tegevuskava Läänemere viiGERhülge (*Phoca hispida botanica*) kaitseks Eesti rannikul aastatel 2006–2010.

<http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=233460/Viigerh%FCIge+tegevuskava.pdf> (12.12.2011)

Jüssi, I., Jüssi, M. 2000. Tegevuskava hallhüljeste kaitse korraldamiseks Eestis. Eestimaa Looduse Fond, Taani Keskkonnakaitse Agentuur. <http://www.envir.ee/1688> (12.12.2011)