

Keskkonnaministeerium



CLEANEST – vee kvaliteedi mõõtmine ja modelleerimine Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites (C7)

Tallinn 2022

Töös osalesid Tallinna Tehnikaülikooli spetsialistid:

Taavi Liblik (projekti juht); Natalja Buhhalko; Fred Buschmann; Jaan Laanemets; Maarja Lipp; Urmas Lips; Enriko Siht; Germo Väli.

Aruanne on valminud LIFE IP CleanEST projekti raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni LIFE programm ja Eesti riik. LIFE programmi rahastusleping nr LIFE17 IPE/EE/000007. Aruanne kajastab autori seisukohti ja Euroopa Komisjon ei vastuta sisu kasutamise eest.

Sisukord

Summary							
Kokkuvõte5							
1. Sis	sejuhatus6						
2. Ar	dmed ja metoodika						
2.1.	Uuritud veekogumite keskkonnaseisundi üldandmed9						
2.2.	Toitainete sisaldus Eru-Käsmu ja Narva-Kunda lahte suubuvates jõgedes10						
2.3.	Välimõõtmised Eru lahes10						
2.4.	Mudelsüsteemi kirjeldus						
2.5.	Mudelite seadistused, kasutatud andmed ja alternatiivid15						
3. M	õõtmistulemused Eru lahes 21						
4. M	udelisüsteemi simulatsioonide tulemused 41						
4.1.	Mudelsüsteemi valideerimine						
4.2.	Tuuletingimused ja apvellingute esinemine50						
4.3.	Narva-Kunda ja Eru-Käsmu lahe veekogumite keskkonnaseisundit mõjutavate füüsikaliste						
protsesside analüüs							
4.4.	Jõgede koormuse mõju Narva-Kunda ja Eru-Käsmu lahe keskkonnaseisundile						
Kasutatud kirjandus							

1. Summary

The environmental status of the coastal waters of the Eru-Käsmu and Narva-Kunda water bodies is not good. The main goals of the study were to assess the role of nutrient loads coming from land and/or their impact to the natural processes taking place in the sea. From the physical processes, near-shore currents and their related transport, horizontal and vertical mixing, and the effect of upwellings/downwells were examined. Measurements were conducted in Eru Bay and numerical modeling was performed. Measurements in Eru Bay showed that the direct influence of river water on the distribution of physical and chemical parameters of the sea often remains very local and does not extend further than 1 km from the river mouth. The primary effect of the upwellings was rather in the offshore part of the bay, but with favorable wind forcing long enough, it can reach the inner part of the bay as well. Reducing nutrient loads by half of anthropogenic pressure will not lead to major changes in the status of water bodies as a whole. The average chlorophyll concentration of the period June-September would decrease by 8 and the average concentration of total nitrogen by up to 3 percent in the Narva-Kunda water body. However, this would include reducing of nutrient loads both from Russia and Estonia. If reducing is done only in Estonia, the potential impact will be less than mentioned above. Larger changes would occur locally in the immediate vicinity of the river mouth. Upwellings have a very large impact on the transport of nutrients in summer. During one intensive upwelling event the level of phosphates that is brought into the upper 10 m water layer of Eru-Käsmu and Narva-Kunda water bodies is comparable to the annual phosphate transfer from rivers to water bodies. The horizontal transport between the water body and the open sea is very large in the Eru-Käsmu water body compared to the nutrient load from rivers (Loobu River). An anticyclonic circulation prevails, which carries the Narva river water along the coast in a northerly direction, but with favorable winds, nitrate-rich riverine water spreads along the coast to the west, into different coastal water bodies. In order to confirm the phenomenon, high-resolution in-situ measurements should be conducted in this area.

The results of the work indicate that there is a certain effect of reducing the anthropogenic load (especially in the sea areas near river mouths), but compared to the natural variability, the effect remains modest in the water bodies as a whole.

3. Kokkuvõte

Eru-Käsmu ja Narva-Kunda rannikuveekogumite seisund ei ole hea. Uuringu peamisteks eesmärkideks oli hinnata kui suur on sellise seisundi kujunemisel maismaalt tuleval toitainete koormusel ja kui suurt rolli mängivad meres toimuvad looduslikud protsessid. Füüsikalistest protsessidest vaadeldi rannikulähedasi hoovuseid ning nendega seotud transporti, horisontaalset ja vertikaalset segunemist, apvellingute/daunvellinute (süvavee kergete/pealisvee sukeldumiste) mõju. Korraldati mõõtmised Eru lahes ja teostati numbriline modelleerimine. Mõõtmised Eru lahel näitasid, et jõevee vahetu mõju mere füüsikaliste ja keemiliste parameetrite jaotustes jääb sageli väga lokaalseks ega ulatu kaugemale kui 1 km jõe suudmest. Apvellingute esmane mõju avaldus pigem lahe avamerepoolses osas, kuid piisavalt pikalt puhuvate soodsate tuultega võib see ulatuda ka lahe siseosasse. Toitainete koormuste vähendamine poole inimtekkelise surve võrra suuri muutusi veekogumite seisundis tervikuna kaasa ei too: Narva-Kunda veekogumis, kus perioodi juuni-september keskmine klorofüll a kontsentratsioon väheneks 8 ning üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon kuni 3 protsenti. Silmas tuleb pidada, et Narva jõe puhul arvestati kogu (sh. Venemaa) inimtekkelist koormust ja selle vähendamist. Seega oleks ainult Eesti valgalalt koormuse vähendamise potentsiaalne mõju Narva-Kunda veekogumis väiksem kui ülal mainitud. Suuremad muutused toimuksid lokaalselt jõgede suudmete vahetus läheduses. Väga suure mõjuga toitainete transpordile on suvised apvellingud. Ühe intensiivse apvellingu sündmusega tuuakse Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumite ülemisse 10 m veekihti fosfaate hulgas, mis on võrreldav aastase fosfaatide kandega jõgedest veekogumitesse. Horisontaalne transport veekogumi ja avamere vahel on Eru-Käsmu veekogumis võrreldes toitainete koormusega jõgedest (Loobu jõest) väga suur. Prevaleerib antitsüklonaalne tsirkulatsioon, mis kannab Narva jõe vee piki rannikut põhjasuunas, kuid soodsate tuultega levib nitraatiderikas vesi piki rannikut läände teistesse rannikuveekogumitesse. Nähtuse kinnitamiseks peaks antud piirkonnas korraldama kõrge lahutusega in-situ mõõtmised.

Töö tulemused viitavad, et teatud mõju inimtekkelise koormuse vähendamisel on (eriti jõe suudmelähedasel merealal), kuid võrreldes loodusliku varieeruvusega jääb efekt veekogumites tervikuna tagasihoidlikuks.

1. Sissejuhatus

Läänemeri, sealhulgas Soome laht, on tugevalt eutrofeerunud, kuigi jõgedest tulev toitainete koormus on vähenenud. Soome lahes ületavad anorgaanilistesse ühenditesse seotud toitainete kontsentratsioonid oluliselt hea keskkonnaseisundi läviväärtusi, kusjuures ei ole täheldatud kontsentratsioonide langustrendi (HELCOM, 2018). Üldfosfori ja üldlämmastiku kontsentratsioonid ületavad samuti hea seisundi läviväärtusi, kuid üldlämmastiku kontsentratsioonid näitavad vähenemise trendi. Üheks kogu Läänemere probleemiks on jätkuv fosfaatide kontsentratsiooni kasv kõikides avamere basseinides, mille põhjuseks on fosfori vabanemine setetest hapnikuvaeguse tingimustes. Rannikumere aladel, kus puudub halokliin, kuid sesoone termokliin takistab veesamba vertikaalset segunemist, võivad põhjalähedases kihis tekkida sesoonsed hüpoksilised tingimused, millega kaasneb fosfori eraldumine setetest.

Uuringud on näidanud, et talviste tuule poolt tingitud estuaarse tsirkulatsiooni ümberpöördumiste ja tüüpilise estuaarse tsirkulatsiooni taastumise mõju Soome lahe hapniku- ja toitainete dünaamikale on oluline (Liblik et al., 2013; Lips et al., 2017). Estuaarse tsirkulatsiooni korral ava-Läänemere kirdeosast Soome lahe põhjalähedasse kihti transporditud hapnikuvaesel ja fosfaatide rikkal veel on oluline roll lahe keskkonnatingimustele, põhjustades otseselt fosfaatide sisalduse suurenemist ja kaudselt luues soodsad tingimused fosfori vabanemiseks setetest. Hinnangud on näidanud, et fosfaatide transport Läänemere avaosast Soome lahte on suurem kui sisemine ja väline koormus, seega ava-Läänemere kirdeosas valitsevad tingimused määravad Soome lahe veesamba põhjakihi tingimused. Tugevate läänekaare tuulte poolt põhjustatud estuaarse tsirkulatsiooni ümberpöördumistega kaasneb stratifikatsiooni kadu ja veesamba täielik segunemine, mis ajutiselt küll parandab süvakihi hapnikutingimusi, kuid transpordib mere ülakihti fosfaate, suurendades eutrofeerumist ja sinivetikate õitsenguid. Arvestades, et sellised täieliku segunemise sündmused on sagenenud (Elken et al., 2014), siis fosfaatide vertikaalse transpordi mõju merekeskkonnale tulevikus võib suureneda. Ainevahetus Soome lahe avaosa ja rannikutsooni vahel võib mõjutada ka rannikutsooni keskkonnaseisundit. Üheks oluliseks füüsikaliseks protsessiks, mis toob toitaineid mere ülakihti, on tugevate idakaare tuulte poolt tingitud suvised apvellingud (süvaveekerked) Eesti rannikumeres (nt Lips et al., 2009; Laanemets et al., 2011). Uuringud näitasid, et suvised apvellingu sündmused toovad mere ülakihti toitaineid selge fosfaatide ülejäägiga (Redfieldi suhte mõttes), seega soodustades sinivetikate õitsenguid. Apvellingutega ülakihti transporditav fosfaatide hulk on võrreldav või isegi ületab fosfaatide välise koormuse. Jõevee levikul on rannikumere toitainete jaotusele samuti oluline roll. Lips et al. (2016) näitasid Liivi lahes Daugava jõe näitel, et väljavool moodustab lokaalse antitsüklonaalse tsirkulatsioonipesa ja piki lahe idarannikut kulgeva jugahoovuse; jõe vooluhulk jaotub nende vahel

ligikaudu pooleks. Samuti on uuringud näidanud, et bioloogilisi välju iseloomustab suur mesomastaapne ruumiline ja ajaline muutlikkus (nt Kononen et al., 1999; Pavelson et al., 1999; Lips et al., 2014).

Projekti 'Siseveekogude ja mere veenormide vahelised seosed ja võrreldavus' (Tallinna Tehnikaülikool, 2021) raames läbi viidud modelleerimise tulemused näitasid, et kõiki vaadeldud veekogumeid iseloomustab suur vees lahustunud anorgaaniliste toitainete, klorofülli ja üldainete ajalis-ruumiline muutlikkus, seejuures võivad omada olulist rolli ka füüsikalised protsessid. Suurimad suvise (juuniseptember) pinnakihi (10 m) keskmised klorofülli ja üldainete sisaldused olid jõesuudmete (allikate) vahetus läheduses ja madalamates rannikulähedastes piirkondades, millede laius varieerub aastast aastasse. Modelleerimise tulemused näitasid, et HELCOMi Läänemere tegevuskava eesmärkide täitmine üldiselt viib keskkonnaindikaatorite paranemiseni. Samuti näitasid modelleerimise tulemused, et jõgede koormuse vähendamise mõju sõltub lahe tüübist. Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuveekogum on avamerele rohkem avatud, seetõttu ei avalda lokaalne jõgede toitainete koormuste vähendamine veekogumi keskkonnaseisundile praktiliselt mõju, kui Soome lahe keskkonnaseisund tervikuna ei parane. Suhteliselt suletud ja madalas Pärnu lahes on keskkonnaseisundi jaoks suurema mõjuga lokaalse koormuse vähendamine, ligikaudu 60–70% seisundi muutustest toimuks ka tingimustel, kui ülejäänud Läänemerele jõgede koormus ei väheneks. Oluline on ka märkida, et mudeli simulatsioonidega ennustatud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste vähenemine 8 aasta jooksul oli ka tunduvalt väiksem kui aastate vaheline muutlikkus indikaatorite väärtustes seireandmete põhjal. Seega keskkonnaseisundi paranemist koormuste vähenemise tõttu ei ole võimalik loodusliku muutlikkuse taustal märgata kiiremini kui aastakümnete jooksul. Simulatsioonid erinevate jõgede koormustega Narva-Kunda lahe veekogumis näitasid, et vaatamata lahe avatusele olid oluliselt suuremad pinnakihi keskmised klorofülli ja üldainete kontsentratsioonid kitsas rannikutsoonis võrreldes kontsentratsioonidega Soome lahe avaosas.

Rannikumeres on suur osa pikaajalistest muutustest toitainete sisalduses seostatav muutustega jõgedest ja atmosfäärist tuleva toitainete koormusega. Avameres ja avatud rannikuveekogumites on muutused seotud ka toitainete sisemise koormuse ja klimaatiliste/hüdrograafiliste tingimuste muutustega. Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumite keskkonnaseisundile võivad lisaks jõgede toitainete koormusele avaldada olulist mõju ka rannikumeres toimuvad tuule poolt tekitatud eri mastaapi füüsikalised protsessid: apvellingutega mere ülakihti toodavad anorgaanilised toitained, vertikaalne segunemine, ainevahetus Soome lahe avaosa ja rannikumere vahel ja rannikulähedaste hoovustega kaasnev toitainete transport veekogumiga piirnevatelt merealadelt. Kuna Soome lahes jõgede toitainete koormuse vähendamisest tingitud pikaajaline keskkonnaseisundi indikaatorite trend

7

on maskeeritud suure loodusliku aastatevahelise muutlikkuse poolt, siis käesoleva uuringu üheks eesmärgiks on selgitada füüsikaliste protsesside rolli selles, võrreldes erinevate tuulerežiimidega aastaid. Mudelisüsteemi simulatsioonid teostati perioodiks 2018–2020.

Uuringu peamised eesmärgid on järgmised:

- viia läbi anorgaaniliste toitainete, üldainete ja klorofülli ning füüsikaliste parameetrite korduvmõõtmised Eru lahes perioodil juuni–september 2021;
- hinnata mõõtmisandmete põhjal anorgaaniliste toitainete, üldainete ja klorofülli väljade muutlikkust Eru lahes ja füüsikaliste protsesside võimalikku mõju muutlikkusele;
- modelleerimise andmete põhjal hinnata anorgaaniliste toitainete aastatevahelist ja ka sesoonset muutlikkust Eru-Käsmu ja Narva-Kunda lahe veekogumites;
- modelleerimisandmete põhjal hinnata üldainete ja klorofülli kontsentratsioonide aastatevahelist ja sesoonset muutlikkust Eru-Käsmu ja Narva-Kunda lahe veekogumites;
- lähtudes olemasolevast olukorrast hinnata modelleerimisandmete põhjal, kuidas mõjub Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumite keskkonnaseisundile kohalike jõgede toitainete koormuse vähendamine;
- lähtudes olemasolevast olukorrast hinnata modelleerimisandmete põhjal, milline on füüsikaliste protsesside mõju anorgaaniliste toitainete, üldainete ja klorofülli kontsentratsioonidele ja nende muutlikkusele Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites.

2. Andmed ja metoodika

2.1. Uuritud veekogumite keskkonnaseisundi üldandmed

Käesolevas uuringus on kasutatud ka projekti 'Siseveekogude ja mere veenormide vahelised seosed ja võrreldavus' (Tallinna Tehnikaülikool, 2021) tulemusi. Selle projekti raames hinnati Eesti rannikumere veekogumite keskkonnaseisundi muutusi nii mõõtmisandmete kui ka koostöötavate hüdrodünaamikaja ökoloogiamudelite andmete põhjal.

Narva-Kunda veekogumisse kuuluvad: Narva laht, mis on Soome lahe lõunaranniku suurim avalaht (pindala 112,9 km²), mille avaosa sügavus ulatub kohati üle 60 m, ja Kunda laht, mille pindala on 21,7 km². Mõõtmisandmete (1993–2019) analüüs näitas, et Narva-Kunda lahe veekogumis on viimase kümne aasta jooksul toimunud suvise (juuni-september) pinnakihi (10 m) üldlämmastiku kontsentratsiooni mõningane vähenemine ja ökoloogilist seisundit võib hinnata heaks (Joonis 2.1). Üldfosfori keskmine kontsentratsioon Narva-Kunda veekogumis muutus ökoloogilise seisundi heakesine klassipiiri ümbruses, kusjuures viimastel aastatel võib ökoloogilist seisundit hinnata heaks (Joonis 2.2).

Eru-Käsmu veekogumisse kuuluvad: Eru laht (pindala 76,6 km²) ja Käsmu laht (pindala on 25 km²). Eru-Käsmu lahe veekogumis on riikliku seire raames teostatud vähe mõõtmisi (kuulub ülevaateseire võrku, kus seiret tehakse kord 6 aasta tagant), mis ei võimalda trendide kohta järeldusi teha. Nende väheste andmete põhjal võib öelda, et ökoloogiline seisund on viimasel viiel aastal nii üldlämmastiku kui ka üldfosfori keskmiste kontsentratsioonide järgi hea-kesise piiril (Joonised 2.1 ja 2.2).



Joonis 2.1. Pikaajalised muutused (1993–2019) üldlämmastiku kontsentratsioonis (mg/l) pinnakihis (0–10 m) suvekuudel (juuni–september) Narva-Kunda (vasakpoolne paneel) ja Eru-Käsmu (parempoolne paneel) lahe veekogumites koos ökoloogilise seisundi hea-kesise klassipiiriga (roheline joon). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (kollased ringid, mis on ühendatud joonega).



Joonis 2.2. Pikaajalised muutused (1993–2019) üldfosfori kontsentratsioonis (mg/l) pinnakihis (0–10 m) suvekuudel (juuni– september) Narva-Kunda (vasakpoolne paneel) ja Eru-Käsmu (parempoolne paneel) lahe veekogumites koos ökoloogilise seisundi hea-kesise klassipiiriga (roheline joon). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (kollased ringid, mis on ühendatud joonega).

Soome lahes, kuhu kuuluvad ka Narva-Kunda ja Eru-Käsmu lahe veekogumid, on täheldatav jõgedest pärineva lämmastikukoormuse mittepiisav vähenemine (või isegi kasv) ja üldlämmastiku sisaldus avamerel endiselt kasvab (HELCOM 2018a, 2018b, 2018c, 2021). Viimase kümne aasta andmetel puudub kõikides Eesti rannikut ümbritsevates avamere basseinides trend nitritite-nitraatide talvistes sisaldustes ja esineb statistiliselt oluline kasvav trend fosfaatide sisaldustes.

2.2. Toitainete sisaldus Eru-Käsmu ja Narva-Kunda lahte suubuvates jõgedes

Projekti 'Siseveekogude ja mere veenormide vahelised seosed ja võrreldavus' (Tallinna Tehnikaülikool, 2021) hinnati 15 Eesti Läänemerre suubuva jõe veekvaliteedi näitajaid ja ainete ärakannet alates 1993. aastast. Siinkohal toome analüüsi tulemused Narva ja Loobu jõe kohta, mis on oluline käesoleva projekti jaoks. Uuringus käigus toodi välja, et üldfosfori sisaldus Narva ja Loobu jões (viimane suubub Eru lahte) alanes perioodil 1993–2019, kuid perioodil 2009–2019 kahanevat suundumust ei täheldatud. Samuti leiti, et Narva ja Loobu jões oli üldlämmastiku sisaldus aastatel 1993–2019 kasvutrendis, mida viimasel perioodil 2009–2019 enam ei täheldatud. Loobu jões ületab tegelik üldlämmastiku kontsentratsioon hea seisundi taset, viidates võimalusele siin lämmastiku koormust merele alandada.

2.3. Välimõõtmised Eru lahes

Füüsikaliste parameetrite mõõtmised toimusid 28 jaamas (Joonis 2.3, vasakpoolne paneel) ja samaaegselt koguti veeproove hõljuvaine, klorofüll *a* ja biogeokeemiliste näitajate määramiseks 12 jaamas (Joonis 2.3, parempoolne paneel). Kokku toimus seitse mõõdistust kuupäevadel 03.06.2021, 16.06.2021, 29.06.2021, 30.07.2021, 11.08.2021, 24.08.2021 ja 10–11.09.2021, mille käigus teostati kokku 170 sondeerimist - registreeriti vee hägususe, temperatuuri, soolsuse ja klorofüll *a* fluorestsentsi

vertikaalsed profiilid. Sondeerimiseks kasutati CTD sondi SBE 19 plus V2 SeaCAT Profiler (viimane kalibreerimine 22.01.2020), mille mõõtesagedus oli neli mõõtmist sekundis.

Sondi poolt mõõdetud hägususe kalibreerimiseks heljumi kontsentratsiooniks leiti regressiooniseos samaaegselt kogutud veeproovidest määratud heljumi kontsentratsiooni ja hägususe vahel (determinatsioonikordaja r²=0,67).

Sarnaselt hägususe kalibreerimisele teisendati sondiga registreeritud klorofüll-*a* fluorestsentsi väärtused klorofüll *a* kontsentratsiooniks, kasutades veeproovidest laboratoorsete analüüside põhjal määratud klorofüll *a* kontsentratsiooni ja fluorestsentsi regressiooniseost ($r^2=0,77$).

Veeproove koguti 12 jaamas pinnakihist ja sügavaimas jaamas (24, Joonis 2.4) 30 ja 50 m sügavuselt, kokku 65 proovi. Veeproovidest määrati anorgaaniliste toitainete (NO₂+NO₃, NH₄, PO₄) ning üldlämmastiku (Ntot) ja üldfosfori (Ptot) kontsentratsioonid. Proovid koguti ettevalmistatud proovipudelitesse, mida hoiti külmapadrunitega varustatud termokastis.



Joonis 2.3. Eru lahe füüsikaliste parameetrite mõõdistusjaamad (vasakpoolne paneel) ja veeproovide kogumise jaamad (parempoolne paneel).



Joonis 2.4. Eru lahe sügavuste kaart. Joon näitab lõike asukohta, millel mõõdetud tulemused on toodud Joonistel 3.10–3.16. Veeproovidest määrati fosfaatide, nitritite+nitraatide ning üldlämmastiku kontsentratsioonid laboris voogsisestus analüsaatoril Lachat QuickChem[®] 8500.

Fosfaatide määramisel detekteeritakse spektrofotomeetriliselt värvikompleksi, mis tekib ammooniummolübdaadi ja askorbiinhappega reageerides (EVS-EN ISO 15681-1:2005) ning metoodika laiendmõõtemääramatuseks on väiksemate kontsentratsioonide (<5 μg P/I) korral 19%, suuremate kontsentratsioonide korral 15%.

NO₂+NO₃ määramisel toimub nitraatide taandamine nitrititeks ning diasooniumioonist moodustuva kompleksi detekteerimine (EVS-EN ISO 13395:1999), laiendmõõtemääramatuseks on väiksemate kontsentratsioonide (<4 µg N/I) korral 15% ja suuremate kontsentratsioonide korral 13%.

Üldlämmastiku määramiseks oksüdeeritakse erinevad lämmastikuühendid nitraatideks, mis taandatakse samuti nitrititeks (EVS-EN ISO 11905-1:2003). Metoodika laiendmõõtemääramatus on väiksemate kontsentratsioonide (<100 µg N/I) korral 14%, keskmiste kontsentratsioonide korral 11% ning suuremate kontsentratsioonide (>400 µg N/I) korral 9%.

Ammooniumi, silikaatide ja üldfosfori sisaldused määrati spektrofotomeetrilisi manuaalmeetodeid kasutades. Ammooniumlämmastiku määramisel detekteeritakse indofenoolsinise kompleksi teket (Grasshoff et al., 1999). Ammooniumi laiendmõõtemääramatuseks on väikeste kontsentratsioonide (<60 µg N/I) korral 30% ja suuremate kontsentratsioonide korral 24%. Silikaatide ning üldfosfori määramisel detekteeritakse samuti molübdaadi-värvikompleksi (Grasshoff et al., 1999) (EVS-EN ISO 6878:2004), üldfosfori puhul toimub eelnevalt fosforiühendite oksüdeerimine fosfaatideks. Metoodika laiendmõõtemääramatus on silikaatide väikeste kontsentratsioonide (<100 µg SiO4/I) korral 8% ja suuremate kontsentratsioonide korral 7% ning üldfosforil madalate kontsentratsioonide (<20 µg P/I) juures 19%, suuremate kontsentratsioonide korral 11%.

2.4. Mudelsüsteemi kirjeldus

Käesolevas töös on kasutatud ökoloogilist mudelit ERGOM (*Ecological Regional Ocean Model*), mis läbi FABM liidese töötab koos hüdrodünaamika mudeliga GETM (*General Estuarine Transport Model*). Hüdrodünaamika mudeliga arvutatakse hüdrodünaamilised tingimused (veetemperatuur, soolsus, veetase, hoovuse kiirused) Eru-Käsmu ja Narva-Kunda lahe piirkonnas kui ka Läänemeres tervikuna. Ökoloogia mudeliga arvutatakse toitainete, fütoplanktoni, sinivetikate, zooplanktoni, hapniku ja detriidi dünaamikat veesambas.

Numbriline hüdrodünaamika mudel GETM (Burchard ja Bolding, 2002) on vaba merepinnaga 3D hüdrostaatiline mudel, mis lahendab lihtsustamata võrrandeid sisseehitatud vertikaalselt adaptiivsete koordinaatide skeemiga (Hofmeister et al., 2010). Viimane vähendab oluliselt numbrilist segunemist arvutustes (Gräwe et al., 2015). Vertikaalne segunemine mudelis GETM arvutatakse, kasutades GOTM (General Ocean Turbulence Model, Umlauf and Burchard, 2005) mudelit. Vertikaalsed turbulentse difusiooni ja viskoossuse koefitsiendid arvutatakse kasutades k-ε skeemi koos algebralise teistjärku sulgemisega (Burchard *et al.*, 2001; Canuto *et al.*, 2001). Horisontaalne võrgusisene segunemine on arvutatud kasutades Smagorinsky parametriseerimist (Smagorinsky, 1963). Jääkatte mõju arvestamiseks on mudelis GETM kasutusel termodünaamiline jäämudel (Winton, 2000), mis arvutab jää paksuse ning kontsentratsiooni sõltuvalt merevee pinnatemperatuurist ja soojavoogudest. Vee temperatuuri langemisel külmumistemperatuurini eeldatakse, et merepinnal hakkab moodustuma jää. Kasutatav jäämudel ei arvesta erinevate jääklassidega ega ka advektsiooniga, kuid võimaldab jää olemasolu korral vähendada läbi veepinna mõjuvaid soojavoo ja tuulepinge komponente.

Ökoloogia mudel ERGOM (Neumann *et al.*, 2002) põhineb lämmastikuringel ja sisaldab 12 põhimuutujat (Joonis 2.5). Vees lahustunud anorgaaniliste toitainete põhimuutujad on ammoonium, nitraat ja fosfaat. Toitaineid tarbivad kolm planktonigruppi: ränivetikad, flagellaadid ja N-fikseerivad

sinivetikad. Kuna sinivetikad on võimelised omastama atmosfäärilämmastikku, siis toovad sinivetikad süsteemi lämmastikku juurde. Põhimuutuja zooplankton kirjeldab ärasöömise survet fütoplanktonile. Lisaks on põhimuutujateks vees lahustunud hapnik ning hapniku puudumise korral väävelvesinikgaas (H₂S). Hapniku tarbimine ja produktsioon on seotud biogeokeemiliste protsessidega läbi stöhhiomeetriliste suhete. Surnud fütoplankton ja zooplankton akumuleeruvad põhimuutujasse detriit, mis vajub veesambas ja samaaegselt mineraliseerub ammooniumiks ja fosfaadiks. Protsessi kiirus sõltub vee temperatuurist. Teatud hulk detriiti settib merepõhja, akumuleerudes settedetriidiks. Settedetriidist osa mattub ja osa tuuakse veesambasse tagasi resuspensiooni teel, mis sõltub põhjalähedase hoovuse kiiruse pingest. Anoksilistes tingimustest toimub põhjalähedases kihis ja settes nitraadi denitrifitseerumine ja molekulaarne lämmastik (N₂) lahkub süsteemist. Kui nitraat ammendub põhjalähedase veekihi anoksilistes tingimustes, siis detriit oksüdeeritakse sulfaadiga ning tekivad väävelvesinikgaas ja ammoonium. Hapniku olemasolu korral seotakse reaktiivsed fosfaadid raudfosfaatideks, mis settivad veesambast välja akumuleerudes settesse. Anoksilistes tingimustes ja väävelvesiniku juuresolekul raudoksiid redutseeritakse ja vabanev fosfaat läheb tagasi süsteemi kui fütoplanktoni poolt omastatav toitaine. Osa raudfosfaadi kompleksidest mattub settesse sõltuvalt settimiskiirusest.



Joonis 2.5. Ökoloogia mudeli ERGOM põhimuutujate vaheliste seoste skeem. Käesolevas töös kasutatud versioonis ei sisalda mudel süsinikuringet ega apatiite. Allikas: www.ergom.net, 25.04.2020.

2.5. Mudelite seadistused, kasutatud andmed ja alternatiivid

Käesolevas töös on kasutatud koostöötavate GETM ja ERGOM mudelite järgmisi seadistusi: 1) kogu Läänemere madala lahutusega seadistus 3,7 km horisontaalse võrgusammuga ja 51 kihiga vertikaalis, 2) keskmise lahutusega seadistus 1 km horisontaalse võrgusammuga ja 51 kihiga vertikaalis, 3) kõrglahutusega seadistust horisontaalse võrgusammuga 250 m ja 60 vertikaalset kihti kogu Soome lahe jaoks ning 4) kõrglahutusega ja 30 vertikaalse kihiga piiratud ala seadistus Käsmu-Eru ja Narva lahe veekogumite jaoks (Joonis 2.6). Viimasega modelleeritakse jõgede koormuse vähendamise mõju Eesti rannikumeres. Uurimispiirkonnad ehk Eru-Käsmu lahe ja Narva-Kunda lahe rannikuveekogumid on samuti joonisel näidatud.



Joonis 2.6. Kogu Läänemere mudeli madalaima lahutusega seadistus avatud raja piiriga Kattegatis ja Göteborgi veetasemete mõõtmisjaam, keskmise lahutusega seadistus avatud raja piiriga Läänemere avaosas ja Botnia meres (punane joon), kõrglahutusega seadistus terve Soome lahe jaoks avatud raja piiriga lahe suudmes (kollane joon) ning kõrglahutusega piiratud ala seadistus uuritavate veekogumite jaoks (roheline joon). Uurimispiirkonnad Eru-Käsmu ja Narva-Kunda laht (must joon). Värvusskaalaga on näidatud vee sügavus meetrites.

Madala lahutusega mudelite GETM ja ERGOM simulatsioonidest saadakse algväljad ja tingimused avatud rajal keskmise lahutusega mudelisüsteemile ja kõrglahutusega mudelisüsteemile saadakse algväljad ja tingimused avatud rajal keskmise lahutusega simulatsioonist.

Madala lahutusega mudeli põhjatopograafia on konstrueeritud lähtudes olemasolevast Läänemere batümeetriast (<u>http://data.bshc.pro/#2/58.6/16.2</u>, viimati kontrollitud 02.07.2020) ja kasutades lineaarse interpolatsiooni meetodit. Keskmise ja kõrglahutusega mudelite batümeetria on koostatud kasutades EMODnet andmebaasi andmeid. Maismaapiiri määramiseks kasutati Euroopa kõrgusmudelit 25 m lahutusega.

Läänemere jõgede vooluhulkadena on kasutatud projekti BMIP (Baltic Model Intercomparison Project) raames kompileeritud andmestikku, mis põhineb Rootsi Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi hüdrograafia mudelil E-HYPE (Väli et al., 2019). Eesti jõgede jaoks on kasutatud hüdroloogia mudeli EstModel andmeid.

Atmosfääri rajatingimustena kasutatakse kõigis arvutustes ERA-5 reanalüüsi (Hershback et al. 2020) andmeid, mille abil arvutatakse nii soojavoogude komponendid kui ka tuuleväli veepinnal. Madala lahutusega mudeli GETM avatud raja tingimustena kasutatakse klimatoloogilisi veetemperatuuri ja soolsuse vertikaalseid profiile Kattegatis (Janssen et al. 1999) ning veetasemetena Göteborgi veetasemete mõõtmisi (Joonis 2.6; Göteborgi jaama kasutatakse kui lähimat jaama mudeli avatud rajale).

Temperatuuri ja soolsuse algväljade jaotused kogu Läänemere madala lahutusega mudeli jaoks on võetud Copernicuse Mereteenuse reanalüüsi produkti andmetest kuupäeval 1. aprill 2009. Seejärel arvutati madala lahutusega mudeliga GETM kogu Läänemere hüdrofüüsikalised väljad kuni 30. detsember 2009. Koos biogeokeemia mudeliga ERGOM arvutus algas 30. detsembril 2009. Mudeli ERGOM arvutuste jaoks saadi biogeokeemiliste väljade algtingimused Läänemere Uurimisinstituudi (IOW, Saksamaa) andmebaasist MOM-ERGOM. Algväljadena kasutati 2010. aasta jaanuarikuu keskmisi välju. Kõrglahutusega mudelite GETM ja ERGOM kõik algväljad on võetud madala lahutusega kogu Läänemere arvutusest ajamomendil 3. detsember 2017.

Jõgede toitainete koormuste ja füüsikaliste protsesside mõju hindamiseks keskkonnaseisundile Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites kasutati Soome lahe kõrglahutusega mudelisüsteemiga teostatud simulatsioonide tulemusi kahe alternatiivi jaoks. Alternatiiv A0 vastab praegusele toitainete koormusele jõgedest, otselaskudest ja seiramata aladelt Läänemerre (HELCOM PLC andmebaas, andmed 1995–2017). Koormused Eru lahte ja Narva lahte saadi, kasutades EstModel andmeid toitainete kontsentratsioonide ja vooluhulkade kohta. Arvutusperioodi (2018–2020) keskmised toitainete koormused aastas on toodud Tabelis 1.

Alternatiivi A1 korral on vaadeldavate veekogumite toitainete koormusi vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra ning arvutusperioodi aasta keskmised koormused on toodud Tabelis 1. Lisaks on ka Narva jõe korral vähendatud kogu jõe toitainete koormust poole inimtekkelise koormuse võrra. Arvutustes on arvestatud kogu Narva jõe koormuse vähendamisega, sh. Venemaalt saabuva koormuse vähendamist. Tabelis 1 on toodud ka koormuste erinevused alternatiivide A0 (tegelik koormus 2018–2021) ja A1 (vähendatud on inimtekkelist koormust) vahel protsentides. Narva-Kunda veekogumisse väheneks lämmastikukoormus 41% ja fosforikoormus 34%. Eru-Käsmu veekogumisse väheneks lämmastikukoormus 40% ja fosforikoormus 34%. Kogu Soome lahe jaoks väheneks koormus 4 protsenti nii lämmastiku kui ka fosfori jaoks. Joonistel 2.7–2.9 on toodud lämmastiku- ja fosforikoormuste ajaline käik Soome lahte ning Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumitesse aastatel 2015–2020. Joonistelt on näha, et aastate vaheline muutlikkus koormustes on suur, sõltudes jõgede vooluhulkade muutlikkusest. Samuti on mõlema alternatiivi, A0 ja A1 korral ajaline käik sarnane, kuna eeldati, et jõgede vooluhulgad ei muutu.

Tabel 2.1. Arvutusperioodi (2018–2020) keskmised lämmastiku- ja fosforikoormused Soome lahte (SL) ning Eru-Käsmu (EK) ja Narva-Kunda (NK) veekogumitesse alternatiivide A0 (tegelik koormus) ja A1 (koormust on vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra) korral. Tabelis on toodud koormuste muutus (tulp M) protsentides. Sulgudes on Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumite jaoks toodud anorgaanilistesse toitainetesse seotud koormus. Tabelis toodud koormustele ei ole lisatud lämmastiku- ega fosforikoormusi atmosfäärist.

Lämmastikukoormus (tonni aastas)				Fosforikoormus (tonni aastas)		
	A0	A1	Μ	A0	A1	M (%)
			(%)			
SL	98564	94167	4	3997	3842	4
EK	541 (459)	324 (274)	40	5,3 (2,1)	3,5 (1,4)	34
NK	10187 (3786)	6007	41	450 (119,9)	297	34
		(2229)			(79,0)	



Joonis 2.7. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosforikoormuse (alumine paneel) (kg/päev) ajaline käik Soome lahte praeguste tingimuste korral (A0) ja kui uuringualal on koormust vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra (alternatiiv A1, oranž joon) perioodil 2015–2020.



Joonis 2.8. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosforikoormuse (alumine paneel) (kg/päev) ajaline käik Narva-Kunda veekogumisse praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, sinine joon) ja kui koormust on vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra (alternatiiv A1, **oranž** joon) perioodil 2015–2020.



Joonis 2.9. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosforikoormuse (alumine paneel) (kg/päev) ajaline käik Eru-Käsmu veekogumisse praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, sinine joon) ja kui koormust on vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra (alternatiiv A1, **oranž** joon) perioodil 2015–2020.

Keskkonnaseisundi hindamiseks kasutame kehtestatud veekvaliteedi klassipiire (vt keskkonnaministri 16.04.2020. a määrus nr 19 "Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused" Lisa 6). Parameetrite pinnakihi (10 m) keskmised kontsentratsioonid määratakse perioodi juuni–september proovidest kuue aasta jooksul. Rannikuvee tüübile R1 kehtestatud ökoloogilise seisundi klassipiirid on toodud Tabelis 2. Kõrglahutusega mudeli alternatiivile A0 vastava seadistusega saadud üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid kalibreeritakse mõõtmisandmetega.

Tabel 2.2. Veekogumi tüüpidele R1 (Narva-Kunda laht) ja R3 (Eru-Käsmu laht) kehtestatud ökoloogilise seisundi klassipiirid klorofüll a (Chl a), üldlämmastiku (TN) ja üldfosfori (TP) kontsentratsioonide jaoks vastavalt Keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusele nr 19.

Veekogum		R1 (Narva-	Kunda laht)	R3 (Eru-Käsmu laht)		
Parameeter		Неа	Kesine	Неа	Kesine	
Chl a (µg/l)		3,1-3,7	3,8–7,6	2,3 –2,7	2,8-5,4	
TN	mg/l	0,31–0,38	0,39–0,76	0,26–0,32	0,33–0,65	
	μmol/l	21,9–27,5	27,6–54,6	18,3–23,2	23,3–46,8	
ТР	mg/l	0,022–0,026	0,027–0,053	0,018–0,022	0,023–0,042	
	µmol/l	0,70–0,85	0,86-1,72	0,57–0,72	0,73–1,37	

Mudeli tulemuste põhjal moodustatakse seirejaamade asukohtades klorofüll *a*, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ööpäeva keskmiste väärtuste aegread pinnakihis (10 m) suviseks perioodiks (juuni–september). Nendest aegridadest leitakse parameetrite aasta keskmised suvised kontsentratsioonid seirejaamade asukohtades ja kogu arvutusperioodi (2018–2020) keskmised väärtused. Samuti koostatakse kõrglahutusega mudeli andmetest klorofülli, üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi ööpäeva keskmiste suviste kontsentratsioonide aegread veekogumi kohta. Aegridadest leitakse parameetrite aasta keskmised suvised kontsentratsioonid ja kogu perioodi keskmised väärtused. Samuti leitakse iga aasta ja arvutusperioodi keskmised suvised pinnakihi klorofüll *a*, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotused lahtede jaoks.

3. Mõõtmistulemused Eru lahes

Veetemperatuuri ja soolsuse väljad iseloomustavad Eru lahe siseosa ja avamere veemassi erinevusi ning omavahelist segunemist. Avamere veemass soojeneb ja jahtub kevadel-sügisel võrreldes lahe veega aeglasemalt. Kuna laht on suhteliselt madal, siis ei pruugi lahe siseosasse ulatuda süvaveekerked.

Temperatuuri gradient avamere ja lahe siseosa vahel oli tugevaim kahel esimesel kaardistusel (03.06 ja 16.06, Joonis 3.1). Juuni lõpuks oli kogu uurimisalal veetemperatuur tõusnud üle 20 °C. Sarnane olukord oli ka juuli lõpus. Augusti ja septembri jooksul vee temperatuur langes, seejuures 11. augustil ja 11. septembril esines veidi kõrgem temperatuur lahe siseosas, 24. augustil avameres. Soolsuse abil on võimalik hinnata jõevee levikut meres. Soolsuse toome siin praktilise soolsuse skaala järgi, mis on ühikuta suurus. Eru lahe peamine magevee sissevool tuleb Loobu jõest. Tuleb märkida, et jõe suue on ülejäänud lahest osaliselt eraldatud suudmest ca 1 km kaugusele jääva sõõrja laidude ja madalike kogumiga. Ilmselt mängivad need batümeetria eripärad rolli ka jõevee levikus ja veevahetuses avamerega. Sõõrja madalike ja laidude vööndi ümber tehtud üheksa mõõtmisjaama tulemused näitavad, et mitmel puhul ei õnnestunud vee levikut sõõrist välja tuvastada, st. soolsus lahe keskosas ja avamerel oli samas suurusjärgus. Jõevee mõju sõõrist eemal ei tuvastatud 16. juunil, 11. augustil, 24. augustil ja 11. septembril. 30. juulil jõesuudme lähedal mõõtmisi ei tehtud (Joonis 3.2).

3. juunil tuvastati sõõri lõunapoolses osas (st. ranniku lähedal) soolsus 4,1 ning viimasest põhja jäävas kolmes punktis 4,4–4,9. Avamere veemassi soolsus tol päeval oli vahemikus 5,0–5,4. Seega lõunapoolseimas punktis, ca 1,3 km jõesuudmest, oli avamere veemassi ja jõevee suhe moodustunud veemassis 4:1. Ülejäänud sõõri mõõtmisjaamades oli avamere vee osakaal veelgi suurem. Sarnast jõevee levikut idasse võis tuvastada ka 29. juuni kaardistuse käigus. Avamere veemassi soolsus oli siis 4,8–5,0 ning sõõri lõunaosas 4,3. Mõnevõrra madalam soolsus esines ka suudmest 4 km kaugusel idas (4,5). Kui võtta aluseks avamere veemassi soolsus (4,9), siis saame, et jõevesi moodustas seal ca 8 % veemassist. Tegelikult võis 29. juunil soolsuse erinevust avamere ja lahe siseosa vahel põhjustada ka soolasema veemassi saabumine avamerelt, mis ei olnud veel jõudnud lahe siseosasse. Võrreldes kaks nädalat varasema kaardistusega oli avamere soolsus veidi tõusnud.

Kokkuvõttes võib öelda, et nelja soolsuse kaardistuse käigus ei tuvastanud me Loobu jõe vee arvestavat levikut kaugemale kui 1 km, kahel juhul võis märgata jõevee levikut veidi kaugemale idasse.

Vastavalt Tabelile 2.2 on head seisundiklassi iseloomustavaks ülemise kihi üldlämmastiku kontsentratsiooniks vahemik 18,3–23,2 μ M ja kesiseks 23,3–46,8 μ M. Juuni alguse (3. juuni)

üldlämmastiku kontsentratsioon ülemises kihis avamerel oli üle 30 μM. Jõevees oli kontsentratsioon 380 μM, 1 km kaugusel suudmest idas 108 μM ja loodes 38 μM (Joonis 3.7). Ka ülejäänud kaardistuste põhjal, v.a. 30. juulil, oli avamerel üldlämmastiku kontsentratsiooni põhjal seisundiklassiks "kesine". Lahe keskosas oli (võrreldes avamerega) kontsentratsioon 16. juunil, 29. juunil ja 11. augustil isegi madalam. 30. juulil, 24. augustil ja 11. septembril oli avamerel ja lahe keskosas üldlämmastiku kontsentratsioon samas suurusjärgus. Sarnaselt soolsusele, võib üldlämmastiku osas jõevee levikut kaugemale kui 1 km idasse tuvastada ainult 3. juunil ja 29. juunil. Ülejäänud mõõdistuste käigus tuvastati kõrgemad näidud ainult laidude ja madalike kogumitega piiratud alal Loobu jõesuudme vahetus läheduses. Jõevees oli üldlämmastiku kontsentratsioon kordades kõrgem võrreldes merega. Avameres ja lahe keskosas olid nitraadid-nitritid ja ammoonium ära tarbitud (Joonised 3.5 ja 3.6). Suudme lähedal, nn. sõõris esinesid veidi kõrgemad väärtused juunis, seejuures kõrgeimad väärtused kuu alguses, madalamad lõpus.

Vastavalt Tabelile 2.2 on head seisundiklassi iseloomustavaks ülemise kihi üldfosfori kontsentratsiooniks vahemik 0,57–0,72 µM ja kesiseks 0,73–1,37 µM. Mõõdetud üldfosfori kontsentratsioonid olid enamasti hea ja kesise seisundiklassi piiri lähistel (Joonis 3.9). Mitte kordagi ei olnud kontsentratsioon kesise klassi ülempiirist kõrgem ja hea klassi alampiirist madalam. Üldfosfori kontsentratsioon jõevees ja suudme lähedal ei erine oluliselt lahe keskosa või avamere kontsentratsioonidest. See on kooskõlas varem jõgedes tehtud toitainete mõõtmistega (Tallinna Tehnikaülikool, 2021). Fosfaatide kontsentratsioon jõevees oli kohati kaks korda kõrgem kui meres (Joonis 3.8). Mõnevõrra kõrgemaid väärtuseid võrreldes avamerega esines ka lahe siseosas. Erandiks oli 3. juuni, kui avameres oli ülemises kihis fosfaatide kontsentratsioon 0,3 µM, aga lahe keskosas esines poole madalam kontsentratsioon. Ilmselt oli kõrgem fosfaatide sisaldus seotud süvavee kerkega, mis avaldus avamerepoolses jaamas.

Vastavalt Tabelile 2.2 on head seisundiklassi iseloomustavaks ülemise kihi klorofüll *a* kontsentratsiooniks vahemik 2,3–2,7 µg/l ja kesiseks 2,8–5,4 µg/l. Jõesuudme lähistel oli klorofüll *a* kontsentratsioon sageli üle 5 µg/l, vahel ka üle 10 µg/l. Lahe kaguosas oli enamasti kontsentratsioon 4–5 µg/l, 16. juunil ja 30. juulil mõnevõrra madalam, 24. augustil veidi kõrgem. Avamere jaamades olid kontsentratsioonid alla 2,7 µg/l 3. ja 16. juunil, neljal reisil vastas vesi kesisele seisundiklassile, v.a. 11. augustil kui kontsentratsioonid olid üle 7 µg/l.

Heljumi kontsentratsioonid ülemises kihis varieerusid suhteliselt kitsas vahemikus (Joonis 3.4). Kohati esinesid kõrgemad väärtused jõesuudme piirkonnas, ranna lähedal ja madalike piirkondades.

Järgnevalt vaatame vertikaalseid lõiked lahe siseosast avamere suunas. Lõike avamerepoolses otsas asub järsk nõlv, kus 1,2 km jooksul muutub mere sügavus *ca* 17 m kuni 60 m.

3. juunil tehtud lõige näitab süvaveekerke teket (Joonis 3.10). Ülemine soe kiht oli väga õhuke, avamerel ainult 1-2 m ning uurimisala loodeservas oli termokliini vesi pinnale jõudnud. See avaldus ka pinnakihi kõrgemas fosfaatide sisalduses avamerepoolses osas (Joonis 3.8). See vaatlus näitab, et süvaveekerked, kui need ei ole väga intensiivsed, mõjutavad ennekõike järsust nõlvast avamere poole jäävat ala. Et külmem ja toitaineterikkam vesi jõuaks ka lahe siseossa, on vaja pikemalt puhuvaid soodsaid tuuli, mis lahest soojema vee ära kannaks. Klorofülli väärtused olid kõrgemad lahe siseosas ning vertikaalselt ulatusid klorofülli kõrgenenud väärtused lahe sise- ja keskosas põhjani, avamerel oli ulatusid kõrgemad klorofülli väärtused ligikaudu 17–18 m sügavusele.

16. juunil oli ülemine segunenud kiht paksem, ca 12 m (Joonis 3.11), kuid see ei ulatunud lahe sügavamas osas põhjani, st ka lahes esines termokliin. Kõrgendatud klorofülliga kiht ulatus avamerel kuni 30 m sügavuseni, lahe kesk- ja siseosas peaaegu põhjani. 29. juunil oli ülemise kihi paksus ligikaudu sama, mis kaks nädalat varem, aga temperatuur ja klorofüll *a* kontsentratsioon ülakihis oli oluliselt kõrgem (Joonis 3.13). Kõrgema klorofülliga kihi paksus piirdus ülemise kihiga. Füüsikaliste parameetrite osas valitses 30. juulil lõikel sama olukord, mis kuu varem, kuid klorofüll *a* kontsentratsioonid olid langenud (Joonis 3.14). 11. augustiks oli temperatuur ülemises kihis langenud ning klorofülli sisaldus langenud. 24. augustil vaatlesime tugevat daunvellingut (Joonis 3.15). Segunenud, soe, nitraatide- ja fosfaatide vaene kiht ulatus pea 50 meetrini. Soolsuses esines horisontaalne gradient. Ilmselt tekkis gradient piki Eesti rannikut voolanud idasuunalise hoovuse tõttu, mis tõi piki nõlva kohale soolasemat vett. On näha, et osa soolasemast veest on jõudnud ka lahe keskossa. Lahe siseosas on näha kõrgemaid heljumi väärtuseid. Tõenäoliselt oli see tingitud lainetusest tingitud setete resuspensioonist. 11. septembril olid lõikel 25 m paksuses segunenud kihis ühtlased jaotused (Joonis 3.16).

Kokkuvõttes näitavad mõõtmised, et jõevee vahetu mõju füüsikaliste ja keemiliste parameetrite jaotusele jääb sageli väga lokaalseks ja ei ulatu kaugemale kui 1 km. Kahel kaardistusel võis mõõtmistulemustes märgata jõevee levikut piki rannikut idasuunas. Jõevesi omas kordades suuremaid üldlämmastiku ja nitraatide+nitritite sisaldusi võrreldes mere kontsentratsioonidega. Üldfosfori sisaldused jões olid samas suurusjärgus merega, kuid fosfaatide sisaldused olid jões mõnevõrra kõrgemad. Süvaveekergete esmane mõju avaldus pigem lahe avamerepoolses osas, kuid piisavalt pikalt puhuvate soodsate tuultega võib see ulatuda ka lahe siseosasse. Üldlämmastiku, üldfosfori ja klorofüll *a* põhjal jäi laht valdavalt kesisesse seisundiklassi. Mõõtmistulemused viitavad, et toitainete vähendamine jões parandaks mere keskkonnaseisundit väga lokaalselt, peamiselt 1 km raadiuses

suudmest. See ala on ülejäänud lahest osaliselt eraldatud laidude ja madalikega. Avamerepoolses uurimisala osas Loobu jõe mõju ei tuvastatud.



Joonis 3.1. Pinnakihi temperatuuri (°C) mõõdistustulemused pinnakihis. Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 toimusid füüsikaliste parameetrite mõõdistused Loobu jões, 11.08 ning 11.09 mõõdeti jõe suudmest 50 m kaugusel meres.



Joonis 3.2. Pinnakihi soolsuse (PSU) mõõdistustulemused pinnakihis. Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 toimusid füüsikaliste parameetrite mõõdistused Loobu jões, 11.08 ning 11.09 mõõdeti jõe suudmest 50 m kaugusel lahes.



Joonis 3.3. Veeproovidest määratud klorofüll a (mg/m³) kontsentratsioonid. Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 toimusid füüsikaliste parameetrite mõõdistused Loobu jões, 11.08 ning 11.09 mõõdeti jõe suudmest 40 m kaugusel lahes.



Joonis 3.4. Hõljuvaine (mg/l) mõõdistustulemused pinnakihis. Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 toimusid füüsikaliste parameetrite mõõdistused Loobu jões, 11.08 ning 11.09 mõõdeti jõe suudmest 40 m kaugusel lahes.



Joonis 3.5. Ammooniumi (NH₄, ühik μM) sisaldus pinnakihis. Ristiga on tähistatud jaamad, kus veeproovid koguti pinnakihi lähedasest kihist (5 m, 9 m). Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 võeti veeproovid Loobu jõest, 11.08 ning 11.09 jõe suudmest 40 m kauguselt lahest.



Joonis 3.6. Nitraatide ja nitritite (NO_2+NO_3 , ühik μM) sisaldus pinnakihis. Ristiga on tähistatud jaamad, kus veeproovid koguti pinnakihi lähedasest kihist (5 m, 9 m). Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 võeti veeproovid Loobu jõest, 11.08 ning 11.09 jõe suudmest 40 m kauguselt lahest.



Joonis 3.7. Üldlämmastiku (Ntot, ühik µM) sisaldus pinnakihis. Ristiga on tähistatud jaamad, kus veeproovid koguti pinnakihi lähedasest kihist (5 m, 9 m). Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 võeti veeproovid Loobu jõest, 11.08 ning 11.09 jõe suudmest 40 m kauguselt lahest.



Joonis 3.8. Fosfaatide (PO₄, ühik μM) sisaldus pinnakihis. Ristiga on tähistatud jaamad, kus veeproovid koguti pinnakihi lähedasest kihist (5 m, 9 m). Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 võeti veeproovid Loobu jõest, 11.08 ning 11.09 jõe suudmest 40 m kauguselt lahest.



Joonis 3.9. Üldfosfori (Ptot, ühik μ M) sisaldus pinnakihis. Ristiga on tähistatud jaamad, kus veeproovid koguti pinnakihi lähedasest kihist (5 m, 9 m). Kuupäevadel 03.06, 16.06, 29.06 ja 24.08 võeti veeproovid Loobu jõest, 11.08 ning 11.09 jõe suudmest 40 m kauguselt lahest.



Joonis 3.10. Vertikaalne lõige 3. juunil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.



Joonis 3.11. Vertikaalne lõige 16. juunil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.



Joonis 3.12. Vertikaalne lõige 29. juunil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.


Joonis 3.13. Vertikaalne lõige 30. juulil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.



Joonis 3.14. Vertikaalne lõige 11. augustil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.



Joonis 3.15. Vertikaalne lõige 24. augustil. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.



Joonis 3.16. Vertikaalne lõige 11. septembril. Lõike asukoht on toodud joonisel 2.4.

4. Mudelisüsteemi simulatsioonide tulemused

Mõõtmised Eru lahel näitasid, et jõevee vahetu mõju mere füüsikaliste ja keemiliste parameetrite jaotustes jääb sageli väga lokaalseks ega ulatu kaugemale kui 1 km. Ühest küljest on see tingitud Loobu jõe suhteliselt väikesest vooluhulgast. Teisalt eraldab laidude ja madalike jada jõe suudmeala osaliselt ülejäänud lahest. Avamerepoolses uurimisala osas Loobu jõe mõju ei tuvastatud. Kahel kaardistusel võis mõõtmistulemustes märgata jõevee levikut piki rannikut idasuunas. Jõevesi omas kordades suuremaid üldlämmastiku ja nitraatide+nitritite kontsentratsioone võrreldes mere kontsentratsioonidega. Üldfosfori kontsentratsioonid jões olid samas suurusjärgus meres mõõdetud kontsentratsioonidega, kuid fosfaatide kontsentratsioonid olid jões mõnevõrra kõrgemad. Süvaveekergete esmane mõju avaldus pigem lahe avamerepoolses osas, kuid piisavalt pikalt puhuvate soodsate tuultega võib see ulatuda ka lahe siseosasse. Üldlämmastiku, üldfosfori ja klorofüll a mõõtetud kontsentratsioonide põhjal jäi laht valdavalt kesisesse seisundiklassi. Mõõtmistulemused viitavad, et toitainete vähendamine Loobu jões parandaks mere keskkonnaseisundit lokaalselt lahe siseosas, kõige enam 1 km raadiuses suudmest.

Mudeli simulatsioonide andmetel hinnati jõgede koormuste vähendamise võimalikku mõju Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumitele. Koormuste vähendamine poole inimtekkelise koormuse võrra olulisi muutusi rannikuveekogumis tervikuna kaasa ei too, kuid lokaalselt jõgede suudmete vahetus läheduses ulatuvad klorofüll a ja üldainete kontsentratsioonide muutused 40 protsendini. Suuremad muutused toimuksid Narva-Kunda veekogumis, kus perioodi juuni-september keskmine klorofülli *a* kontsentratsioon veekogumis väheneks 8 ning üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon kuni 3 protsenti.

Lisaks uuriti erinevate füüsikaliste protsesside mõju lahe keskkonnaseisundile. Leiti, et väga suure mõjuga on suvised apvellingud. Ühe apvellingu sündmusega tuuakse Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumite ülemisse 10 m veekihti fosfaate hulgas, mis on võrreldav aastase fosfaatide kandega jõgedest rannikuveekogumitesse. Horisontaalne transport veekogumi ja avamere vahel on Eru-Käsmu veekogumis võrreldes toitainete koormusega jõgedest (Loobu jõest) väga suur. Anorgaaniliste toitainete horisontaalne transport on märgatavalt väiksem üldainete transpordist, kuid sarnaselt üldainetega toimub eksport rannikumere veekogumitest avamerele. Oluline roll on Narva lahe veetsirkulatsioonil. Narva jõe suudmelähedasel merealal prevaleerib antitsüklonaalne tsirkulatsioonipesa, millest Narva jõe vesi levib piki rannikut põhjasuunas, kuid soodsate tuultega levib nitraatiderikas jõevesi ka piki rannikut läände. Simulatsioon näitas, et levik toimub suhteliselt kitsas

tsoonis ning et jõevee ja avamere vee vahel on suur gradient. Nähtuse kinnitamiseks peaks antud piirkonnas korraldama kõrge lahutusega in-situ mõõtmised.

2.6. Mudelsüsteemi valideerimine

Käesolevas töös on mudelsüsteemi füüsikaliste ja biogeokeemiliste väljade valideerimiseks kasutatud riikliku seire andmebaasi KESE andmeid. Modelleeritud veetasemete valideerimiseks on kasutatud rannikujaamade veetasemete andmeid. Seire- ja rannikujaamade asukohad on toodud Joonisel 4.1.



Joonis 4.1. Joonisel on toodud modelleeritud temperatuuri ja soolsuse väljade valideerimiseks kasutatud mõõtmisjaamade asukohad (mustad täpid) ja modelleeritud veetaseme valideerimiseks kasutatud rannikujaamade asukohad (sinised ristid). Punaste punktidega on märgitud modelleeritud nitraatide, fosfaatide, üldlämmastiku, üldfosfori ja klorofülli väljade valideerimiseks kasutatud seirejaamade asukohad. Rohelised punktid tähistavad mere veepinna temperatuuri mõõtmiste rannikujaamade asukohti. Hallid punktid ERA5 andmebaasist tuuleandmete väljavõtete asukohti.

Üldiselt kirjeldab mudelsüsteem temperatuuri ja soolsuse muutusi veesambas hästi (joonis 4.2). Modelleerimise perioodi (2018–2020) KESE andmetega tehtud võrdluses on korrelatsioon mõõtmiste ja mudeli vahel kõrge (r²>0,87) mõlema vaadeldud parameetri jaoks. Suuremad erinevused mõõtmiste ja mudeli vahel ilmnevad temperatuuris. Samas, keskmised erinevused on 0,32 PSU soolsuse ja 0,61 °C temperatuuri jaoks ning ruutkeskmised erinevused 0,56 PSU ja 1,76 °C.



Joonis 4.2. Mõõdetud ja modelleeritud merevee temperatuuri ja soolsuse võrdlus KESE andmete põhjal.

Joonistel 4.3 kuni 4.8 on toodud klorofülli, nitraatide, fosfaatide, üldlämmastiku ja üldfosfori mõõdetud kontsentratsioonide võrdlus nende parameetrite modelleeritud kontsentratsioonidega Narva-Kunda veekogumi seirejaamades (12c, 38 ja N8) arvutusperioodil 2018–2020. Vaadeldud parameetrid jaamades on keskmistatud ülemises 10 m veekihis ning sama on tehtud ka mõõtmisandmetega. Arvestades nii toitainete koormuse suurt ajalist muutlikkust kui ka võimalikku klorofülli, anorgaaniliste toitainete ja üldainete jaotuse suurt ruumilist ja ajalist muutlikkust lahes kirjeldab mudel vaadeldud parameetreid hästi. Modelleerimisega saadud parameetrite väärtuste suurusjärgud on sarnased mõõtmistega saadud tulemustele.



Joonis 4.3. Mõõdetud ja modelleeritud klorofüll a kontsentratsioonide võrdlus Narva-Kunda veekogumi seirejaamades 12c, 38 ja N8 ning Narva lahe avaosa seirejaamas 15. Mõõdetud kontsentratsiooni väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.



Joonis 4.4. Mõõdetud ja modelleeritud nitraatide kontsentratsioonide võrdlus Narva-Kunda veekogumi seirejaamades 12c, 38 ja N8 ning Narva lahe avaosa seirejaamas 15. Mõõdetud kontsentratsiooni väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.



Joonis 4.5. Mõõdetud ja modelleeritud fosfaatide kontsentratsioonide võrdlus Narva-Kunda veekogumi seirejaamades 12c, 38 ja N8 ning Narva lahe avaosa seirejaamas 15. Mõõdetud kontsentratsiooni väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.



Joonis 4.6. Mõõdetud ja modelleeritud üldlämmastiku kontsentratsioonide võrdlus Narva-Kunda veekogumi seirejaamades 12c, 38 ja N8 ning Narva lahe avaosa seirejaamas 15. Mõõdetud kontsentratsiooni väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.



Joonis 4.7. Mõõdetud ja modelleeritud üldfosfori kontsentratsioonide võrdlus Narva-Kunda veekogumi seirejaamades 12c, 38 ja N8 ning Narva lahe avaosa seirejaamas 15. Mõõdetud kontsentratsiooni väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.



Joonis 4.8. Mõõdetud ja modelleeritud parameetrite võrdlus Eru-Käsmu veekogumile lähimas avamere seirejaamas E80. Mõõdetud väärtused on modelleeritud aegreal mustade punktidena.

Modelleeritud ja mõõdetud veetasemete võrdlus Soome lahe rannikujaamades (Helsingi, Kronstadt ja Pirita) on toodud Joonisel 4.9. Mudel reprodutseerib veetaseme muutlikkust hästi. Mõõdetud ja modelleeritud veetasemete standardhälvete (vastavalt σ_{obs} ja σ_{mod}) erinevus on väiksem kui 3 cm ja

determinatsioonikordajad (r²) on suuremad kui 0,85 kõigis vaadeldud jaamades. Suurim ruutkeskmine erinevus (*RMSD*) on Kronstadti jaamas ehk lahe idapoolseimas osas, Pirital ja Helsingis on ruutkeskmine erinevus mudeli ja mõõtmiste vahel väiksem kui 9 cm.



Joonis 4.9. Modelleeritud (must joon) ja mõõdetud (hall joon) veetasemete võrdlus Helsingi, Kronstadti ja Pirita rannikujaamades.

2.7. Tuuletingimused ja apvellingute esinemine

Suvised apvellingu sündmused toovad mere ülakihti anorgaanilisi toitaineid. Soome lahe Eesti rannikumeres tekitavad apvellinguid idakaarte tuuled. Järgnevalt vaatleme millised olid tuuletingimused perioodil juuni-september Narva lahe idaosas ja Soome lahe keskosas, Eru-Käsmu piirkonnas modelleerimise perioodil 2018–2020. Analüüsiks on kasutatud ERA5 reanalüüsi andmeid, milledest väljavõtu asukohad on toodud Joonisel 4.1. Tuulekiiruse ja -suuna jaotused on toodud Joonisel 4.10.



Joonis 4.10. Modelleerimisperioodi (2018–2020) suvekuude (juuni–september) tuulekiiruse ja -suuna jaotused Käsmu (vasakpoolne paneel) ja Narva (parempoolne paneel) lahes (vt Joonis 4.1) ERA5 reanalüüsi andmetel.

Jooniselt 4.10 on näha, et tuule tingimused Eru-Käsmu ja Narva lahe piirkonnas erinevad märgatavalt. Eru-Käsmu lahe piirkonnas domineerivad lääne-edela tuuled ja tuuli tugevusega >12 m/s on märgatavalt rohkem kui Narva lahe idaosas. Läänekaare tuuled tekitavad nendes piirkondades daunvellinguid. Apvellinguid tekitavaid tugevaid idakaare tuuli on Eru-Käsmu lahe piirkonnas samuti rohkem kui Narva lahe piirkonnas, eriti aastal 2018.

Joonisel 4.11 on toodud Loksa ja Kunda rannikujaamades mõõdetud ja modelleeritud pinnakihi veetemperatuuride ajaline käik perioodil juuni-august aastatel 2018–2020.



Joonis 4.11. Mere pinnakihi mõõdetud ja modelleeritud temperatuuri aegread Kunda ja Loksa vaatlusjaamades ja modelleeritud (vaatlusandmed puuduvad) pinnakihi aegread Narva lahes (vt Joonis 4.1) perioodil 1. juuni–31. august 2018–2020. Mõõtmisandmed on saadud Riigi Ilmateenistusest.

Vaadeldud aastate mõõtmisandmetel septembris apvellinguid ei esinenud. Narva lahe kohta toodud pinnakihi temperatuuri ajaline käik kasutades modelleerimise andmeid (vt Joonis 4.1). Jooniselt 4.10 on näha, et kaks tugevat apvellingut esines 2018. aastal: esimene juuli keskel, ja teine juuli lõpus augusti algul nii Kunda ja Loksa vaatlusjaamas (mõõtmiste ja mudeli andmetel) kui ka Narva lahes

(mudeli andmetel). Kaks nõrgemat apvellingut esines ka 2019. aastal, esimene juunis ja teine juuli lõpus. 2020. aasta toimus seeria apvellinguid juunis.

2.8. Narva-Kunda ja Eru-Käsmu lahe veekogumite keskkonnaseisundit mõjutavate füüsikaliste protsesside analüüs

Veekogumite keskkonnaseisundit mõjutavatest füüsikalistest protsessidest vaatleme apvellingute poolt mere ülakihti transporditavate anorgaaniliste toitainete mõju Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumite keskkonnaseisundile ja Narva jõe mõju Narva-Kunda veekogumi keskkonnaseisundile.

Rannikujaamade pinnakihi mõõtmisandmed (Joonis 4.11) näitasid apvellingute esinemist Eru ja Kunda lahtedes ning Narva lahes modelleerimise andmetel aastatel 2018-2020. Järgnevalt vaatleme apvellingutega kaasnevat fosfaatide ja nitraatide transporti mere ülakihti ja levikut apvellingu relaksatsiooni ajal piki Eesti põhjarannikut 2018 toimunud apvellingu sündmuse näitel. Jooniselt 4.12 on näha, et apvellingu ajal juuli lõpus transporditakse piki rannikut mere pinnakihti süvakihtidest külma ja soolasemat vett (ülemised paneelid). Ka on näha, et apvelling avaldub tugevalt kogu Eru-Käsmu veekogumis ja veekogumiga piirneval merealal. Narva-Kunda veekogumis ja veekogumiga piirneval merealal on apvelling kitsama triibuna piki rannikut. Apvellingu relaksatsiooni ajal (2. augustil), kui tuul nõrgeneb, laskub osa külma ja soolast vett tagasi süvakihtidesse ja osa apvellinguga ülestoodud vett levib Soome lahe avaosa poole segunedes ümbritseva veega (alumised paneelid). Eriti selgelt on see näha Eru-Käsmu veekogumis ja veekogumiga piirneval merealal. Joonisel 4.13 on toodud nitraatide ja fosfaatide kontsentratsioonide jaotused apvellingu ja apvellingu relaksatsiooni ajal. Jooniselt on näha, et simulatsioonis toob apvelling mere ülakihti nitraate vähesel määral. Suuremad nitraatide kontsentratsioonid on Narva jõe suudme ümbruses, mille põhjuseks on jõevee levik. Erinevalt nitraatide kontsentratsiooni muutustest, suurenevad fosfaatide kontsentratsioonid mere ülakihis oluliselt apvelling ajal, kuni 0,8 µM. Kõige suuremad fosfaatide kontsentratsioonid esinesid Kunda ja Käsmu lahtede vahelisel alal, kusjuures Narva-Kunda veekogumis olid suured fosfaatide kontsentratsioonid kitsal merealal piki rannikut. Apvelling relaksatsiooni ajal säilisid kõrged fosfaatide kontsentratsioonid Eru-Käsmu-Kunda lahtede piirkonnas ja fosfaatide rikas vesi levis ka Soome lahe avaosa poole. Narva lahes esines suuremaid fosfaatide kontsentratsioone väga kitsas piirkonnas piki rannikut.



Joonis 4.12. Temperatuuri ja soolsuse jaotus pinnakihis apvellingu ajal 29. juulil (ülemised paneelid) ja apvellingu relaksatsiooni ajal 2. augustil (alumised paneelid) 2018. aastal Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites ja nendega piirnevatel merealadel.



Joonis 4.13. Nitraatide ja fosfaatide kontsentratsioonide jaotused mere pinnakihis apvellingu ajal 29. juulil (ülemised paneelid) ja apvellingu relaksatsiooni ajal 2. augustil (alumised paneelid) 2018. aastal Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites ja nendega piirnevatel merealadel.

Apvellingute ja jõgedest tuleva toitainete koormuse mõju hindamiseks Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumitele vaatleme nitraatide ja fosfaatide hulga muutuste ajalist käiku ülemises 10 m veekihis nendes veekogumites (Joonis 4.14). Jooniselt on näha, et anorgaaniliste toitainete maksimumid on talvisel perioodil ja suvised nitraatide miinimumid peale kevadist õitsengut. Narva-Kunda veekogumis on näha nitraatide kasvu ka peale kevadist õitsengut aprillis 2019 ja 2020, mis on tõenäoliselt seotud nitraatide kandega Narva jõest. Eru-Käsmu veekogumis sellist mõju praktiliselt näha ei ole, kuna anorgaanilise lämmastiku koormus Eru-Käsmu veekogumisse on 8 korda väiksem (vt Tabel 2.1). Fosfaatide koguhulga ajalises käigus on samuti näha vähenemine kevadise õitsengu ajal, kuid kuna limiteeriv toitaine on lämmastik, siis jääb ülakihti teatud hulk fosfaate. Mõlemas veekogumis on näha ka fosfaatide hulga kasv suvisel perioodil, mis on tingitud apvellingutega ülakihti toodud fosfaatidest.

2018. aastal toimus kaks tugevamat apvellingut, juuli teises pooles ja juuli lõpus - augusti alguses (vaadeldi näitena eelnevas) ja 2020. aastal oli tugevamad apvellingud juunis (vt ka Joonis 4.11). Kuna nitrakliin on sügavamal kui fosfakliin, siis nitraate nende apvellingutega ülakihti ei toodud nagu oli näha ka eelnevast (Joonis 4.13). Kahe suvise apvellinguga 2018 aastal toodi Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumitesse fosfaate vastavalt 109 ja 88 tonni. Aastane fosfaatide koormus jõgedest Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumitesse on vastavalt 120 ja 2,1 tonni (Tabel 2.1). Seega aastatel, kui suvised apvellingud toimuvad, on apvellingutel oluline roll mõlema veekogumi fosfaatide bilansis, mis soodustab sinivetikate õitsenguid.



Joonis 4.14. Nitraatide ja fosfaatide hulga muutuste ajaline käik ülemises 10 m veekihis Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites modelleerimise andmetel.

Järgnevalt vaatleme, kuidas mõjutab Narva jõe anorgaaniliste toitainete kanne Narva-Kunda veekogumi keskkonnaseisundit. Jõevee levikule on iseloomulik moodustada antitsüklonaalne tsirkulatsioonipesa jõe suudmega piirneval merealal. Tsirkulatsioonipesast toimub jõevee väljavool kitsas kaldahoovuses, mis põhjapoolkeral on suunatud tsirkulatsioonipesast paremale ehk Narva jõe korral põhjasuunda. Sellises kitsas kaldahoovuses kantakse ära ainult osa jõeveest ning erinevate mudelarvutustega on näidatud, et see jääb alla 50% (nt Lips *et al.*, 2016, Liivi laht). Väliste tegurite (tuul, hoovused) mõjul jõevesi seguneb ümbritseva veega ning tsirkulatsioonipesa suurus muutub ajas. Lisaks tsirkulatsioonipesa ajalis-ruumilisele muutlikkusele võib toimuda hoovuste režiimi muutus selliselt, et kaldahoovus on suunatud vastupidiselt tavapärasele ehk Narva jõe vee leviku korral lõunasse ja edasi lääne suunas. Sellisel juhul toimub toitainete transport Narva jõest Narva-Kunda veekogumisse piki rannikut ja võib-olla vähesel määral ka Eru-Käsmu veekogumisse.

Jooniselt 4.14 on näha, et Narva-Kunda veekogumis olid ülemises 10 m veekihis nitraatide sisalduses suur kasv peale kevadist õitsengut 2019. aastal aprilli alguses ja 2020. aastal aprilli lõpus. Samal perioodil fosfaatide sisalduses toimus pigem vähenemine. Jooniselt 4.15 on näha, et aprilli alguses 2019 ja aprilli lõpus 2020 olid Narva jões fosfaatide kontsentratsioonid väga väikesed. Nitraatide kontsentratsioonid olid aprilli alguses 2019 ligikaudu 20 µM ja aprilli lõpus 2020 ligikaudu 10 µM. Tugevat nitraatide ülehulka näitab ka N/P suhe. Samuti on jooniselt näha, et Narva jõe vooluhulkades on suhteliselt väikesed ajalised muutused, st kevadine suurvesi ei avaldu nii selgelt, kuna Narva jõgi saab alguse Peipsi järvest.

Joonistel 4.16 ja 4.17 on toodud klorofüll *a*, soolsuse, nitraatide, fosfaatide, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotused mere pinnakihis Narva-Kunda veekogumis ja veekogumiga piirneval merealal 3. aprillil 2019 ja 27. aprillil 2020, st perioodidest kui Narva jõe vesi levis piki rannikut lääne suunas. Mõlemal juhul on näha jõe väljavoolust moodustunud tsirkulatsiooni pesa jõe suudmega piirneval merealal, mis avaldub madalamas soolsuses ja fosfaatide kontsentratsioonis ja kõrgemates nitraatide, klorofülli ja üldainete kontsentratsioonides. Samuti on näha läänesuunaline mageda jõevee levik piki rannikut, millega kaasnevad kõrgemad klorofülli, nitraatide ja üldainete kontsentratsioonid





Joonis 4.16. Klorofüll a (CHLA) kontsentratsiooni ja soolsuse (ülemised paneelid); nitraatide ja fosfaatide kontsentratsioonide (keskmised paneelid) ja üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide jaotused mere pinnakihis Narva-Kunda veekogumis ja piirneval merealal 3. aprillil 2019.



Joonis 4.17. Klorofüll a (CHLA) kontsentratsiooni ja soolsuse (ülemised paneelid); nitraatide ja fosfaatide kontsentratsioonide (keskmised paneelid) ja üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide jaotused mere pinnakihis Narva-Kunda veekogumis ja piirneval merealal 27. aprillil 2019.

Narva jõe vee läänesuunalise leviku ajalise muutlikkuse ja sellega kaasneva mere pinnakihi soolsuse ja anorgaaniliste toitainete (nitraadid ja fosfaadid) kirjeldamiseks vaatleme nende ajalist käiku jõe suudmest erinevatel kaugustel olevatel lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 ning ranniku lähedal ja avalahel olevates punktides nendel lõigetel (Joonis 4.18).



Joonis 4.18. Narva jõe vee leviku kirjeldamiseks kasutatud lõigete asukohad Narva-Kunda veekogumis. Mustad punktid tähistavad mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtasid ranniku lähedal ja avalahel.

Joonisel 4.19 on toodud mere pinnakihi soolsuse ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtu asukohtades ranniku lähedal ja avalahel (vt Joonis 4.18) Narva-Kunda veekogumis ja piirneval merealal. Madalaimad soolsuse väärtused on jõele vahetult kõige lähemates punktides lõikel NR00, kus soolsuse väärtused alla 1 PSU esinevad rannikulähedases punktis suhteliselt sageli. Soolsuse suur ajaline muutlikkus nendes punktides peegeldab põhiliselt jõevee tsirkulatsioonipesa ajalist muutlikkust (vt ka Jooniseid 4.16 ja 4.17). Narva jõe vee levik läänesuunas on näha ka punktides lõikel NR01, eriti rannikulähedases punktis. Punktides lõikel NR02 on soolsuse ajaline käik sarnane lõikel NR01 olevate punktide soolsusega, kusjuures erinevus rannikulähedase ja avalahe punktide vahel on väike. Suurimad soolsuse väärtused on Narva jõest kõige kaugemal asetsevates punktides lõikel NR03, kus soolsuse väiksemad väärtused võivad olla tingitud nii segunenud Narva jõe vee levikust kui ka lokaalsetest väiksemate jõgede mõjust.

Joonisel 4.20 on toodud nitraatide kontsentratsioonide pinnajaotuse ajaline käik ranniku lähedal ja avalahel olevates punktides lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18) Narva-Kunda veekogumis ja veekogumiga piirneval merealal. Lõige NR00 asub põhiliselt jõevee tsirkulatsioonipesas. Kõikidel lõigetel on näha talvised nitraatide kontsentratsiooni maksimumid. Suuremad nitraatide kontsentratsioonid ja nende ajaline muutlikkus oli jõe suudmele lähemates punktides lõikel NR00. Analoogiliselt soolsuse muutlikkusele nendes punktides peegeldab ka nitraatide kontsentratsiooni muutlikkus põhiliselt jõevee tsirkulatsioonipesa ajalist muutlikkust. Suuremad nitraatide kontsentratsioonid lõigetel NR01-NR03 olid aprillis 2019 ja 2020 rannikulähedastes punktides, mis viitab Narva jõe mõjule. Erinevused maksimaalsetes väärtustes rannikulähedastes punktides lõigetel on tõenäoliselt tingitud Narva jõevee migreerumisest levikul. Joonisel 4.21 on näitena toodud nitraatide kontsentratsiooni ja soolsuse vertikaalsed jaotused mere ülemises kihis lõigetel NR00-NR03 5. aprill 2019. Jooniselt on näha, et nii maksimaalsed nitraatide kontsentratsioonid kui ka nitraatide rikka jõeveega alad ristlõigetel on erinevad (võrdle soolsuse vertikaalsete jaotustega lõigetel).



Joonis 4.19. Mere pinnakihi soolsuse ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades (ranniku lähedal ja avalahel) lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18). Lõikel NR00 andmetest väljavõtu punktid asuvad Narva jõe suudmele kõige lähemal.



Joonis 4.20. Mere pinnakihi nitraatide ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades (ranniku lähedal ja avalahel) lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18). Lõikel NR00 andmetest väljavõtu punktid asuvad Narva jõe suudmele kõige lähemal.



Joonis 4.21. Nitraatide kontsentratsiooni (vasakpoolsed paneelid) ja soolsuse (parempoolsed paneelid) vertikaalsed jaotused mere ülemises kihis 5. aprill 2019 lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18). Värvusskaalad on paneelidel erinevad nii nitraatidel kui ka soolsusel. Lõige NR00 asub põhiliselt jõevee tsirkulatsioonipesas.

Edasi vaatleme, kuidas mõjutavad Narva lahes suviste apvellingute poolt mere ülakihti toodud fosfaadid sinivetikate õitsengut ja Narva jõe nitraatiderikka vee levik flagellaatide õitsengut.

Joonisel 4.22 on toodud mere pinnakihi klorofülli kontsentratsiooni ühikutes väljendatud sinivetikate kontsentratsiooni ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades, ranniku lähedal ja avalahel lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03. Lõikel NR00 mudeli andmetest väljavõtu punktid asuvad Narva jõe suudmele kõige lähemal ja avalahe punktis on klorofülli kontsentratsioon isegi suurem. Kuna selles piirkonnas on jõe mõju kõige suurem ja jõevees on fosfaate vähe, siis rannikulähedases piirkonnas võib sinivetikatest põhjustatud klorofülli kontsentratsioon olla väiksem. Jõe suudmest kaugemal asuvatel lõigetel on rannikulähedastes punktides sinivetikate õitsengud tugevamad võrreldes avalahe punktidega. 2018. aasta kahe tugevama apvellingu (esimene juuli keskel ja teine juuli lõpus augusti algul) mõju sinivetikate kasvule on selget näha rannikulähedases piirkonnas (Joonis 4.22). Apvellingu ajal sinivetikate sisaldus pinnakihis väheneb, kuna süvakihtidest tuuakse pinnakihti vesi, kus sinivetikate sisaldus on väga väike. Peale apvellingu relaksatsiooni ja vee soojenemist toimub kiire sinivetikate kasv rannikulähedases piirkonnas. Mudelis ERGOM on sinivetikate kasvuks optimaalne temperatuur 16 °C.

Joonisel 4.23 on toodud mere pinnakihi klorofülli kontsentratsiooni ühikutes väljendatud flagellaatide kontsentratsiooni ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades (ranniku lähedal ja avalahel) lõigetel NROO, NRO1, NRO2 ja NRO3. Jooniselt on näha, et flagellaatide sisaldus on suurem rannikulähedastes punktides, välja arvatud jõe suudmele kõige lähemal lõikel. Flagellaatide kiire kasv algab mai lõpus juuni algul, st kui merevesi on soojenenud 10 °C. Mudelis ERGOM on flagellaatide kasvuks optimaalne temperatuur 10 °C. Flagellaatide kasvu suveperioodil soodustab ka atmosfäärist tulev bioloogiliselt kättesaadav lämmastikukoormus.



Joonis 4.22. Mere pinnakihi klorofülli kontsentratsiooni ühikutes väljendatud sinivetikate kontsentratsiooni ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades (ranniku lähedal ja avalahel) lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18). Lõikel NR00 andmetest väljavõtu punktid asuvad Narva jõe suudmele kõige lähemal.



Joonis 4.23. Mere pinnakihi klorofülli kontsentratsiooni ühikutes väljendatud flagellaatide kontsentratsiooni ajaline käik mudelarvutuse andmetest väljavõtete asukohtades (ranniku lähedal ja avalahel) lõigetel NR00, NR01, NR02 ja NR03 (vt Joonis 4.18). Lõikel NR00 andmetest väljavõtu punktid asuvad Narva jõe suudmele kõige lähemal.

2.9. Jõgede koormuse mõju Narva-Kunda ja Eru-Käsmu lahe keskkonnaseisundile

Toitainete koormuste (jõgedest, otselaskudest ja seiramata aladelt) mõju hindamiseks Eru-Käsmu ja Narva-Kunda rannikuveekogumite keskkonnaseisundile kasutati kõrglahutusega mudelisüsteemiga teostatud simulatsioonide (vt Joonis 2) tulemusi kahe alternatiivi, AO ja A1 jaoks. Alternatiiv AO vastab praegusele toitainete koormusele jõgedest, otselaskudest ja seiramata aladelt ning alternatiivi A1 korral on toitainete koormusi vähendatud poole inimtekkelise koormuse võrra. Silmas tuleb pidada, et Narva jõe puhul arvestati kogu (sh. Venemaa) inimtekkelist koormust ja selle vähendamist. Võttes jõgede valgalad on Eesti ja Venemaa koormuse suhe 1/3 ja 2/3. Seega oleks ainult Eesti valgalalt koormuse vähendamise potentsiaalne mõju Narva-Kunda veekogumis oluliselt väiksem kui allpool mainitud.

Joonisel 4.24 on toodud pinnakihi suviste (juuni–september) keskmiste klorofülli kontsentratsioonide jaotused Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites ja piirnevatel merealadel aastatel 2010–2017 alternatiivi A0 korral. Jooniselt on näha suur ruumiline ja aastatevaheline muutlikkus, mis on lahtedele iseloomulik. Kõrgemad keskmised klorofülli kontsentratsioonid 2018. ja 2020. aastal (Joonis 4.24) on tõenäoliselt tingitud apvellingute mõjust nendel aastatel. Narva-Kunda veekogumis on suuremad kontsentratsioonide väärtused suhteliselt kitsas rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Ka on kõige kõrgemad klorofülli kontsentratsiooni väärtused Narva jõe piirkonnas. Alternatiivi A1 korral (Joonis 4.25) on üldine jaotus sarnane alternatiiviga A0, kuid toitainete koormuse vähenemise mõju on märgatav jõe suudmete lähedal (Joonis 4.26). Eriti suur on klorofülli vähenemine Narva jõe piirkonnas, kuni 20%.



Joonis 4.24. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll a (CHLA) kontsentratsiooni (mg/m³) jaotused Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A0 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.25. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll a (CHLA) kontsentratsiooni (mg/l) jaotused Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A1 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.26. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) arvutusperioodi (2018–2020) keskmiste klorofüll a (CHLA) kontsentratsioonide muutuse (alternatiivide A1 ja A0 vahe, protsentides) jaotused Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel. Must joon näitab veekogumite piire.

Joonisel 4.27 on toodud üldlämmastiku pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmiste kontsentratsioonide jaotused Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites ja nendega piirnevatel merealadel aastatel 2010–2017 alternatiivi A0 korral. Jooniselt on näha, et nii ruumiline kui ka ajaline muutlikkus on sarnane klorofülli kontsentratsioonide jaotustele. Kõrgemad keskmised üldlämmastiku kontsentratsioonid 2018. ja 2020. aastal on tõenäoliselt tingitud apvellingute mõjust nendel aastatel. Narva-Kunda veekogumis on suuremad kontsentratsioonide väärtused suhteliselt kitsas

rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Kõige suuremad väärtused on Narva jõe piirkonnas. Alternatiivi A1 korral (Joonis 4.28) on üldlämmastiku jaotus sarnane alternatiiviga A0, kusjuures toitainete koormuse vähenemise mõju on märgatav jõesuudmete lähedal (Joonis 4.29).



Joonis 4.27. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A0 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.28. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A1 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.29. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) arvutusperioodi (2018–2020) keskmiste üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsioonide muutuse (alternatiivide A1 ja A0 vahe, protsentides) jaotused Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel. Must joon näitab veekogumite piire.

Joonisel 4.30 on toodud üldfosfori pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmiste kontsentratsioonide jaotused Eru-Käsmu ja Narva-Kunda veekogumites ja nendega piirnevatel merealadel aastatel 2010–2017 alternatiivi A0 korral. Jooniselt on näha, et nii ruumiline kui ka ajaline muutlikkus on sarnane klorofüll *a* kontsentratsioonide jaotustele. Kõrgemad keskmised üldfosfori kontsentratsioonid 2018. ja 2020. aastal on tõenäoliselt tingitud apvellingute mõjust nendel aastatel. Narva-Kunda veekogumis on suuremad kontsentratsioonide väärtused suhteliselt kitsas rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Kõige suuremad väärtused on Narva jõe piirkonnas. Alternatiivi A1 korral (Joonis 4.31) on üldlämmastiku jaotus sarnane alternatiiviga A0, kusjuures toitainete koormuse vähenemise mõju on märgatav jõesuudmete lähedal (Joonis 4.32).



Joonis 4.30. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A0 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.31. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel alternatiivi A1 korral aastatel 2018–2020. Selle perioodi keskmine klorofüll a kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil. Valge joon näitab veekogumite piire.



Joonis 4.32. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) arvutusperioodi (2018–2020) keskmiste üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide muutuse (alternatiivide A1 ja A0 vahe, protsentides) jaotused Eru-Käsmu ja Kunda-Narva veekogumites ja piirnevatel merealadel. Must joon näitab veekogumite piire.

Järgnevalt vaatleme, kuidas mõjutab Narva-Kunda ja Eru-Käsmu veekogumite keskkonnaseisundit iseloomustavate parameetrite (klorofüll, ja üldained) sinna suubuvate jõgede toitainete koormuse vähendamine. Tabelis 4.1 on toodud klorofüll *a*, üldlämmastiku ja üldfosfori suviste kontsentratsioonide modelleerimisperioodi 2018–2020) keskmised väärtused alternatiivide A0 ja A1 jaoks Narva-Kunda veekogumi pinnakihis. Kuna klorofüll *a* kontsentratsioon on mudelis alahinnatud, siis hindame keskkonna seisundit ainult üldainete suhtes. Tabelist on näha, et alternatiivi A1 korral on kõige suurem vähenemine, 8%, klorofüll *a* kontsentratsioonis. Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni vähenemine on vastavalt 3 ja 4%, jäädes keskkonnaseisundi ka A1 korral klassi hea (vt Tabel 2.2).

Tabel 4.1. Narva-Kunda veekogumi pinnakihi (10 m) suvised (juuni–september) keskmised klorofüll a (Chl a), üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni väärtused alternatiivide A0 ja A1 korral modelleerimise andmetel perioodil 2018–2020. Tabelis on toodud ka jõgede koormuse vähendamisest põhjustatud Chl, TOTN ja TOTP kontsentratsioonide muutused, M=(A1–A0) ja vähenemine protsentides M1=M/A0.

	AO	A1	Μ	M1 (%)
Chl <i>a</i> (µg/l)	2,6	2,4	-0.2	-8
TOTN (mg/l)	0,33	0,32	-0,01	-3
TOTP (mg/l)	0,024	0,023	-0,001	-4

Tabelis 4.2 on toodud klorofüll *a*, üldlämmastiku ja üldfosfori suviste kontsentratsioonide modelleerimisperioodi 2018–2020) keskmised väärtused alternatiivide A0 ja A1 jaoks Eru-Käsmu veekogumi pinnakihis. Kuna klorofülli kontsentratsioon on mudelis alahinnatud, siis hindame keskkonnaseisundit ainult üldainete suhtes. Tabelist on näha, et alternatiivi A1 korral on kontsentratsiooni vähenemine ainult üldfosfori kontsentratsioonis, 4%. Mõlema alternatiivi korral

vastab üldfosfori kontsentratsioon keskkonnaseisundile kesine ja üldlämmastiku kontsentratsioon keskkonnaseisundile hea (vt Tabel 2.2).

Tabel 4.2. Eru-Käsmu veekogumi pinnakihi (10 m) suvised (juuni–september) keskmised klorofüll a (Chl a), üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni väärtused alternatiivide A0 ja A1 korral modelleerimise andmetel perioodil 2018–2020. Tabelis on toodud ka jõgede koormuse vähendamisest põhjustatud Chl, TOTN ja TOTP kontsentratsioonide muutused, M=(A1–A0) ja vähenemine protsentides M1=M/A0.

	AO	A1	М	M1 (%)
Chl <i>a</i> (µg/l)	2,5	2,5	0	0
TOTN (mg/l)	0,32	0,32	0	0
TOTP (mg/l)	0,024	0,023	-0,001	-4
5. Kasutatud kirjandus

- Burchard, H., and Bolding, K.: GETM a general estuarine transport model, Scientific documentation, Technical report EUR 20253 en. In: Tech. rep., European Commission. Ispra, Italy, 2002.
- Burchard, H., Bolding, K., Burchard, H. and Bolding, K.: Comparative Analysis of Four Second-Moment Turbulence Closure Models for the Oceanic Mixed Layer, http://dx.doi.org/10.1175/1520-0485(2001)031<1943:CAOFSM>2.0.CO;2, doi:10.1175/1520-0485(2001)031<1943:CAOFSM>2.0.CO;2, 2001.
- Canuto, V. M., Howard, A., Cheng, Y., and Dubovikov, M. S.: Ocean Turbulence. Part I: One-Point Closure Model—Momentum and Heat Vertical Diffusivities, J. Phys. Oceanogr., 31, 1413-1426, doi:10.1175/1520-0485(2001)031<1413:OTPIOP>2.0.CO;2, 2001.
- Grasshoff, K., Kremling, K., & Ehrhardt, M. (1999). Methods of Seawater Analysis: Third, Completely Revised and Extended Edition. Methods of Seawater Analysis: Third, Completely Revised and Extended Edition, 1–600. https://doi.org/10.1002/9783527613984
- Gräwe, U., Holtermann, P., Klingbeil, K., and Burchard, H.: Advantages of vertically adaptive coordinates in numerical models of stratified shelf seas, Ocean Modelling, 92, 56–68, doi:10.1016/j.ocemod.2015.05.008, 2015.
- HELCOM (2018): HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156.
- HELCOM (2018a). HELCOM indicator report. Total phosphorus. https://helcom.fi/wpcontent/uploads/2019/08/Total-phosphorous-HELCOM-core-indicator-2018.pdf, 14.09.2022.
- HELCOM (2018b). HELCOM indicator report. Dissolved inorganic phophorus. https://helcom.fi/wpcontent/uploads/2019/08/Dissolved-inorganic-phosphorus-DIP-HELCOM-core-indicator-2018.pdf, 14.09.2022.
- HELCOM (2018c). HELCOM indicator report. Total nitrogen. https://helcom.fi/wpcontent/uploads/2019/08/Total-nitrogen-HELCOM-core-indicator-2018.pdf, 14.09.2022.

- HELCOM (2021). Inputs of nutrients (nitrogen and phosphorus) to the sub-basins (2019). https://helcom.fi/wp-content/uploads/2017/06/HELCOM-core-indicator-on-inputs-ofnutrients-for-period-1995-2019.pdf, 14.09.2022.
- Elken, J., Raudsepp, U., Laanemets, J., Passenko, J., Maljutenko, I., Pärn, O., Keevallik, S. 2014. Increased frequency of wintertime stratification collapse events in the Gulf of Finland since the 1990s. Journal of Marine Systems, 129, 47–55.
- Janssen, F., Schrum, C. & Backhaus, J.O. 1999. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 51(Suppl 9): 5. https://doi.org/10.1007/BF02933676.
- Kononen, K., Huttunen, M., kanoshina, I., Laanemets, J., Moisander, P., Pavelson, J. 1999. Spatial and temporal variability of a dinoflagellate-cyanobacterium community under a complex hydrodynamical influence: a case study at the entrance to the Gulf of Finland. Marine Ecology Progress Series, 186, 43-57.
- 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 Environ. Res. 16(A), 15–26.
- Liblik, T; Laanemets, J; Raudsepp, U; Elken, J; Suhhova, I., 2013. Estuarine circulation reversals and related rapid changes in winter near-bottom oxygen conditions in the Gulf of Finland, Baltic Sea. Ocean Science, 9, 917–930.
- 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). *Cont. Shelf Res.* 29: 1836-1847.
- Lips, Urmas; Zhurbas, Victor; Skudra, Maris; Väli, Germo (2016b). A numerical study of circulation in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Partl: Whole-basin gyres and mean currents. Continental Shelf Research, 112, 1–13, 10.1016/j.csr.2015.11.008.
- Lips, U., Laanemets, J., Lips, I., Liblik, T., Suhhova, I., Suursaar, Ü. 2017. Wind-driven residual circulation and related oxygen and nutrient dynamics in the Gulf of Finland (Baltic Sea) in winter. Estuarine, coastal and shelf science, 195, 4-15.
- Männik, A., Merilain, M., 2007. Verification of different precipitation forecasts during extended winter-season in Estonia. HIRLAM Newsletter 52, 65–70.

- Pavelson J., Kononen K., Laanemets J. 1999. Chlorophyll distribution patchiness caused by hydrodynamical processes: a case study in the Baltic Sea, ICES J. Mar. Sci., 56 Suppl., 87-99.
- Siseveekogude ja mere veenormide vahelised seosed ja võrreldavus. Tallinna Tehnikaülikool, 2021, 190 lk.
- Smagorinsky, J., 1963. General circulation experiment with the primitive equations. I. The basic experiment. Mon. Weather Rev. 91, 99–164.
- Umlauf, L., and Burchard, H.: Second-order turbulence closure models for geophysical boundary layers. A review of recent work, Cont. Shelf Res., 25(7–8), 795–827, doi:10.1016/j.csr.2004.08.004, 2005.
- Väli, G.; Meier, M.; Placke, M.; Dieterich, C. 2019. River runoff forcing for ocean modeling within the Baltic Sea Model Intercomparison Project. 113. DOI: 10.12754/msr-2019-0113.
- Winton, M., 2000: "A reformulated three-layer sea ice model", Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 17, 525-531