

Tallinna Tehnikaülikool



# SISEVEEKOGUDE JA MERE VEENORMIDE VAHELISED SEOSSED JA VÕRRELDAVUS

Lõpparuanne

TALLINN

2021



Euroopa Liit  
Euroopa  
Regionaalarengu Fond



Eesti  
tuleviku heaks



KESKKONNAMINISTEERIUM

## SISUKORD

ANNOTATSIOON .....	3
1. SISSEJUHATUS.....	6
1.1. Taust.....	6
1.2. Uuringu eesmärgid ja ülesanded.....	6
2. Andmed ja meetodika .....	9
3. Jõgede valglat, toitainete sisaldused ja koormused .....	14
3.1. Uuritud valglate üldandmed .....	14
3.2. Toitainete ja BHT <sub>5</sub> sisaldus Läänemere suubuvates jõgedes .....	14
3.3. Suundumused toitainete ja BHT <sub>5</sub> sisalduses .....	22
3.4. Toitainete sisalduse muutus vegetatsiooniperioodil ning talvel.....	26
3.5. Toitainete ja BHT koormus ning suundumused .....	31
3.6. Suundumused toitainete ja BHT <sub>5</sub> ärakandes vegetatsiooniperioodil (juuni-september) ning talvel (detsember-veebruar) .....	41
3.7. Jõgede koormusallikad.....	44
3.8. Lämmastiku ja fosfori koormusallikad jõgede valglates.....	52
4. Toitainete sisalduse muutused Eesti merealal .....	59
5. Rannikumere looduslike tüüpide klassifitseerimispiirid .....	87
6. Jõgede looduslike tüüpide klassifitseerimispiirid .....	101
7. Koormused hea keskkonnaseisundi saavutamiseks rannikumeres .....	108
7.1. Mudelsüsteemi kirjeldus .....	108
7.2. Mudelite seadistused, kasutatud andmed ja alternatiivid.....	109
7.3. Pärnu laht.....	116
7.4. Tallinna laht.....	133
7.5. Narva laht.....	149
8. Rannikumere kvaliteediklasside piirid, sh kasutades anorgaanilistesse ühenditesse seotud toitainete kontsentratsioone .....	166
9. Kokkuvõte ja soovitused .....	183
Kasutatud kirjandus.....	188
LISA 1. ....	190

## ANNOTATSIOON

Uuringu peamisteks eesmärkideks on teha ettepanekud jõgede ja rannikuvee tüüpide piiritlemise kohta; teha ettepanekud rannikumere ja sinna suubuvate jõgede toitainete ja hapniku kontsentratsioonil põhinevate kvaliteediklasside piiride uuendamiseks, sh veenormide karmistamise või leevendamise ettepanekud koos põhjendustega; toitainete sisalduse loodusliku varieeruvuse määratlemine nii meres kui jõgedes, arvestades valgla maakasutust ja inimtekkelisi survetegureid ning toitainete looduslikke koormusi merre; ning rannikuveekogumite toitainete sisalduse ja -koormuste analüüs (aastati ja sesoonselt), et tuvastada koormuste jagunemine maismaa valgalt ja avamere poolt tulevate koormuste vahel, et fookuseerida meetmeid rannikumere seisundi parandamiseks.

Peamised tulemused ja soovitused:

- Viieteistkümnest analüüsitud jõest ületab lämmastiku ärakanne hea seisundi taset Kunda, Selja, Loobu, Jägala, Pirita, Vääna, Keila ja Kasari jões viidates võimalusele nendes jõgedes lämmastiku koormust merele alandada.
- Üheski uuritud jões ei leitud fosfori ärakanne statistiliselt olulist suurenemist. Fosfori koormus aastatel 2014-2019 on suurem hea seisundile vastavast koormusest vaid Pudisoo, Vääna ja Keila jões.
- Orgaaniline reostus ei ole enam jõgedes probleemiks ning selle kvaliteedinäitajad vastavad nõuetele.
- Ümber tuleks hinnata seniste B tüüpi kuuluvate Avijõe, Jägala, Kunda, Kasari, Navesti ja Õhne jõe veetüübid, mis kuuluksid veekeemia püsiseirelävendis A tüüpi (tumedaveelised ja huumusainerikkad). Täpsustada tuleks Pedja ja Pirita jõe senist määratlust B klassi, nii nagu ka Emajõe määratlust B klassi, kus Tartu ja Kavastu jaamade andmetel on pigem tegemist tumedaveelise ja huumusainerikka jõetüübiga. Järijõgi tuleks püsiseirejaama veekogumis üle viia B tüüpi jõgede hulka.
- Võiks kaaluda üldfosfori sisalduse hea seisundi klassipiiri alandamist Narva jões (tüüp V4B) tasemele 0,04 mg/l. Narva jõe üldlämmastiku klassipiiride muutmine ei ole põhjendatud.
- Üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldused on viimasel kümnel aastal püsiseirega kaetud Eesti rannikuveekogumites langenud, enamuses on langus statistiliselt oluline. Avamere basseinides on varasem kasvutrend peatunud, välja arvatud endiselt kasvav üldlämmastiku sisaldus Soome lahes.
- Peatunud on ka anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku sisalduse kasv rannikumeres ja avameres, kuid fosfaatide sisaldus kasvab endiselt avamere basseinides ja avamerele avatud Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuveekogumis.
- Eesti rannikumere veekogumites on viimase kümne aasta jooksul täheldatav üldfosfori sisalduse vähenemine otseselt seotud nii jõgedest tuleneva koormuse vähenemisega lokaalselt kui üldiselt Läänemerele. Üldlämmastiku sisalduse vähenemist ei saa siduda otseselt piirkonna jõgedest tuleneva lämmastikukoormuse muutusega, kuid see võib olla seotud lämmastikukoormuse üldise vähenemisega (sh läbi atmosfääri).
- Läänemere üheks peamiseks probleemiks on jätkuv fosfaatide sisalduse kasv kõikides avamere basseinides, mis on seotud fosfori vabanemisega setetest hapnikuvaeguse tingimustes. Fosfaatide

sisaldus peegeldab inimtegevuse ajaloolist jääkmõju ja muutusi Läänemere hüdrooloogilistes tingimustes (veevahetus Põhjamerega, stratifikatsioon jmt).

- Kehtivas rannikumere klassifikatsioonisüsteemis üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste alusel on selgelt paigast ära üldfosfori klassipiirid Väinamere rannikuveetüübis (R5) – analüüs näitab, et hea-kesise klassipiir peaks olema ligikaudu kaks korda kõrgem, st 0,018 mg/l praegu kehtiva 0,009 mg/l asemel, millele vastavalt on esitatud uus klassipiiride ettepanek.
- Eru-Käsmu rannikuveekogum on keskkonnaministri 19.04.2020 määruse nr 19 alusel Soome lahe lääneosa rannikuveetüübis, kuid peaks olema Soome lahe kaguosa rannikuveetüübis, mis ühtiks ka vesikondade jaotusega.
- Soome lahe avaosa jagamine (Eesti vetes) kaheks hinnangualaks on võimalik, kui alade piiri alguspunkt ühilduks Eru-Käsmu ning Hara ja Kolga lahe veekogumite vahelise või Eru-Käsmu ja Narva lahe veekogumite piiriga.
- Üldlämmastiku ja üldfosfori klassipiiride korrigeerimiseks rannikumeres on vajalik enne läbi viia Läänemere-ülene uus analüüs avamere basseinide läviväärtuste paikapidavuse kohta (ja muuta vajadusel ka neid läviväärtusi). Veel olulisem on see fosfaatide sisalduse läviväärtuste kontekstis, sest praegusel kujul ei ole realistlik läviväärtuste saavutamine ka pikema (aastakümned) aja jooksul.
- Tehtud on esialgsed soovitused klassipiiride korrigeerimiseks Soome lahe ja Liivi lahe rannikuveetüüpides, et saavutada parem kooskõla avamere läviväärtuste ja rannikuveetüüpide klassipiiride vahel.
- Välja on pakutud anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sisaldustel põhinevad indikaatorid ja nende klassipiirid, mille rakendamiseks (seisundi usaldusväärseks hindamiseks) on vajalik seirega tagada järjepidevad mõõtmised.
- Kaasaegne hüdrodünaamika ja ökosüsteemi mudelsüsteem võimaldab edukalt modelleerida merekeskkonna eutrofeerumist kirjeldavate parameetrite ajalist ja ruumilist muutlikkust.
- Suurimad suvise pinnakihi keskmised klorofüllid ja üldainete sisaldused on jõesuudmete (koormusallikate) vahetus läheduses ja madalamates rannikulähedastes piirkondades. Suur vees lahustunud anorgaaniliste toitainete, klorofüllid ja üldainete ajaline ja ruumiline muutlikkus näitab, et harva üksikutes jaamades teostatud mõõtmised ei pruugi anda usaldusväärset pilti veekogumi seisundist.
- Kaheksa aasta pikkuse arvutusperioodi tulemused näitasid, et HELCOM Läänemere tegevuskava eesmärkide täitmine viib keskkonnaseisundi paranemiseni, kuid mõju avaldub pika aja jooksul, sest toitainete sisalduse langustrend, mis on tingitud koormuse vähenemisest, on väike võrreldes toitainete sisalduse muutustega, mida põhjustavad lühiajalised muutused jõgede vooluhulgas, koormustes ja naaberaladega toimivas veevahetuses.
- Analüüsitud rannikuveekogumites on hea keskkonnaseisundi saavutamine üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste alusel võimalik, arvestades siiani toimunud koormuste vähenemist ja kui täidetakse HELCOM tegevuskava eesmärgid. Kuid avamere basseinides, arvestades praegu kehtivaid läviväärtusi, ei ole hea seisundi saavutamine lähema 10-15 aasta jooksul võimalik isegi kui täidetakse HELCOM tegevuskava eesmärgid.
- Vajalik on algatada HELCOM koostöö raames uus projekt (analoogne [TARGREV projektile](#)), et üle vaadata kehtivad läviväärtused ja ka nende tõlgendamine, eriti mis puudutab fosforiühendeid ja nendel põhinevaid indikaatoreid.

Töös osalesid Tallinna Tehnikaülikooli spetsialistid – Arvo Iital, Karin Pachel, Enn Loigu ja Kati Roosalu vee- ja keskkonnatehnika uurimisrühmast (Ehituse ja arhitektuuri instituudist) ning Germo Väli, Jaan Laanemets, Stella-Theresa Stoicescu ja Urmas Lips gradientsüsteemide dünaamika töörühmast (Meresüsteemide instituudist).

Tööd rahastas Keskkonnaministeerium ja toetas Eesti Teadusagentuur ERDF Valdcondliku teadus- ja arendustegevuse tugevdamise programmi (RITA) tegevusest 2 („Teadmistepõhise poliitikakujundamise toetamine“).

# 1. SISSEJUHATUS

## 1.1. TAUST

Eestis on Veepoliitika Raamdirektiivi rakendamise käigus välja töötatud ja kehtestatud pinnaveekogumite ökoloogilise seisundi hindamise raamistik nii siseveekogudele kui ka rannikumerele. Peamisteks kvaliteedielementideks ökoloogilise seisundi hindamisel on bioloogilised kvaliteedielemendid, mida toetavad vee füüsikalised-keemilised kvaliteedielemendid. Füüsikalised-keemilised kvaliteedielementidena kasutatakse nii jõgedes kui ka rannikumeres toitainete kontsentratsioone. Kuna peamine toitainete koormus rannikumerele tuleb läbi jõgede, siis peaksid heale ökoloogilisele seisundile vastavad toitainete kontsentratsioonid jõgedes koos jõgede vooluhulkadega vastama toitainete koormusele, mis tagavad rannikumere hea ökoloogilise seisundi. Praegu kehtivad jõgede ja rannikumere lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonidel põhinevad klassipiirid on aga välja töötatud üksteisest sõltumatult ja eraldiseisvana üle kümne aasta tagasi. Seejuures sõltuvad klassipiirid veekogu tüübist, mille tulemusena piirid varieeruvad suures ulatuses, ning keskmise toitainete kontsentratsioone hinnatakse kui aasta keskmist (jõgedes) või suve keskmist väärtust (rannikumeres).

Maismaa pinnavee ja rannikumere ökoloogilise klassifikatsioonisüsteemi üksteisest sõltumatu väljatöötamine on tekitanud olukorra, kus toitainete kontekstis heas ökoloogilises seisundis olevad jõed võivad nendest tuleneva koormuse tõttu põhjustada rannikumere seisundis muutusi, mis ei taga selle hea seisundi saavutamist. Samuti pole rannikumere veekogumite puhul seni hinnatud avamere poolt tulevat toitainete koormust ja selle mõju rannikumere ökoloogilisele seisundile, sh toitainete sisaldusele, mis teatud piirkondades võib olla suurem kui maismaalt pärinev koormus. Praegu kavandatakse rannikumere seisundi parandamiseks veekaitsemeetmeid eelkõige maismaal (valglas), kuid ei ole arvestatud otse avamerelt lähtuvat koormust. Viimase olulisuse hinnang aitab põhjendada maismaal planeeritavate veekaitsemeetmete asjakohasust ja vajalikkust, et vältida raha- ja ajakulu tegevusteks, millest rannikumere seisund tegelikult ei parane. HELCOM ACTION projekti raames 2019. a tehtud analüüsis selgus samuti, et Läänemere toitainete koormused jõgedest, mis oleksid heas ökoloogilises seisundis toitainete mõttes, ei taga Läänemere tegevuskavaga riikidele kokku lepitud toitainete koormuste piisavat vähendamist. See viitab vastuoludele erinevate poliitikate raames kehtestatud normide vahel.

Peamised lahendamist vajavad probleemid on järgmised:

- toitainete kontsentratsioonidel põhinevate klassipiiride adekvaatsus ja võrreldavus rannikumere ja sinna suubuvate jõgede vahel;
- toitainete sisalduse loodusliku varieeruvuse ulatus rannikumere veetüüpide vahel ja ühe veetüübi siseselt;
- avamere süvakihtide (allpool halokliini) kõrgeenenud toitainete sisalduse mõju olulisus rannikumerele, sh võrreldes valgalt suubuvate jõgede toitainete koormusega.

## 1.2. UURINGU EESMÄRGID JA ÜLESANDED

Uuringu peamisteks eesmärkideks on:

- teha ettepanekud jõgede ja rannikuvee tüüpide piiritlemise kohta;
- teha ettepanekud rannikumere ja sinna suubuvate jõgede toitainete ja hapniku kontsentratsioonil põhinevate kvaliteediklasside piiride uuendamiseks, sh veenormide karmistamise või leevendamise ettepanekud koos põhjendustega;
- toitainete sisalduse loodusliku varieeruvuse määratlemine nii meres kui jõgedes, arvestades valgla maakasutust ja inimtekkelisi survetegureid ning toitainete looduslikke koormusi merre;
- rannikuveekogumite toitainete sisalduse ja -koormuste analüüs (aastati ja sesoonselt), et tuvastada koormuste jagunemine maismaa valgalt ja avamere poolt tulevate koormuste vahel, et fokuseerida meetmeid rannikumere seisundi parandamiseks.

Uuringu ülesanded vastavalt püstitatud tehnilisele kirjeldusele on järgmised:

- 1 olemasolevate seire- ja uuringuandmete põhjal analüüsida merre suubuvate Eesti jõgede toitainesisalduste (N-üld, P-üld, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P) sesooneid muutusi sõltuvalt valgla maakasutusest ja sademete hulgast, sh sisalduste pikaajalist trendi;
- 2 lisaparameetrina analüüsida orgaanilise aine koormusi merre (BHT7 kaudu) ja sisalduste muutusi, mis näitab jõeveses sisalduva orgaanilise aine määra, mis merre jõudes võib mõjutada sealseid hapnikutingimusi;
- 3 tuvastada võimalikud seosed/korrelatsioonid valgla maakasutuse ja selle muutuste, punktreostuskoormuste ning merre suubuvate seirejõgede toitainete sisalduse ja koormuste vahel (kuna eeldatavalt on sisaldustest olulisem veehulk, teha arvutused normaliseeritud koormustega (vast HELCOM PLC metoodikale));
- 4 analüüsida seniste seire- ja uuringuandmete põhjal toitainete sisaldusi erinevates merepiirkondades (sh rannikumeres ja avameres, mis ei asu otseselt maismaalt suubuvate jõgede mõjualas) ning nende muutusi;
- 5 selgitada sisalduste muutuste amplituud erinevates mereosades (nn looduslik varieeruvus, sh olenevalt hüdrograafilistest tingimustest ja avamere mõjust) nii sesoonselt kui sisalduste pikaajalise trendina. Sõltuvalt inimkoormuste määrast mereosale hinnata muutusi nii 'looduslikumates' rannikuveekogumites kui suurema inim mõjuga piirkondades (nt Muuga-Tallinna piirkond);
- 6 hinnata rannikumere kuue tüübi klassifitseerimispiire ning vajadusel teha muudatusettepanekud nii tüüpide piiritlemise kui rannikuveekogumite tüpiseerimise osas;
- 7 hinnata merre suubuvate jõgede seitsme tüübi (sõltuvalt valgla suurusest A ja B-tüübid) klassifitseerimispiire ja vajadusel teha muudatusettepanekud nii tüüpide eristamise kui jõgede tüpiseerimise osas;
- 8 analüüsida ja modelleerimisega välja pakkuda jõgede toitainesisalduste kvaliteediklasside piirid (vastavalt veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ nõuetele), mis tagaks suublaks oleva mereosa (rannikuveekogumi) 'hea' keskkonnaseisundi toitainete sisalduse ja hapnikutingimuste suhtes. Seejuures

arvestada seniste interkalibreerimisharjutuste tulemusi (vt Komisjoni otsus (EL) 2018/229) ning võimalust, et praegused rannikumere normid on liiga ranged;

9 analüüsida, kas otstarbekam oleks reguleerida toitainete sisalduste asemel nende koormusi ja jaotust merre suubuvate jõgede vahel, et saavutada rannikuveekogumi 'hea' seisund toitainete sisalduse kontekstis;

10 arvestades toitainete sisalduste looduslikku varieeruvust, pakkuda välja toitainete kvaliteediklasside piirid (eelkõige N-üld ja P-üld, aga sõltuvalt punktides 1-5 toodud analüüside tulemustest ka muude seonduvate ühendite, eriti hapnikutingimuste osas);

11 kuivõrd mere seisundi hindamisel kasutatakse HELCOMis ka anorgaanilise lämmastiku ja fosfori piirnorme, analüüsida ja teha ettepanekud, kas neid rakendada ka rannikumere ja merre suubuvate jõgede seisundi ja koormuste hindamisel (sh pakkuda piirväärtused). Normide väljatöötamisel tuleb arvesse võtta seniseid asjakohaseid EL interkalibreerimis-harjutuste tulemusi ökoloogilise kvaliteedisuhte selgitamisel (vt EK otsus (EL) 2018/299). Toitainete kvaliteediklasside piirid peavad olema näidatud merre suubuvate jõgede – rannikumere – rannikumerest väljapoole jääva avamere osa kohta kuni majandusvööndi piirini), arvestades erinevaid veekogutüpe (või projekti käigus väljapakutavaid tüübimuudatusi);

12 eraldi välja tuua, milline oleks optimaalne ajaline raam, mille seireandmeid seisundi hindamisel kasutada (vegetatsiooniperioodi keskmine vs aastakeskmise sisaldus vs mitmeaastane keskmine sisaldus), sh arvestades aastate ja aastaaegade eripärasid, HELCOMi seniseid tuumindikaatoreid ning veepoliitika raamdirektiivi ja merestrategia raamdirektiivi seisundi hindamise nõudeid.



## 2. ANDMED JA METOODIKA

Andmed ja meetoodika on kirjeldatud ülesannete kaupa tabelis 2.1.

**Tabel 2.1. Töös kasutatud andmed ja meetoodika.**

No	Ülesanne	Kirjeldus, meetoodika ja andmed
1	Olemasolevate seire- ja uuringuandmete põhjal analüüsida merre suubuvate Eesti jõgede toitainesisalduste (N-üld, P-üld, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P) sesoonseid muutusi sõltuvalt valgla maakasutusest ja sademete hulgast, sh sisalduste pikaajalist trendi	Merre suubuvate jõgede toitainete trendide ja sesoonsete muutuste hindamiseks kasutatakse aastate 1992-2019 ja ka 2009-2019 veekvaliteedi seire- ja uuringute andmeid (kokku ca 20 jõge mis suubuvad 11 rannikuveekogumisse), samuti meteoroloogilise ja hüdroloogilise seire andmeid. Statistiliselt oluliste trendide hinnanguks kasutatakse Mann-Kendall statistikat. Eraldi hinnatakse vegetatsiooniperioodi (juuni-september sarnaselt rannikumere vegetatsiooniperioodi defineerimisega) kontsentratsioonide trende
2	Lisaparameetrina analüüsida orgaanilise aine koormusi merre (BHT7 kaudu) ja sisalduste muutusi, mis näitab jõevees sisalduva orgaanilise aine määra, mis merre jõudes võib mõjutada sealseid hapnikutingimusi	Merre suubuvate jõgede BHT trendide ja sesoonsete muutuste hindamiseks kasutatakse aastate 1992-2019 ja ka 2009-2019 veekvaliteedi seire- ja uuringute andmeid (kokku ca 20 jõge mis suubuvad 11 rannikuveekogumisse). Statistiliselt oluliste trendide hinnanguks kasutatakse Mann-Kendall statistikat.
3	Tuvastada võimalikud seosed/korrelatsioonid valgla maakasutuse ja selle muutuste, punktreostuskoormuste ning merre suubuvate seirejõgede toitainete sisalduse ja koormuste vahel (kuna eeldatavalt on sisaldustest olulisem veehulk, teha arvutused normaliseeritud koormustega (vast HELCOM PLC meetoodikale))	Punktreostuskoormuse ja jõgede toitainete sisalduse ning koormuse vahelise seose leidmiseks kasutatakse viimase 5 aasta punktreostuskoormuse andmeid ning arvutatud normaliseeritud koormuse väärtusi. Tulemused esitatakse ka pinna ühikkoormustena punkt- ja hajuallikatest ning kogukoormusena, mis võimaldab tegelikult hinnata erinevate jõgede koormusallikate olulisust ja võimalike koormuse vähendamise meetmete vajalikkust. Valgla maakatte ja mere suubuvate jõgede toitainete sisalduse ja koormuse vahelise võimaliku seose leidmine tugineb CORINE maakattetüüpide andmetele uuritavates valglates kasutades normaliseeritud koormuse väärtusi. Selleks kasutatakse ka Estmodel-i abil arvutatud koormusi ja trende koostöös Keskkonnaagentuuriga.

4	<p>Analüüsida seniste seire- ja uuringuandmete põhjal toitainete sisaldusi erinevates merepiirkondades (sh rannikumeres ja avameres, mis ei asu otseselt maismaalt suubuvate jõgede mõjualas) ning nende muutusi</p>	<p>Analüüsitakse toitainete sisalduste pikaajalisi ja sesooneid muutusi rannikumere veekogumites ja avameres. Kasutatakse riiklike seireprogrammide raames kogutud (allikas KESE) ja erinevate uuringuprojektidega saadud andmeid (MSI jt asutuste poolt kogutud avalikud andmed). Avamere puhul võrreldakse Eesti andmete põhjal saadud tulemusi teiste riikide andmete põhjal (või nende lisamisel) saadud tulemusi. Antakse hinnang andmete ja statistiliste parameetrite usaldusväärsusele.</p>
5	<p>Selgitada sisalduste muutuste amplituud erinevates mereosades (nn looduslik varieeruvus, sh olenevalt hüdrograafilistest tingimustest ja avamere mõjust) nii sesoonselt kui sisalduste pikaajalise trendina. Sõltuvalt inimkoormuste määrast mereosale hinnata muutusi nii 'looduslikumates' rannikuveekogumites kui suurema inim mõjuga piirkondades (nt Muuga-Tallinna piirkond)</p>	<p>Analüüsitakse punktis 4 hinnatud toitainete sisalduste pikaajalisi ja sesooneid muutusi ning nende muutuste seoseid hüdrograafiliste (looduslike, sh meteoroloogiliste) muutustega. Fookus on rannikumere veekogumitel, kust on andmeid iga-aastaselt. Seostatakse muutusi rannikumere veekogumites muutustega toitainete koormuses, avameres, sh sügavamate piirkondade stratifikatsioonis, süvakihtide toitainete ja hapnikusisalduses. Hüdrograafiliste tingimuste muutuste hindamiseks kasutatakse seire ja teadusuuringute raames kogutud mõõtmisandmeid (sh rahvusvahelised andmebaasid) ja Copernicus reanalüüsi andmeid (mudeltulemused). Antakse usaldusväärsuse hinnang kasutatavatele andmetele ja saadud statistilistele seostele.</p>
6	<p>Hinnata rannikumere kuue tüübi klassifitseerimispiire ning vajadusel teha muudatusettepanekud nii tüüpide piiritlemise kui rannikuveekogumite tüpiseerimise osas</p>	<p>Analüüsitakse kehtestatud rannikumere tüüpe ja klassifitseerimispiire. Kasutatakse kõiki avalikke andmeid, aruandeid, seletuskirju ja põhjendusi, mis on olnud aluseks rannikumere tüüpide ja veekvaliteedi klasside kehtestamisel. Hinnatakse erinevatele tüüpidele kehtestatud klassipiiride (eelkõige toitainete sisaldused, aga ka klorofüll-a ja vee läbipaistvus) vastavust nii tüüpide vahel kui ühe tüübi piires. Tehakse põhjendatud ettepanek võimalikeks muudatusteks.</p>

7	<p>Hinnata merre suubuvate jõgede seitsme tüübi (sõltuvalt valgla suurusest A ja B-tüübid) klassifitseerimispiire ja vajadusel teha muudatuseettepanekud nii tüüpide eristamise kui jõgede tüpiseerimise osas</p>	<p>Jõgede klassifitseerimispiiride täpsustamiseks kasutatakse lisaks valgla suurusele viimase 5 aasta andmeid humiinainete sisalduse, orgaanilise süsiniku ja KHT90% sisalduse kohta nii merre suubuvate kui ka teiste seirejõgede kohta. Jõgede kvaliteediklassi piiride täpsustamiseks jõetüüpide kaupa tuginetakse lisaks N ja P sisaldusele ka toitainete massi suhtele. Rakendatakse empiirilist Estmodelit N, P koormuste ja nende allikate, sh. inimtekkelise ja looduskoormuse osakaalu hindamiseks nii seiratud piirkondades kui ka seireta aladel koostöös Keskkonnaagentuuriga. Selleks täpsustatakse projekti tulemustele tuginedes mudeli vaikeväärtusi. Võimalikud muudatuseettepanekud konkreetsete jõgede tüpiseerimiseks pakutakse vajadusel välja uuringu tulemustele tuginedes.</p>
8	<p>Analüüsida ja modelleerimisega välja pakkuda jõgede toitainesisalduste kvaliteediklasside piirid (vastavalt veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ nõuetele), mis tagaks suublaks oleva mereosa (rannikuveekogumi) 'hea' keskkonnaseisundi toitainete sisalduse ja hapnikutingimuste suhtes. Seejuures arvestada seniste interkalibreerimis-harjutuste tulemusi (vt Komisjoni otsus (EL) 2018/229) ning võimalust, et praegused rannikumere normid on liiga ranged</p>	<p>Hinnatakse maksimaalset jõgede koormust, mis tagaks rannikuvee hea seisundi. Mudelsüsteem koosneb merefüüsika osast GETM (General Estuarine Circulation Model) ning biogeokeemia osast ERGOM (Ecological Regional Ocean Model). Viimases on olekumuutujatena kasutusel nii toitained ja hapnik (koos väävelvesinikuga) kui ka 3 erinevat klassi fütoplanktonit ning zooplankton. Merefüüsika osa arvutab hoovuse kiirused (transpordi), temperatuuri ja soolsuse jaotused ning horisontaalse ja vertikaalse segunemise. Stsenaariumite mõjuhinnangu leidmiseks kasutatakse Eesti merealadel horisontaalset meresammu 1 km ning vertikaalis 40 adaptiivset kihti. Vähemalt kahe mereala jaoks, mille kohta on olemas rohkem andmeid (Narva, Tallinn-Muuga) viiakse läbi kõrglahutuslik modelleerimine horisontaalse ruumisammuga 250 m. Töö käigus teostatakse mõne-aastasi arvutusi kasutades nii hetkeolukorda (praegusi koosmusi) kui ka vähendatud toitainete koormusi ning leitakse mõju erinevate merealade keskkonnatingimustele. Rannikuveekogumi hea keskkonnaseisundi saavutamisele vastava koormuse abil leitakse ka vastav keskmine toitainete kontsentratsioon jõgedes.</p>

9	<p>Analüüsida, kas otstarbekam oleks reguleerida toitainete sisalduste asemel nende koormusi ja jaotust merre suubuvate jõgede vahel, et saavutada rannikuveekogumi 'hea' seisund toitainete sisalduse kontekstis</p>	<p>Analüüsitakse vajadust reguleerida jõgede toitainete koormusi ja selle jaotust merre suubuvate jõgede vahel toitainete sisalduse asemel, et saavutada rannikuveekogumi head seisundit. Selleks viiakse punktis 8 toodud mudelsüsteemiga läbi kaks eksperimenti Tallinna-Muuga lahe veekogumi jaoks, mille tulemusi võrreldakse praeguse olukorraga. Üks eksperiment näeb ette toitainete kontsentratsiooni ja vooluhulga sesoonse käigu arvestamist ja mitte arvestamist. Teine toitainete koormuse jaotuse muutust erinevate allikate vahel (kui summaarselt on sama koormus).</p>
10	<p>Arvestades toitainete sisalduste looduslikku varieeruvust, pakkuda välja toitainete kvaliteediklasside piirid (eelkõige N-üld ja P-üld, aga sõltuvalt punktides 1-5 toodud analüüside tulemustest ka muude seonduvate ühendite, eriti hapnikutingimuste osas)</p>	<p>Töö eelnevates punktides saadudu tulemuste põhjal tehakse ettepanek toitainete kvaliteediklasside piiride kohta (N-üld ja P-üld, Chl-a, Secchi sügavus aga ka hapnikutingimused) rannikumere kuue tüübi jaoks. Arvestatakse loodusliku muutlikkusega ja pakutakse välja seosed keskkonnaseisundi hindamiseks kasutatud andmete hulga ja hinnangu usaldusväärsuse vahel.</p>
11	<p>Kuivõrd mere seisundi hindamisel kasutatakse HELCOMis ka anorgaanilise lämmastiku ja fosfori piirnorme, analüüsida ja teha ettepanekud, kas neid rakendada ka rannikumere ja merre suubuvate jõgede seisundi ja koormuste hindamisel (sh pakkuda piirväärtused). Normide väljatöötamisel tuleb arvesse võtta seniseid asjakohaseid EL interkalibreerimis-harjutuste tulemusi ökoloogilise kvaliteedisuhte selgitamisel (vt EK otsus (EL) 2018/299). Toitainete kvaliteediklasside piirid peavad olema näidatud merre suubuvate jõgede – rannikumere – rannikumerest väljapoole jääva avamere osa kohta kuni majandusvööndi piirini), arvestades erinevaid veekogutüüpe (või projekti käigus väljapakutavaid tüübimuudatusi)</p>	<p>Analüüsitakse otstarbekust lisada rannikumere ja jõgede seisundi hindamise süsteemi anorgaanilise lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonil põhinevaid indikaatoreid. Selleks analüüsitakse HELCOM poolt avamere piirkondadele kehtestatud läviväärtuste ja seire ning uuringute raames Eesti merealal kogutud andmeid. Tehakse põhjendatud ettepanekud merre suubuvate jõgede, rannikumere ja avamere anorgaanilise lämmastiku ja fosfori piirnormide kohta. Ettepanekud tuginevad seierandmete analüüsile ja teiste riikide kogemusele ning EL interkalibreerimis-harjutuste tulemustele. Sealjuures hinnatakse filtreerimata fosfori proovide tulemuste kasutamist seisundi hindamiseks ja piirväärtusena jõgedes.</p>
12	<p>Eraldi välja tuua, milline oleks optimaalne ajaline raam, mille seireandmeid seisundi hindamisel kasutada (vegetatsiooniperioodi keskmine vs aastakeskmine sisaldus vs mitmeaastane keskmine sisaldus), sh arvestades aastate ja aastaegade eripärasid, HELCOMi seniseid tuumindikaatoreid ning veepoliitika raamdirektiivi ja</p>	<p>Analüüsitakse erinevates klassifikatsioonisüsteemides kasutusel olevaid hinnangute meetodeid sesoonide (näiteks suvi vs kogu aasta) ja keskmise hindamise mõttes. Analüüsitavad parameetrid/indikaatorid: N-üld ja P-üld, Chl-a, Secchi sügavus, hapnikutingimused. Tehakse indikaatorite kaupa ettepanek, milline oleks optimaalne ajaline raam, mille seireandmeid seisundi hindamisel kasutada.</p>

	merestrategia raamdirektiivi seisundi hindamise nõudeid	
--	---	--

Ülalpool kirjeldatud meetodika vastab töö lähteülesandes toodud meetodikale. Kasutatakse olemasolevaid seire- ja uuringuandmeid (merevee ja siseveekogude toitainete sisaldused ja vooluhulgad, mere kaugseire ja pidevseire andmed) ja andmeanalüüs, et eristada looduslikud sisalduste kõikumised (nii aasta sees kui aastate vahel) ja inimtegevusest tingitud sisalduste muutused.

Valglate maakasutuse muutused jm reostusallikate analüüs, mis eeldatavalt mõjutab toitainete sisaldust jõgedes. Peetuse (*retention*) osatähtsuse hindamine jõgede reostuskoormustes. Nimetatud andmestike põhjal modelleeritakse toitainete reostuskoormused merre (erinevatesse alambasseinidesse) ning toitainete sisalduste ja koormuste varieeruvus veekeskonnas olenevalt asukohast, maakasutusest, aastast ja selle veerohkusest. Hinnatakse loodusliku koormuse ja inimtekkelise koormuse osakaale kogureostuskoormuses.

Reostuskoormuste hindamisel ja arvutamisel kasutada HELCOMis kokkulepitud reostuskoormuste arvutusmeetodikaid (<https://helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/monitoring-guidelines/plc-water-guidelines/>) ja PLC-6 materjale: <https://helcom.fi/helcom-at-work/projects/plc-6/>).

Modelleerimistega leitakse maismaa lubatud reostuskoormused (t/a) ja jõgede toitainete (N, P) sisaldused, et saavutada mereala hea keskkonnaseisund. Pakutakse välja veekvaliteedi klassipiirid toitainete (ja hapnikutingimuste) suhtes rannikumere veekogumitele (sh arvestades HELCOM tuumindikaatorite hea keskkonnaseisundi piire vee toitainete sisalduse osas, et tagada rannikumere ja avamere normide omavaheline sidusus) ja merre suubuvatele jõgedele, mis tagaks mereala hea seisundi saavutamise.

### 3. JÕGEDE VALGLAD, TOITAINETE SISALDUSED JA KOORMUSED

Autorid: Arvo Iital, Karin Pachel, Enn Loigu, Kati Roosalu

#### 3.1. UURITUD VALGLATE ÜLDANDMED

Siseveekogude uuringu käigus hinnati 15 Läänemere suubuva jõe veekvaliteedi näitajaid ja ainete ärakannet alates 1993. aastast ning täiendavalt Sauga ja Reiu jõe veekvaliteedi näitajaid ning suundumusi samal perioodil.

Uuritud valglate seirelävendi taguse CORINE maakatte (CLC) andmed on toodud tabelis 3.1. Suurima põllumajandusmaa osakaaluga on Selja (67%), Keila (47%) ning Loobu ja Vääna (mõlemas 45%) jõe valglad. Enam kui 30% on põllumajandusmaad ka Pühajõe, Kunda, Jägala, Pirita, Kasari, Pärnu ja Sauga jõe valglates. Vihterpalu ja Sauga jõe valglate maakattes on suhteliselt kõrge märgalade osakaal (vastavalt 10,6 ja 11,8%). Tehisalade osakaal on suurem Vääna ja Pühajõe valglas (vastavalt 10,2 ja 9,4%).

Tabel 3.1. Jõgede valglaid iseloomustavad näitajad.

Seirejaama nr.	Jõgi- seirelävend	Veekogumi tüüp	Valgla, km <sup>2</sup>	Põllumajandusmaa (%)	Mets (%)	Märgala (%)	Tehis (%)	Vesi (%)
SJA9741000	Narva-Narva	V4B	56783					
SJA1934000	Pühajõgi	V2B	219,7	32	58,1	0,0	9,4	0,2
SJA9900000	Purtse-suue	V2A	811	24	66	5,3	4,8	0,1
SJA8841000	Kunda-Kunda	V2B	528	37	59,1	2,4	1,0	0,1
SJA3956000	Selja-Selja	V2B	410	67	28,7	0,2	4,4	0
SJA5258000	Loobu-Vihasoo	V2B	308	45	51,6	2,9	1,0	0
SJA6880000	Valgejõgi-Loksa	V2B	451,5	29	62	5,2	3,3	0,4
SJA9316000	Pudisoo-Pudisoo	V1A	132	20	75	3,4	1,4	0
SJA6180000	Jägala Jägala	V3B	1481,3	31	62,5	4,4	1,4	0,3
SJA5140000	Pirita-Lükati	V2B	794	37	56	3,0	2,9	0,7
SJA7837000	Vääna-Jõesuu	V2B	315	45	41,3	2,9	10,2	0,5
SJA5960000	Keila-suue	V2B	669,3	47	45	5,3	3,0	0
	Vihterpalu-							
SJA2051000	Vihterpalu	V2A	474	17	72	10,6	0,4	0
SJA4483000	Kasari-Kasari	V3B	2640	34	61	4,3	0,8	0,1
SJA8483000	Pärnu-Oore	V3B	5154	36	58	4,5	1,5	0,1
SJA4736000	Sauga-Nurme	V2A	545	31	56,1	11,8	0,9	0,2
SJA8438000	Reiu-Lähkma	V2A	531,2	19	77,5	2,4	0,7	0

#### 3.2. TOITAINETE JA BHT<sub>5</sub> SISALDUS LÄÄNEMERRE SUUBUVATES JÕGEDES

Merre suubuvate jõgede toitainete ja BHT<sub>5</sub> sisalduse ja suundumuste analüüsiks perioodil 1993-2019 ja viimase kümne aasta vältel 2009-2019 kasutati Keskkonnaagentuuri veeseire andmeid, kusjuures varasemad, enne 2010. aastat analüüsitud BHT<sub>7</sub> näidud arvutati ümber BHT<sub>5</sub>-ks valemi  $BHT_7/1,16=BHT_5$  abil. Tulemused aastate 2009-2019 kohta on esitatud tabelis 3.2 ja joonistel 3.1-3.3.

Üldlammastiku maksimaalsed ja keskmised sisaldused perioodil 2009-2019 on kõrgemad Selja, Loobu ja Keila jões ning ulatuvad 90% tagatusega vastavalt 8,0, 5,4 aj 4,9 mg N/l. Vääna ja Pirita jões on keskmine

sisaldus 2,9 mgN/l. Ülejäänud uuritud jõgedes on lämmastiku sisaldus madalam. N<sub>üld</sub> 90% tagatusega ei ületata 3 mgN/l taset Viru alamvesikonna jõgedes (Narva, Purtse, Püdisoo Pühajõe) ja ka Harju alamvesikonna Valgejões (Joonis 3.1). Narva jõe Narva jaamas on 90% tagatusega sisaldus 1,0 mgN/l ja keskmine väärtus 0,7 mg N/l.

Üldfosfori 90% tagatusega ja keskmised sisaldused on kõrgemad Vääna ja Püdisoo jões, kus keskmised sisaldused on vastavalt 0,11 ja 0,09 mgP/l. Maksimaalsed sisaldused ulatuvad Jägala, Selja ja Pühajões vastavalt 0,67, 0,46 ja 0,38 mgP/l (Joonis 3.2). P<sub>üld</sub> 90% tagatusega ei ületata 0,08 mgP/l taset Narva, Purtse, Kunda, Loobu, Valgejõe, Pirita, Vihterpalu, Kasari ja Pärnu-Oore seirelävendites.

BHT<sub>5</sub> sisaldus on uuritud jõgedes suhteliselt sarnasel tasemel, välja arvatud Pärnu jõgi, kus keskmine sisaldus oli vaid 1,1 mg O<sub>2</sub>/l (Joonis 3.3). Kõrgemad 90% tagatusega sisaldused leiti Pirita, Vääna ja Purtse jõest, vastavalt 2,8, 2,7 ja 2,7 mg O<sub>2</sub>/l.

Tabel 3.2. Jõgede püsiseirejaamade toitainete ja BHT<sub>5</sub> sisaldus aastatel 2009-2019.

<b>Nüld</b>	<b>Narva</b>	<b>Pühajõgi</b>	<b>Purtse</b>	<b>Kunda</b>	<b>Selja</b>	<b>Loobu</b>	<b>Valgejõgi</b>	<b>Pudisoo</b>	<b>Jägala</b>	<b>Pirita</b>	<b>Vääna</b>	<b>Keila</b>	<b>Vihterpalu</b>	<b>Kasari</b>	<b>Pärnu-Oore</b>
0,9 protsentiil	1,0	2,1	2,1	3,8	8,0	5,4	3,0	1,9	3,9	4,5	4,6	4,9	3,1	3,3	3,1
Maksimaalne	2,1	5,3	3,1	8,2	13	7,8	3,7	2,8	5,4	7,4	8,1	7,0	5,64	5,6	4,4
Keskmine	0,7	1,5	1,4	2,6	5,8	3,4	2,0	1,3	2,5	2,9	2,9	3,2	2,1	2,1	2,0
Minimaalne	0,1	0,5	0,4	0,4	1,0	0,6	0,7	0,2	0,7	0,4	0,5	0,7	0,8	0,5	0,4
0,1 protsentiil	0,5	0,8	0,7	1,5	3,4	1,3	1,1	0,5	1,2	0,9	1,3	1,4	1,2	0,9	0,9

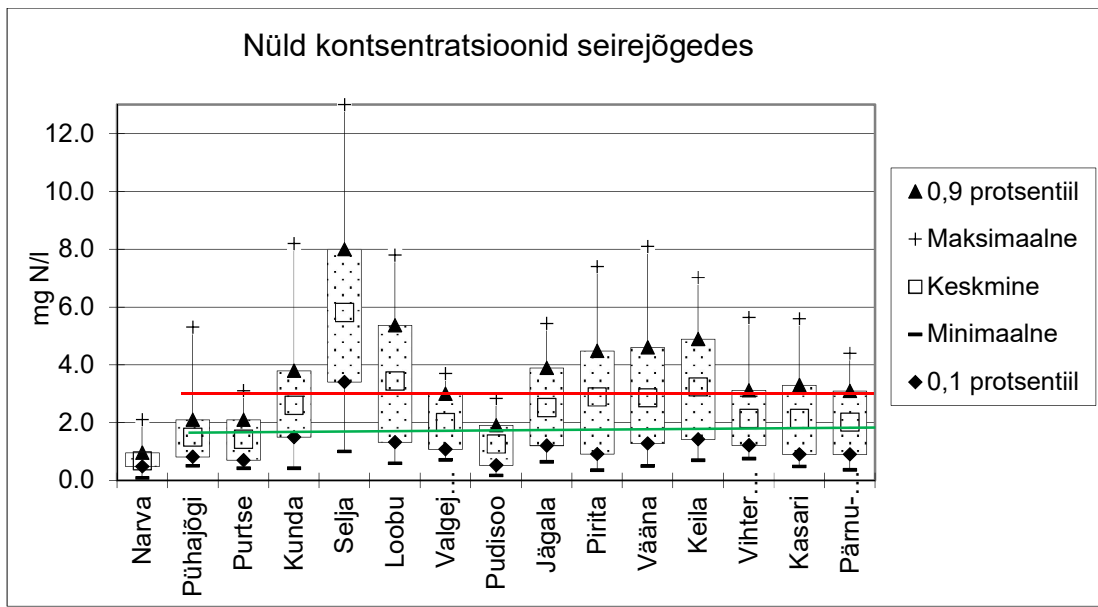
  

<b>Püld</b>	<b>Narva</b>	<b>Pühajõgi</b>	<b>Purtse</b>	<b>Kunda</b>	<b>Selja</b>	<b>Loobu</b>	<b>Valgejõgi</b>	<b>Pudisoo</b>	<b>Jägala</b>	<b>Pirita</b>	<b>Vääna</b>	<b>Keila</b>	<b>Vihterpalu</b>	<b>Kasari</b>	<b>Pärnu-Oore</b>
0,9 protsentiil	0,05	0,08	0,04	0,05	0,11	0,06	0,06	0,13	0,06	0,07	0,16	0,12	0,07	0,06	0,06
Maksimaalne	0,13	0,38	0,13	0,20	0,46	0,15	0,21	0,28	0,67	0,26	0,27	0,17	0,10	0,11	0,10
Keskmine	0,03	0,05	0,03	0,04	0,07	0,04	0,04	0,09	0,05	0,05	0,11	0,08	0,05	0,04	0,04
Minimaalne	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04	0,02	0,02	0,05	0,04	0,02	0,00	0,01
0,1 protsentiil	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,06	0,03	0,03	0,07	0,05	0,03	0,02	0,02

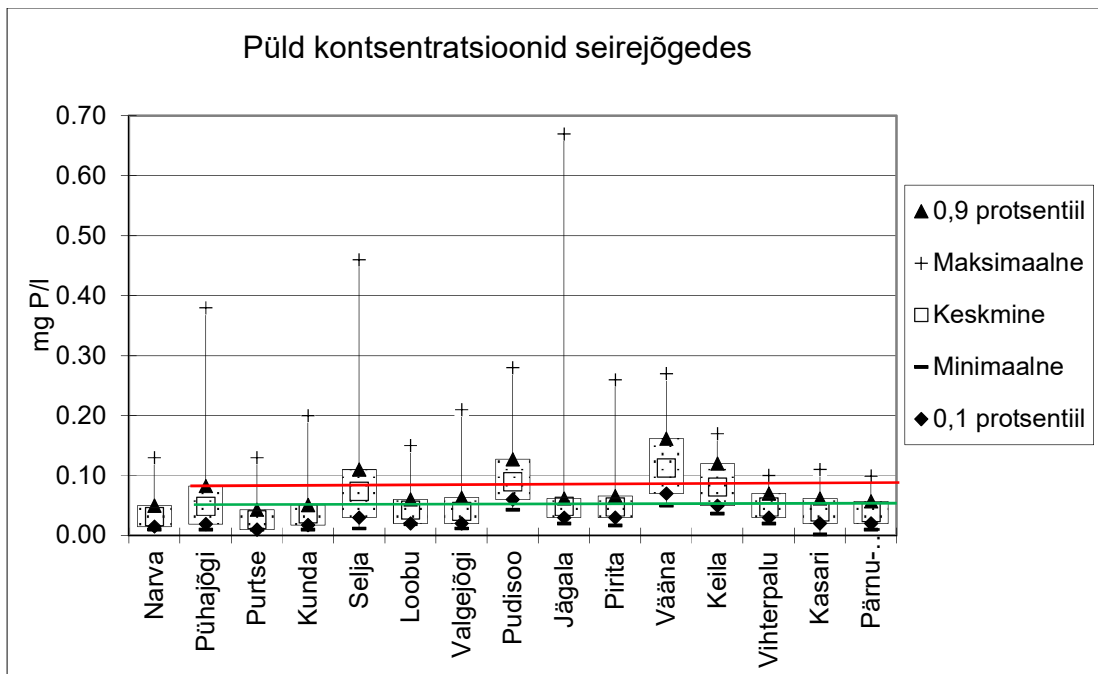
  

<b>BHT<sub>5</sub></b>	<b>Narva</b>	<b>Pühajõgi</b>	<b>Purtse</b>	<b>Kunda</b>	<b>Selja</b>	<b>Loobu</b>	<b>Valgejõgi</b>	<b>Pudisoo</b>	<b>Jägala</b>	<b>Pirita</b>	<b>Vääna</b>	<b>Keila</b>	<b>Vihterpalu</b>	<b>Kasari</b>	<b>Pärnu-Oore</b>
0,9 protsentiil	2,3	2,6	2,7	2,6	2,6	2,5	2,5	2,5	2,5	2,8	2,7	2,6	2,5	2,5	1,9
Maksimaalne	2,9	3,7	3,6	3,6	3,7	3,3	3,1	3,9	3,8	3,7	4,9	4,4	3,5	3,8	3,2
Keskmine	1,7	1,9	2,0	1,9	1,9	1,7	1,7	1,8	1,9	1,9	2,0	1,8	1,8	1,7	1,1
Minimaalne	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	0,3	0,8	1,0	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,4
0,1 protsentiil	1,2	1,3	1,5	1,4	1,3	1,0	1,0	1,1	1,2	1,2	1,2	1,0	1,2	1,0	0,5

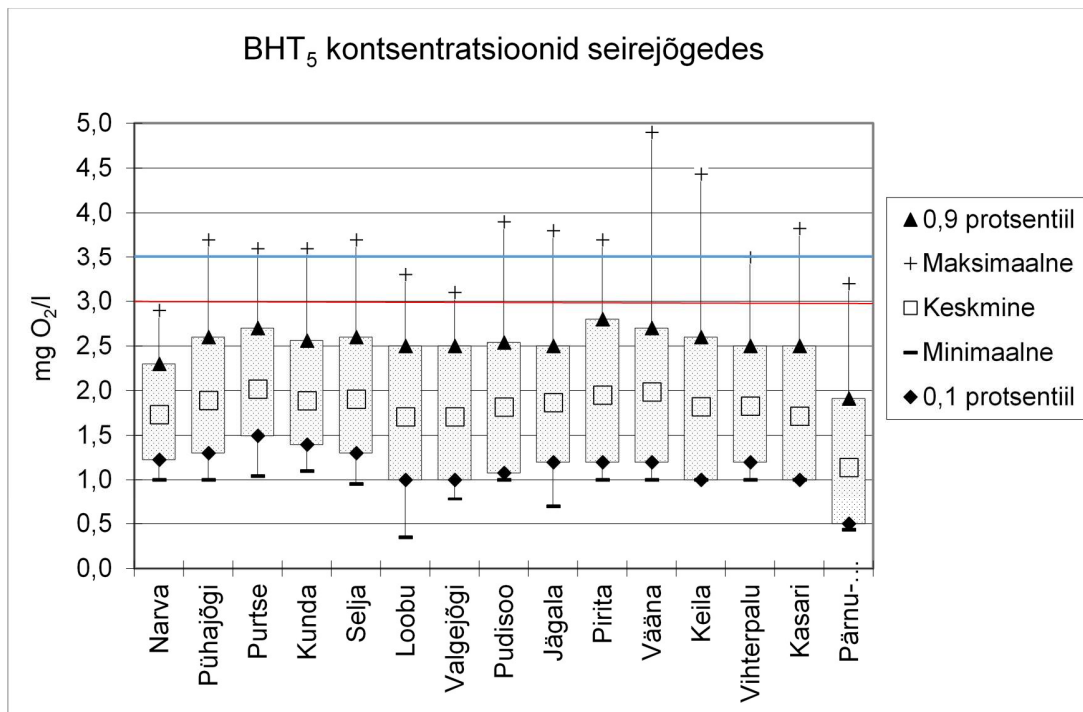




Joonis 3.1. Nüld sisaldus seirejõgedes 2009-2019. Hea (punane) ja väga hea klassi (roheline) piir on märgitud joontena.



Joonis 3.2. Püld sisaldus seirejõgedes 2009-2019. Hea (punane) ja väga hea klassi (roheline) piir on märgitud joontena.



Joonis 3.3. BHT<sub>5</sub> sisaldus seirejõgedes 2009-2019. Hea klassi piir A (sinine) ja B tüüpi jõgedel (punane) märgitud joontena.

2009-2019 aasta seireandmete alusel ületas hea seisundi piiri  $P_{\text{üld}}$  alusel (0,08 mgP/l) 81% Vääna, 57% Pudisoo ja 40% Keila jõe veeproovidest ja  $N_{\text{üld}}$  alusel (3 mgN/l) 93% Selja ja 60% Loobu jõe veeproovidest. Üldfosfori sisaldus oli 90% tõenäosusega alla 0,06 mgP/l Narva, Purtse, Kunda, Loobu, Valgejõe, Jägala, Kasari ja Pärnu-Oore lävendis ja üldlämmastikul alla 2 mgN/l vaid Narva ning Pudisoo lävendis.

Toitainete ja BHT<sub>5</sub> sisaldused ning voluhulk vegetatsiooniperioodil (juuni-september) ning talvel (detsember-vebruar) aastatel 2009-2019 on toodud tabelis 3.3. Nitraatlämmastiku keskmine sisaldus talveperioodil ületab vegetatsiooniperioodi keskmisi sisaldusi kõikides uuritud jõgedes, varieerudes 1,1 (Selja j.) kuni 3,9 (Vihterpalu j.) korrani. Maksimaalsed talvised sisaldused ulatuvad 9,9 ja 9,4 mg N /l Valgejões ka Selja jões.

Fosfaatfosfori talvised keskmised sisaldused on vegetatsiooniperioodiga võrreldes kõrgemad Valgejões, Purtse, Pirita, Pärnu, Narva, Loobu ja Kunda jões. Ülejäänud jõgedes on suvised keskmised fosfori sisaldused talvistega võrreldes suhteliselt kõrgemad.

Tabel 3.3 Toitainete ja BHT5 sisaldused ning vooluhulk vegetatsiooniperioodil (juuni-september) ning talvel (detsember-veebruar) 2009-2019.

Jõgi/ seirejaama kood	Vegetatsiooniperiood								Talveperiood						
		NO3-N	PO4-P	BHT5	NH4-N	Nüld	Püld	Q, m3/s	NO3-N	PO4-P	BHT5	NH4-N	Nüld	Püld	Q, m3/s
<b>Vihterpalu</b> SJA2051000	0,9 protsentiil	0,62	0,040	2,6	0,040	2,0	0,080	2,7	2,28	0,030	2,2	0,110	3,70	0,050	14,5
	Maksimaalne	1,40	0,050	3,1	0,060	2,6	0,100	14,0	4,40	0,030	2,4	0,140	5,50	0,060	18,8
	Keskmine	0,42	0,028	1,8	0,019	1,5	0,060	1,4	1,61	0,018	1,7	0,053	2,81	0,038	6,6
	Minimaalne	0,16	0,009	1,0	0,002	0,8	0,038	0,1	0,54	0,006	1,0	0,011	1,67	0,020	1,1
	0,1 protsentiil	0,20	0,019	1,1	0,002	1,1	0,041	0,3	0,82	0,010	1,2	0,020	1,82	0,026	2,2
<b>Jägala</b> SJA6180000	0,9 protsentiil	1,52	0,045	2,4	0,030	2,7	0,075	6,2	3,23	0,030	2,5	0,099	3,99	0,059	24,4
	Maksimaalne	1,80	0,530	3,5	0,060	3,5	0,670	11,8	3,7	0,050	2,9	0,180	4,60	0,120	29,8
	Keskmine	0,98	0,035	1,8	0,014	1,8	0,059	3,8	2,32	0,026	1,8	0,060	3,14	0,046	13,3
	Minimaalne	0,06	0,004	0,7	0,002	0,7	0,020	0,9	1	0,015	1,0	0,014	1,72	0,028	3,5
	0,1 protsentiil	0,48	0,015	0,0	0,006	0,03	0,030	1,3	1,42	0,019	1,2	0,020	2,12	0,033	6,5
<b>Valgejõgi</b> SJA6880000	0,9 protsentiil	1,56	0,021	2,5	0,022	2,3	0,049	3,3	2,98	0,030	2,5	0,045	3,29	0,058	6,3
	Maksimaalne	2,50	0,030	3,1	0,060	2,7	0,090	6,3	9,90	0,040	3,0	0,053	3,70	0,210	7,4
	Keskmine	1,01	0,017	1,7	0,014	1,5	0,033	2,1	2,28	0,022	1,7	0,024	2,54	0,046	3,9
	Minimaalne	0,38	0,004	1,0	0,002	0,7	0,019	0,6	0,98	0,013	0,9	0,010	1,68	0,023	1,3
	0,1 protsentiil	0,58	0,009	1,0	0,002	0,9	0,020	0,9	1,42	0,016	1,0	0,010	2,01	0,029	2,0
<b>Vääna</b> SJA7837000	0,9 protsentiil	1,30	0,138	2,6	0,031	2,3	0,182	2,2	3,77	0,080	2,7	0,200	5,03	0,130	6,3
	Maksimaalne	3,67	0,240	3,6	0,078	7,5	0,270	4,2	7	0,126	4,9	0,300	8,10	0,204	8,8
	Keskmine	0,93	0,103	1,9	0,017	1,7	0,142	1,2	2,74	0,065	2,1	0,122	3,79	0,098	3,8
	Minimaalne	0,03	0,020	1,0	0,002	0,5	0,086	0,3	1,24	0,043	1,0	0,042	1,90	0,061	0,9
	0,1 protsentiil	0,35	0,071	1,3	0,004	1,1	0,106	0,5	1,49	0,050	1,2	0,070	2,38	0,070	1,7
<b>Selja</b> SJA3956000	0,9 protsentiil	7,80	0,079	2,6	0,094	8,6	0,120	3,2	7,96	0,058	2,8	0,039	8,76	0,089	6,5
	Maksimaalne	12,00	0,120	3,7	0,390	12,0	0,160	5,8	9,40	0,130	3,0	0,190	9,90	0,460	7,1
	Keskmine	5,36	0,052	1,9	0,055	5,9	0,073	1,9	6,06	0,031	2,0	0,028	6,55	0,070	4,0

	Minimaalne	0,99	0,012	1,0	0,010	1,0	0,019	0,7	2,40	0,008	1,1	0,010	3,00	0,012	1,6
	0,1 protsentiil	3,16	0,030	1,2	0,011	3,7	0,040	0,8	4,64	0,012	1,3	0,010	4,94	0,028	1,9
<b>Purtse</b>	0,9 protsentiil	1,06	0,020	2,7	0,027	1,6	0,038	4,4	1,60	0,026	2,6	0,096	2,10	0,034	11,7
SJA9900000	Maksimaalne	1,30	0,028	3,5	0,049	2,2	0,103	10,3	2,80	0,032	3,6	0,138	3,10	0,043	14,9
	Keskmine	0,61	0,012	1,9	0,016	1,0	0,023	2,7	1,17	0,016	2,2	0,058	1,62	0,025	6,4
	Minimaalne	0,06	0,005	1,1	0,010	0,4	0,010	0,8	0,63	0,007	1,2	0,010	0,85	0,011	1,8
	0,1 protsentiil	0,32	0,005	1,4	0,010	0,6	0,010	1,2	0,79	0,009	1,6	0,021	1,10	0,016	2,2
<b>Pühajõgi</b>	0,9 protsentiil	1,07	0,045	2,4	0,057	1,6	0,097	1,5	1,57	0,036	2,6	0,255	2,24	0,066	3,6
SJA1934000	Maksimaalne	1,40	0,096	3,7	0,088	2,3	0,280	2,8	3,40	0,057	3,0	0,665	3,80	0,106	4,3
	Keskmine	0,73	0,024	1,8	0,029	1,2	0,050	0,8	1,25	0,022	1,9	0,123	1,63	0,038	1,6
	Minimaalne	0,14	0,005	1,0	0,010	0,5	0,010	0,1	0,43	0,005	1,0	0,011	0,51	0,010	0,2
	0,1 protsentiil	0,38	0,008	1,2	0,011	0,7	0,018	0,2	0,84	0,010	1,2	0,014	1,13	0,016	0,4
<b>Pudisoo</b>	0,9 protsentiil	0,70	0,080	2,3	0,040	1,5	0,121	1,3	1,53	0,060	2,5	0,070	2,05	0,140	1,8
SJA9316000	Maksimaalne	3,20	0,100	2,7	0,050	2,1	0,160	2,0	4,20	0,104	2,8	0,090	2,80	0,280	2,5
	Keskmine	0,47	0,056	1,8	0,023	0,9	0,091	0,6	1,11	0,049	1,7	0,047	1,58	0,092	1,2
	Minimaalne	0,09	0,020	1,0	0,005	0,2	0,059	0,1	0,50	0,033	1,0	0,010	0,83	0,054	0,4
	0,1 protsentiil	0,11	0,040	1,1	0,010	0,5	0,062	0,1	0,69	0,037	1,0	0,023	1,14	0,060	0,6
<b>Pirita</b>	0,9 protsentiil	1,39	0,041	2,9	0,015	3,0	0,071	5,9	4,35	0,032	2,4	0,094	4,94	0,060	18,1
SJA5140000	Maksimaalne	2,71	0,056	3,4	0,092	4,7	0,090	9,4	6,10	0,080	2,8	0,140	7,40	0,260	24,5
	Keskmine	0,84	0,026	1,9	0,011	1,7	0,046	2,9	3,02	0,029	1,9	0,061	3,91	0,052	10,0
	Minimaalne	0,02	0,005	1,0	0,002	0,4	0,020	0,3	1,83	0,016	1,0	0,026	2,31	0,025	2,1
	0,1 protsentiil	0,03	0,013	1,1	0,002	0,6	0,026	0,7	1,97	0,020	1,2	0,030	2,85	0,036	4,5
<b>Pärnu-Oore</b>	0,9 protsentiil	1,20	0,026	1,9	0,026	1,9	0,060	36,1	2,88	0,025	1,9	0,064	3,30	0,055	127,0
SJA8483000	Maksimaalne	1,70	0,036	2,1	0,060	2,7	0,082	55,3	3,90	0,033	3,2	0,625	4,40	0,064	172,3
	Keskmine	0,64	0,014	1,2	0,017	1,3	0,038	18,0	2,13	0,017	1,0	0,063	2,64	0,039	68,1
	Minimaalne	0,01	0,005	0,5	0,008	0,4	0,010	4,9	0,54	0,005	0,4	0,012	1,00	0,017	16,9
	0,1 protsentiil	0,09	0,006	0,5	0,010	0,6	0,016	6,5	1,40	0,008	0,5	0,014	1,76	0,023	25,9
<b>Narva</b>	0,9 protsentiil	0,17	0,025	2,3	0,031	1,0	0,058	592,6	0,31	0,027	2,4	0,053	0,91	0,039	840,5
SJA9741000	Maksimaalne	0,34	0,039	2,5	0,043	2,1	0,089	837,0	0,33	0,039	2,9	0,085	1,50	0,051	1157,0
	Keskmine	0,08	0,014	1,7	0,018	0,6	0,035	379,7	0,21	0,016	1,7	0,031	0,70	0,027	497,1
	Minimaalne	0,02	0,005	1,1	0,010	0,1	0,016	106,0	0,08	0,007	1,0	0,010	0,55	0,010	216,9

	0,1 protsentiil	0,02	0,005	1,2	0,010	0,4	0,018	126,4	0,13	0,010	1,4	0,011	0,56	0,015	293,7
<b>Loobu</b>	0,9 protsentiil	2,88	0,030	2,2	0,010	4,0	0,052	2,0	4,89	0,030	2,5	0,061	5,74	0,061	4,2
SJA5258000	Maksimaalne	4,30	0,031	3,3	0,016	4,6	0,120	4,4	6,90	0,053	2,8	0,080	7,80	0,150	4,9
	Keskmine	1,80	0,019	1,6	0,007	2,3	0,037	1,3	3,76	0,026	1,6	0,032	4,45	0,047	2,6
	Minimaalne	0,27	0,005	1,0	0,002	0,6	0,019	0,4	1,90	0,015	0,7	0,010	2,40	0,022	0,8
	0,1 protsentiil	0,70	0,010	1,0	0,002	1,0	0,020	0,5	2,47	0,020	1,0	0,010	3,09	0,030	1,4
<b>Kunda</b>	0,9 protsentiil	2,20	0,026	2,4	0,036	2,7	0,046	5,2	3,26	0,032	2,7	0,066	4,00	0,063	8,8
SJA8841000	Maksimaalne	2,60	0,032	3,6	0,044	3,8	0,200	8,1	3,60	0,049	3,5	0,096	8,20	0,130	10,7
	Keskmine	1,54	0,016	1,8	0,020	2,0	0,034	3,5	2,43	0,024	2,0	0,044	3,13	0,038	5,7
	Minimaalne	0,78	0,005	1,1	0,010	0,4	0,010	1,4	1,00	0,009	1,1	0,010	1,20	0,016	2,5
	0,1 protsentiil	1,10	0,007	1,2	0,010	1,3	0,016	1,8	1,60	0,017	1,2	0,024	2,16	0,022	3,1
<b>Keila</b>	0,9 protsentiil	1,91	0,101	2,6	0,030	3,1	0,137	5,0	4,03	0,083	2,6	0,306	5,28	0,109	16,8
SJA5960000	Maksimaalne	2,26	0,136	3,7	0,150	5,1	0,157	8,8	5,80	0,110	3,7	0,770	7,02	0,170	20,4
	Keskmine	1,20	0,066	1,8	0,018	2,0	0,096	2,5	3,26	0,048	1,8	0,155	4,28	0,076	8,4
	Minimaalne	0,02	0,020	1,0	0,002	0,7	0,050	0,4	2,27	0,029	1,0	0,030	3,06	0,050	2,7
	0,1 protsentiil	0,38	0,029	1,0	0,002	1,0	0,060	0,7	2,54	0,030	1,0	0,040	3,28	0,052	3,6
<b>Kasari</b>	0,9 protsentiil	1,03	0,020	2,5	0,026	2,0	0,049	17,4	2,90	0,039	2,1	0,061	3,84	0,079	71,9
SJA4483000	Maksimaalne	7,00	0,030	3,1	0,040	2,8	0,070	22,8	4,60	0,060	2,7	0,160	5,60	0,110	116,1
	Keskmine	0,74	0,015	1,7	0,015	1,2	0,034	6,7	2,07	0,023	1,7	0,035	2,96	0,045	35,1
	Minimaalne	0,03	0,002	1,0	0,004	0,5	0,019	0,9	0,92	0,006	1,0	0,006	1,40	0,019	5,7
	0,1 protsentiil	0,11	0,004	1,0	0,007	0,6	0,020	2,2	1,26	0,012	1,0	0,010	2,12	0,029	9,9

### 3.3. SUUNDUMUSED TOITAINETE JA BHT<sub>5</sub> SISALDUSES

Toitainete ja BHT<sub>5</sub> sisalduse suundumuste analüüsiks perioodil 1993-2019 ja täiendavalt 2009-2019 kasutati Mann-Kendall MK ja PMK testi, kus viimase abil on võimalik kirjeldada vooluhulgaga korrigeeritud aine sisalduse suundumusi. Veekvaliteedi, kuu keskmise vooluhulga ja ainete koormuse andmed pärinevad Keskkonnaagentuurist. Tulemused on esitatud tabelis 3.4.

Tabel 3.4. Toitainete, BHT<sub>5</sub> sisalduse ja äravoolu ning N<sub>üld</sub>/P<sub>üld</sub> keskvärtuste massi suhte suundumused uuritud jõgedes perioodil 1993-2019 ja 2009-2019 (MK-stat) ning vooluhulgaga korrigeeritud aine sisalduse trend (PMK) 1993-2019.

Jõgi/seirejaam/ veekogumi kood		1993-2019		2009-2019		1993-2019	
		MK-stat	p-väärtus	MK-stat	p-väärtus	PMK	p-väärtus
<b>Narva-Narva</b> SJA9741000 1062200_4	NH <sub>4</sub> -N	<b>-3,17</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,63	0,263	<b>-3,19</b>	<b>&lt;0,001</b>
	NO <sub>3</sub> -N	<b>-3,26</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,36	0,087	<b>-3,34</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Nüld	0,98	0,165	<b>-2,29</b>	<b>0,011</b>	1,02	0,154
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-4,36</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,96</b>	<b>0,002</b>	<b>-4,37</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>-3,90</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,59	0,055	<b>-3,90</b>	<b>&lt;0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	-0,86	0,194	1,55	0,060	-0,90	0,183
	N/P	<b>4,35</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	1,22	0,111	-1,41	0,079		
<b>Pühajõgi- Toila</b> SJA1934000 1067000_2	NH <sub>4</sub> -N	<b>-3,85</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,28	0,101	<b>-3,62</b>	<b>&lt;0,001</b>
	NO <sub>3</sub> -N	<b>-1,74</b>	<b>0,041</b>	<b>3,09</b>	<b>0,001</b>	<b>-1,71</b>	<b>0,043</b>
	Nüld	<b>-3,67</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>2,71</b>	<b>0,003</b>	<b>-3,64</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-6,08</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-3,25</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-5,94</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>-5,75</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,89</b>	<b>0,002</b>	<b>-5,62</b>	<b>&lt;0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>-2,93</b>	<b>0,002</b>	0,36	0,360	<b>-3,28</b>	<b>&lt;0,001</b>
	N/P	<b>5,22</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	-0,77	0,220	-1,03	0,151		
<b>Purtse -suue</b> SJA9900000 1068200_2	NH <sub>4</sub> -N	<b>-3,81</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,93	0,175	<b>-3,79</b>	<b>&lt;0,001</b>
	NO <sub>3</sub> -N	<b>-2,36</b>	<b>0,009</b>	<b>-1,83</b>	<b>0,034</b>	<b>-2,28</b>	<b>0,011</b>
	Nüld	<b>-4,35</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,52</b>	<b>0,006</b>	<b>-4,47</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-1,99</b>	<b>0,023</b>	<b>-3,13</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-1,92</b>	<b>0,027</b>
	Püld	-1,35	0,089	<b>-1,96</b>	<b>0,025</b>	-1,21	0,113
	BHT <sub>5</sub>	<b>-1,77</b>	<b>0,039</b>	0,53	0,297	<b>-1,69</b>	<b>0,045</b>
	N/P	-1,67	0,076				
	Q	-0,56	0,286	-0,82	0,206		
<b>Kunda-Kunda</b> SJA8841000 1072900_3	NH <sub>4</sub> -N	-1,73	0,042	0,08	0,468	<b>-1,69</b>	<b>0,045</b>
	NO <sub>3</sub> -N	<b>2,92</b>	<b>0,002</b>	1,54	0,061	<b>3,06</b>	<b>0,001</b>
	Nüld	0,19	0,425	-0,63	0,266	-0,13	0,449
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-2,88</b>	<b>0,002</b>	<b>-2,84</b>	<b>0,002</b>	<b>-3,05</b>	<b>0,001</b>

	Püld	<b>-1,74</b>	<b>0,041</b>	<b>-2,02</b>	<b>0,022</b>	<b>-2,17</b>	<b>0,015</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>2,94</b>	<b>0,002</b>	1,49	0,068	<b>2,86</b>	<b>0,002</b>
	N/P	1,33	0,091				
	Q	0,51	0,305	-1,34	0,089		
<b>Selja</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>-3,47</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,21	0,416	<b>-3,48</b>	<b>&lt;0,001</b>
SJA3956000	NO <sub>3</sub> -N	<b>4,10</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,48	0,070	<b>4,20</b>	<b>&lt;0,001</b>
1074600_4	Nüld	<b>2,97</b>	<b>0,001</b>	1,15	0,125	<b>3,15</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-5,28</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,62</b>	<b>0,004</b>	<b>-5,28</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>-4,82</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,24</b>	<b>0,012</b>	<b>-4,81</b>	<b>&lt;0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>3,06</b>	<b>0,001</b>	1,27	0,101	<b>3,09</b>	<b>0,001</b>
	N/P	<b>4,69</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	0,25	0,401	-0,71	0,238		
<b>Loobu-Vihasoo</b>	NH <sub>4</sub> -N	0,25	0,401	0,38	0,351	0,25	0,400
SJA5258000	NO <sub>3</sub> -N	<b>3,45</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,74	0,230	<b>3,80</b>	<b>&lt;0,001</b>
1077900_2	Nüld	<b>2,99</b>	<b>0,001</b>	0	0,500	<b>3,40</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-3,55</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,08	0,141	<b>-3,53</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>-3,29</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,16	0,437	<b>-3,31</b>	<b>&lt;0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>3,94</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>2,28</b>	<b>0,011</b>	<b>3,93</b>	<b>&lt;0,001</b>
	N/P	<b>4,09</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	-0,85	0,199		
<b>Valgejõgi-Loksa</b>	NH <sub>4</sub> -N	-0,56	0,289	0,33	0,371	-0,52	0,303
SJA6880000	NO <sub>3</sub> -N	<b>3,47</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,43	0,076	<b>3,47</b>	<b>&lt;0,001</b>
1079200_2	Nüld	<b>1,94</b>	<b>0,026</b>	-0,35	0,364	<b>1,73</b>	<b>0,042</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-2,36</b>	<b>0,009</b>	1,57	0,058	<b>-2,26</b>	<b>0,012</b>
	Püld	<b>-2,51</b>	<b>0,006</b>	0,21	0,418	<b>-2,66</b>	<b>0,004</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>3,62</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,18	0,427	<b>3,49</b>	<b>&lt;0,001</b>
	N/P	<b>3,22</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	0,87	0,191	-0,98	0,164		
<b>Pudisoo-Pudisoo</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>2,22</b>	<b>0,013</b>	<b>1,71</b>	<b>0,044</b>	2,43	<b>0,007</b>
SJA9316000	NO <sub>3</sub> -N	1,33	0,092	-0,28	0,391	1,33	0,092
1080600_2	Nüld	0,35	0,362	-0,97	0,166	0,11	0,456
	PO <sub>4</sub> -P	<b>2,81</b>	<b>0,003</b>	<b>1,87</b>	<b>0,030</b>	<b>3,02</b>	<b>0,001</b>
	Püld	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	1,48	0,070	<b>2,06</b>	<b>0,020</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>3,46</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,09	0,466	<b>3,52</b>	<b>&lt;0,001</b>
	N/P	-0,95	0,171				
	Q	0,24	0,406	-0,51	0,305		
<b>Jägala-Jägala</b>	NH <sub>4</sub> -N	-0,66	0,253	0,061	0,476	-0,45	0,330
SJA6180000	NO <sub>3</sub> -N	<b>2,11</b>	<b>0,017</b>	0,39	0,346	1,42	0,078
1083500_4	Nüld	1,53	0,063	-0,51	0,306	0,48	0,316
	PO <sub>4</sub> -P	0,27	0,393	0,40	0,343	0,45	0,325
	Püld	-0,64	0,261	-0,96	0,169	-0,71	0,239
	BHT <sub>5</sub>	<b>2,78</b>	<b>0,003</b>	0,11	0,456	<b>2,68</b>	<b>0,004</b>
	N/P	<b>1,71</b>	<b>0,044</b>				
	Q	1,57	0,058	-0,95	0,172		

<b>Pirita-Lükati</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>-2,19</b>	<b>0,014</b>	-0,08	0,467	<b>-2,19</b>	<b>0,014</b>
SJA5140000	NO <sub>3</sub> -N	1,09	0,137	0,68	0,247	1,14	0,128
1089200_4	Nüld	0,84	0,199	0,58	0,282	0,91	0,182
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-2,38</b>	<b>0,009</b>	0,02	0,492	<b>-2,40</b>	<b>0,008</b>
	Püld	<b>-3,12</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,12	0,131	<b>-3,17</b>	<b>&lt;0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>2,34</b>	<b>0,010</b>	-0,70	0,242	<b>2,45</b>	<b>0,007</b>
	N/P	<b>2,65</b>	<b>0,004</b>				
	Q	0,50	0,309	-1,14	0,128		
<b>Vääna - Vääna-Jõesuu</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>-4,18</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,27	0,103	<b>-4,18</b>	<b>&lt;0,001</b>
SJA7837000	NO <sub>3</sub> -N	<b>-3,34</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,69	0,245	<b>-3,33</b>	<b>&lt;0,001</b>
1094500_2	Nüld	<b>-3,96</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,08	0,140	<b>-3,96</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	1,39	0,082	0,30	0,381	1,39	0,082
	Püld	1,20	0,115	1,44	0,074	1,19	0,117
	BHT <sub>5</sub>	<b>-2,83</b>	<b>0,002</b>	<b>-2,62</b>	<b>0,004</b>	<b>-2,89</b>	<b>0,002</b>
	N/P	<b>-3,97</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	0,44	0,330	-1,02	0,155		
<b>Keila - Keila-Joa</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>-2,69</b>	<b>0,004</b>	<b>-1,78</b>	<b>0,038</b>	<b>-2,66</b>	<b>0,004</b>
SJA5960000	NO <sub>3</sub> -N	-0,42	0,340	0,63	0,264	-0,52	0,300
1096100_2	Nüld	-0,64	0,262	0,33	0,369	-0,72	0,237
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-2,82</b>	<b>0,002</b>	<b>-1,83</b>	<b>0,034</b>	<b>-2,99</b>	<b>0,001</b>
	Püld	<b>-2,56</b>	<b>0,005</b>	<b>-1,84</b>	<b>0,033</b>	<b>-2,64</b>	<b>0,004</b>
	BHT <sub>5</sub>	0,46	0,323	<b>-2,38</b>	<b>0,009</b>	0,43	0,333
	N/P	1,61	0,053	-0,99	0,164		
	Q	-0,68	0,247	-0,98	0,164		
<b>Vihterpalu-Vihterpalu</b>	NH <sub>4</sub> -N	1,40	0,080	0,46	0,324	1,40	0,081
SJA2051000	NO <sub>3</sub> -N	1,29	0,099	-0,19	0,426	1,43	0,076
1101700_2	Nüld	0,72	0,236	-0,72	0,235	0,79	0,214
	PO <sub>4</sub> -P	<b>4,78</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>2,73</b>	<b>0,003</b>	<b>4,82</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>2,96</b>	<b>0,002</b>	<b>2,02</b>	<b>0,022</b>	<b>3,02</b>	<b>0,001</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>1,97</b>	<b>0,025</b>	<b>-2,42</b>	<b>0,008</b>	<b>2,01</b>	<b>0,022</b>
	N/P	<b>-1,99</b>	<b>0,024</b>				
	Q	-0,12	0,453	<b>-1,92</b>	<b>0,028</b>		
<b>Kasari-Kasari sild</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>1,69</b>	<b>0,045</b>	0,71	0,238	1,62	0,053
SJA4483000	NO <sub>3</sub> -N	<b>2,50</b>	<b>0,006</b>	1,20	0,115	<b>2,99</b>	<b>0,001</b>
1107000_3	Nüld	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	0,72	0,236	<b>2,80</b>	<b>0,003</b>
	PO <sub>4</sub> -P	0,43	0,334	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	0,53	0,297
	Püld	<b>-2,14</b>	<b>0,016</b>	-0,34	0,367	-2,13	0,017
	BHT <sub>5</sub>	<b>2,61</b>	<b>0,005</b>	<b>-1,76</b>	<b>0,039</b>	<b>2,84</b>	<b>0,002</b>
	N/P	<b>2,88</b>	<b>0,002</b>				
	Q	-0,53	0,297	-1,35	0,090		
<b>Pärnu-Oore</b>	NH <sub>4</sub> -N	<b>-2,21</b>	<b>0,014</b>	<b>-2,10</b>	<b>0,018</b>	<b>-2,26</b>	<b>0,012</b>
SJA8483000	NO <sub>3</sub> -N	<b>3,89</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,40	0,081	<b>4,23</b>	<b>&lt;0,001</b>



1123500_3	Nüld	<b>3,51</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,49	0,068	<b>3,83</b>	<b>&lt;0,001</b>
	PO <sub>4</sub> -P	<b>-2,87</b>	<b>0,002</b>	<b>-1,69</b>	<b>0,046</b>	<b>-3,14</b>	<b>&lt;0,001</b>
	Püld	<b>-2,37</b>	<b>0,009</b>	-0,74	0,229	<b>-2,61</b>	<b>0,005</b>
	BHT <sub>5</sub>	<b>-3,50</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,53	0,063	<b>-3,57</b>	<b>&lt;0,001</b>
	N/P	<b>3,72</b>	<b>&lt;0,001</b>				
	Q	-0,08	0,469	-1,61	0,054		

*Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$  (rasvases kirjas).*

### Suundumused lämmastikuisalduses

Üldlämmastiku sisalduse statistiliselt oluline kahanev trend 95% tõenäosusega avaldus perioodil 1993-2019 vaid kolmes jões (Pühajõgi, Purtse ja Vääna), kusjuures kahanev suundumus avaldus ka PMK testis, viidates inimtegevuse olulisusele selles langevas suundumuses, kuna äravoolus statistiliselt olulist muutust aset ei leidnud (Tabel 3.4). 2009-2019 aastatel on Narva jõe lämmastikuisaldus siiski statistiliselt olulises langustrendis, kuid Pühajõe trend on muutunud kasvavaks ja Vääna langev trend statistiliselt vähemoluliseks. Narva jões on nitraat- ja ammooniumlämmastiku sisaldus perioodil 1993-2019 olnud statistiliselt olulises langustrendis, kusjuures N<sub>üld</sub> näitab väheolulist tõusvat suundumust. See viitab mineraliseerumata orgaanilise lämmastiku osakaalu suurenemisele NO<sub>3</sub>-N ja NH<sub>4</sub>-N sisalduse kahaneva suundumuse taustal. NO<sub>3</sub>-N sisalduse osakaal üldlämmastikus on langenud tasemelt 28% 1993-2008 a. keskmisena tasemele 22% aastatel 2009-2019.

Viies jões (Selja, Loobu, Valgejõgi, Kasari, Pärnu) näitab lämmastikuisaldus aastatel 1993-2019 statistiliselt olulist kasvutrendi. Tähelepanuväärne on, et statistiliselt oluline tõus on kõikides mainitud vooluveekogudes v.a. Selja ka PMK testi tulemusena, mis osutab inimtegevusest pärit lämmastiku sisalduse suurenemisele perioodil 1993-2009. Viimastel aastatel (2009-2019) statistiliselt olulist kasvavat suundumust üheski neist jõgedest ei täheldatud.

### Suundumused fosforisisalduses

Üldfosfori sisaldus oli aastatel 1993-2019 statistiliselt olulises langustrendis kümnes Läänemerre suubuvus jões (Narva, Pühajõgi, Kunda, Selja, Loobu, Valgejõgi, Pirita, Keila, Kasari, Pärnu), kusjuures kahanev suundumus oli iseloomulik ka perioodile 2009-2019, v.a. Loobu ja Kasari jõed, kus statistiliselt olulist langevat trendi ei täheldatud ning Narva jões, kus langev suundumus oli vähemoluline (Tabel 3.4). See langev trend ei olnud üheski uuritud jões seotud muutusega äravoolus, indikeerides seega vähenenud punktreostuskoormust nende jõgede valgla sel perioodil. Kasvav P sisalduse suundumus on olnud iseloomulik Pudiisoo ja Vihterpalu jões, kus statistiliselt olulist äravoolu trendi ei täheldatud ning kasvav suundumus on tõenäoliselt seotud punktreostuse mõjude jõevee kvaliteedile madalvee perioodidel.

### Suundumused BHT<sub>5</sub> sisalduses

BHT<sub>5</sub> sisalduse alusel oli perioodil 1993-2019 langev suundumus neljas jões (Pühajõgi, Purtse, Vääna ja Pärnu), kusjuures Pühajões ja Purtses hilisemal perioodil 2009-2019 enam langevat suundumust ei täheldatud (Tabel 3.4). Keila jões avaldus langev suundumus just viimasel kümnel aastal. Kõikides nimetatud vooluveekogudes ei olnud PMK testile tuginedes muutus äravoolus langeva suundumuse põhjuseks, viidates punktrestose koormuse alanemisele jõgede valglates.

Kasvav BHT<sub>5</sub> trend oli nii MK kui PMK testi alusel perioodil 1993-2019 statistiliselt oluline Kunda, Selja, Loobu, Puidisoo, Jägala, Pirita, Vihterpalu ja Kasari jões ning Valgejões, kusjuures nimetatud jõgedes, v.a. Loobu ja Vihterpalu jõgi, viimasel kümnel aastal statistilist kasvutrendi enam ei ole. Vihterpalu jões on BHT sisaldus olulises languses alates 2009. aastast.

### **N/P massi suhe**

Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse suhe perioodil 1993-2019 näitab statistiliselt olulist kasvavat suundumust 9 jõe seirelävendis (Tabel 3.4), mis iseloomustab olukorda, kus P sisaldus on vähenenud (v.a. Jägala jões) ning N sisaldus kasvanud. Pirita ja Narva jões on N<sub>üld</sub> kasvav suundumus statistiliselt vähemoluline, küll aga on Narvas kasvanud NO<sub>3</sub>-N ja NH<sub>4</sub>-N sisaldused antud perioodil. Ka Keila jões on aset leidnud statistiliselt vähemoluline N/P suhte suurenemine.

Statistiliselt oluline langustrend N/P suhtes on täheldatav Vihterpalu ja Vääna jões, kus esimese puhul on see seotud fosfori sisalduse kasvava, ehkki statistiliselt vähemolulise suundumusega ja teisel juhul lämmastikusisalduse langusega fosfori kasvava suundumuse taustal Vääna jões. Nii Vihterpalu kui Vääna jões võib kasvava fosforisisalduse põhjuseks olla punktallikate koormus. Suveperioodil 2009-2019 on nii PO<sub>4</sub>-P kui P<sub>üld</sub> sisaldused olnud statistiliselt olulises kasvutrendis mõlemas jões (vt. tabel 3.5). Ka fosfori ärakanne neis jõgedes on sel perioodil kasvanud (vt. tabel 3.9). Arvutuslik heitvee fosforikoormuse osakaal Vihterpalu jõe valgla kogukoormusest on siiski väga väike (tabel 3.14). Inimtegevusest vähe mõjutatud Puidisoo jões on N/P suhe samuti alanenud, mis on tingitud tõusvast suundumusest fosfori sisalduses. Puidisoo jõe kõrgemad fosforisisaldused pärinevad kõrgvee perioodist sügistalvel, viidates eelkõige hajukoormusena sisenevale fosforile (vt. ka ptk 3.6).

## **3.4. TOITAINETE SISALDUSE MUUTUS VEGETATSIOONIPERIOODIL NING TALVEL**

Toitainete, BHT<sub>5</sub> sisalduse ja äravoolu trendid vegetatsiooniperioodil (juuni-september) ning talvekuudel (detsember-veebruar) uuritud jõgedes aastatel 2009-2019 on toodud tabelites 3.5 ja 3.6.

### **Suundumused lämmastikusisalduses vegetatsiooniperioodil**

Üldlämmastiku sisalduse statistiliselt oluline kahanev trend 95% tõenäosusega avaldus vegetatsiooniperioodil (juuni-september) 2009-2019 viies jões (Narva, Purtse, Vääna, Keila, Kasari), kusjuures Purtse ja Vääna jões oli ka statistiliselt oluline langus NO<sub>3</sub>-N sisalduses (Tabel 3.5). Statistiliselt vähemoluline langev suundumus nii N<sub>üld</sub> kui NO<sub>3</sub>-N sisalduses avaldus ka Vihterpalu jões. Seega täheldati

langevat suundumust nii jõgedes, mille valgla loodusmaastike osakaal on suurem (Vihterpalu, Purtse) kui ka valglates, kus see on väiksem (Vääna Keila). Statistiliselt oluline langustrend vegetatsiooniperioodi äravoolus seletab langevat suundumust lämmastiku sisalduses vaid Narva, Vääna ja Kasari jões. Vääna, Keila ja Kasari jões avaldus statistiliselt oluline N<sub>üld</sub> langustrend ainult vegetatsiooniperioodil, kusjuures Kasaris on see tingitud statistiliselt olulisest langustrendist äravoolus ning ka Vääna ja Keila jões oli äravoolu vähenemine, ehkki statistiliselt vähemoluline, N sisalduse alanemise oluliseks põhjuseks, arvestades head korrelatsiooni N sisalduse ja äravoolu vahel. Purtse jões on lämmastiku sisalduse languse põhjuseks ilmselt ka põllumajandusliku hajukoormuse alanemine, ehkki valgla maakasutuse kohta täpsemad andmed puuduvad.

Selja jões näitab üldlämmastiku sisaldus aastatel 2009-2019 statistiliselt olulist kasvutrendi ainult vegetatsiooniperioodil, kusjuures äravool on olnud pigem langevas suundumuses. N<sub>üld</sub> sisalduse suurenemine on tingitud eelkõige nitraatide sisalduse statistiliselt olulisest kasvust, viidates võimalikule põllumajandusliku hajukoormuse suurenemisele valgla ja ka Pandivere allikates jõe ülemjooksul. See seletab ka NO<sub>3</sub>-N sisalduse statistiliselt olulist suurenemist Kunda jões. Nitraatide sisalduse kasvu põhjused Pühajões vajavad täiendavaid uuringuid. NH<sub>4</sub>-N sisaldus kasvas Loobu, Pudisoo, Vihterpalu ja Vääna jões viidates võimalikule punktreostusele.

#### **Suundumused lämmastikusisalduses talveperioodil**

Talveperioodil detsember veebruar 2009-2019 oli N<sub>üld</sub> sisaldus statistiliselt olulise langeva suundumusega vaid Narva jões ning tõusva suundumusega Pühajões ja Kasari jões (tabel 3.6), kusjuures viimastes oli tõusva suundumusega ka nitraatlämmastiku sisaldus.

#### **Suundumused fosforisisalduses vegetatsiooniperioodil**

Üldfosfori sisalduse statistiliselt oluline kahanev trend avaldus vegetatsiooniperioodil 2009-2019 viies jões (Pühajõgi, Purtse, Kunda, Jägala, Pirita), kusjuures Pühajões, ning Purtse ja Kunda jões oli lisaks Narva, Selja, Keila ja Pärnu jõe ka statistiliselt oluline langus PO<sub>4</sub>-P sisalduses (Tabel 3.5). Fosfori sisalduse langeva suundumuse põhjuseks on tõenäoliselt ka jõgede valglates aset leidnud heitvee fosforikoormuse langus (vt. joonis 3.5), mis mõjutas veekvaliteeti eriti suvisel madalvee perioodil. Jägala ja Pirita jões avalduski statistiliselt oluline P<sub>üld</sub> langustrend ainult vegetatsiooniperioodil.

Kolmes jões (Pudisoo, Vääna, Vihterpalu) näitab fosfori sisaldus vegetatsiooniperioodil aastatel 2009-2019 statistiliselt olulist kasvutrendi. Lisaks nimetatud jõgedele kasvas PO<sub>4</sub>-P sisaldus ka Loobu, Kasari ja Valgejões. Kõiki sesoone arvestades täheldati statistiliselt olulist PO<sub>4</sub>-P sisalduse suurenemist ainult Pudisoo, Vihterpalu ja Kasari jões.

#### **Suundumused fosforisisalduses talveperioodil**

Talveperioodil detsember veebruar 2009-2019 oli P<sub>üld</sub> sisaldus statistiliselt olulise langeva suundumusega Purtse, Kunda, Selja ja Pühajões (tabel 3.6). Statistiliselt vähemoluline oli langus Narva jões. Kõigis eelpool nimetatud jõgedes oli statistiliselt olulise langeva suundumusega ka PO<sub>4</sub>-P sisaldus. Tõusev suundumus oli iseloomulik vaid Vihterpalu jõe. Statistiliselt vähemoluline oli tõusev suundumus Loobu, Pudisoo,

Jägala, Vääna ja Valgejões, kusjuures Pudisoo ja Vihterpalu jões oli statistiliselt oluline kasvav trend ka PO<sub>4</sub>-P sisalduses .

#### **Suundumused BHT<sub>5</sub> sisalduses vegetatsiooniperioodil**

BHT<sub>5</sub> sisalduse alusel oli vegetatsiooniperioodil 2009-2019 langev suundumus 8 jões (Valgejõgi, Pudisoo, Jägala, Vääna, Keila, Vihterpalu, Kasari ja Pärnu), ja kasvav trend Narva ning Kunda jões (Tabel 3.5). Kõiki sesoone perioodil 2009-2019 arvestades oli statistiliselt oluline langev BHT<sub>5</sub> suundumus omane ainult Vääna, Keila, Vihterpalu ja Kasari jõele (Tabel 3.4) ning kasvav trend vaid Loobu jões. BHT<sub>5</sub> koormuse langus vegetatsiooniperioodil on tõenäoliselt tingitud jõgede valglates aset leidnud heitvee BHT koormuse langusest, mis mõjutab veekvaliteeti eelkõige madalvee perioodil.

#### **Suundumused BHT<sub>5</sub> sisalduses talveperioodil**

BHT<sub>5</sub> sisaldus suurenes Loobu ja Valgejões (Tabel 3.6). Teistes jõgedes statistiliselt olulist kasvavat ega kahanevat trendi ei esinenud.

Tabel 3.5. Toitainete ja BHT5 sisalduse trendid vegetatsiooniperioodil (juuni-september) uuritud jõgede püsiseirejaamades aastatel 2009-2019 (MK-stat).

2009-2019		NH4-N		NO3-N		PO4-P		BHT5		Nüld		Püld		Q	
Seirejaam	Veekogum	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus
Narva-Narva	1062200_4	-1,04	0,150	-0,93	0,176	<b>-2,69</b>	<b>0,004</b>	<b>2,33</b>	<b>0,010</b>	<b>-2,05</b>	<b>0,020</b>	-0,80	0,212	<b>-2,25</b>	<b>0,012</b>
Pühajõgi-Pühajõe	1067000_2	-1,17	0,122	<b>3,05</b>	<b>0,001</b>	<b>-2,58</b>	<b>0,005</b>	0,44	0,331	1,47	0,071	<b>-2,28</b>	<b>0,011</b>	-1,07	0,143
Purtse-suue	1068200_2	0,92	0,179	<b>-2,17</b>	<b>0,015</b>	<b>-3,07</b>	<b>0,001</b>	0,81	0,209	<b>-2,58</b>	<b>0,005</b>	<b>-1,72</b>	<b>0,043</b>	-0,71	0,239
Kunda-Kunda	1072900_3	0,79	0,216	<b>1,91</b>	<b>0,028</b>	<b>-2,70</b>	<b>0,003</b>	<b>1,89</b>	<b>0,029</b>	-1,53	0,063	<b>-1,89</b>	<b>0,030</b>	-0,92	0,179
Selja-Selja	1074600_4	-0,40	0,345	<b>2,48</b>	<b>0,007</b>	<b>-2,45</b>	<b>0,007</b>	-0,66	0,256	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	-1,33	0,092	-0,77	0,220
Loobu-Vihasoo	1077900_2	<b>2,40</b>	<b>0,008</b>	0,78	0,217	<b>1,76</b>	<b>0,039</b>	-1,15	0,126	-0,58	0,280	-0,78	0,219	-1,12	0,131
Valgejõgi-Loksa	1079200_2	0,84	0,201	0,93	0,177	<b>2,00</b>	<b>0,023</b>	<b>-2,34</b>	<b>0,010</b>	-0,69	0,244	-0,24	0,405	-1,13	0,128
Pudisoo-Pudisoo	1080600_2	<b>1,77</b>	<b>0,039</b>	-1,20	0,114	<b>1,76</b>	<b>0,039</b>	<b>-1,80</b>	<b>0,036</b>	-1,16	0,123	<b>2,16</b>	<b>0,015</b>	-0,50	0,309
Jägala Jägala	1083500_4	1,13	0,130	-0,50	0,307	-0,21	0,416	<b>-1,85</b>	<b>0,032</b>	-1,22	0,112	<b>-1,99</b>	<b>0,024</b>	-0,93	0,177
Pirita-Lükati	1089200_4	1,40	0,081	-1,07	0,141	-0,67	0,253	-1,04	0,150	-1,16	0,122	<b>-1,83</b>	<b>0,033</b>	-1,33	0,091
Vääna-Jõesuu	1094500_2	<b>1,79</b>	<b>0,037</b>	<b>-2,02</b>	<b>0,022</b>	<b>2,06</b>	<b>0,020</b>	<b>-2,20</b>	<b>0,014</b>	<b>-2,49</b>	<b>0,006</b>	<b>2,70</b>	<b>0,003</b>	<b>-1,72</b>	<b>0,043</b>
Keila-suue	1096100_2	-0,67	0,252	-1,28	0,099	<b>-1,98</b>	<b>0,024</b>	<b>-2,22</b>	<b>0,013</b>	<b>-1,94</b>	<b>0,026</b>	-1,38	0,084	-1,37	0,085
Vihterpalu-Vihterpalu	1101700_2	<b>1,85</b>	<b>0,032</b>	-1,28	0,100	<b>2,16</b>	<b>0,015</b>	<b>-1,98</b>	<b>0,024</b>	-1,49	0,068	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>	-1,34	0,090
Kasari-Kasari	1107000_3	1,44	0,075	-1,43	0,076	<b>2,19</b>	<b>0,014</b>	<b>-1,96</b>	<b>0,025</b>	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>	-1,34	0,089	<b>-1,98</b>	<b>0,024</b>
Pärnu-Oore	1123500_3	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>	-0,63	0,265	<b>-1,89</b>	<b>0,029</b>	<b>-2,15</b>	<b>0,016</b>	-0,93	0,176	-1,02	0,153	-1,56	0,060

Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$  (rasvases kirjas).

Tabel 3.6. Toitainete ja BHT5 sisalduse trendid talveperioodil (detsember-veebruar) uuritud jõgede püsiseirejaamades aastatel 2009-2019 (MK-stat).

2009-2019		NH4-N		NO3-N		PO4-P		BHT5		Nüld		Püld		Q	
Seirejaam	Veekogum	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus
Narva-Narva	1062200_4	1,37	0,086	-0,93	0,177	<b>-2,46</b>	<b>0,007</b>	-0,75	0,225	<b>-2,18</b>	<b>0,015</b>	-1,56	0,059	<b>1,90</b>	<b>0,029</b>
Pühajõgi-Pühajõe	1067000_2	-1,15	0,124	<b>2,49</b>	<b>0,006</b>	<b>-3,01</b>	<b>0,001</b>	-0,05	0,481	<b>2,12</b>	<b>0,017</b>	<b>-2,42</b>	<b>0,008</b>	0,71	0,240
Purtse-suue	1068200_2	0,78	0,219	-0,20	0,421	<b>-3,30</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,54	0,295	-0,27	0,392	<b>-1,75</b>	<b>0,040</b>	<b>2,09</b>	<b>0,018</b>
Kunda-Kunda	1072900_3	1,35	0,088	0,54	0,295	<b>-2,29</b>	<b>0,011</b>	-0,25	0,400	0,94	0,174	<b>-1,82</b>	<b>0,035</b>	1,19	0,116
Selja-Selja	1074600_4	-0,47	0,318	0	0,5	<b>-2,44</b>	<b>0,007</b>	-0,21	0,418	-0,32	0,373	<b>-1,75</b>	<b>0,040</b>	1,46	0,072
Loobu-Vihasoo	1077900_2	<b>-2,58</b>	<b>0,005</b>	-0,08	0,468	0,05	0,482	<b>2,86</b>	<b>0,002</b>	-0,53	0,300	1,54	0,062	1,40	0,080
Valgejõgi-Loksa	1079200_2	-1,28	0,101	-0,07	0,471	0,55	0,293	<b>1,83</b>	<b>0,033</b>	-0,93	0,176	1,37	0,085	1,40	0,081
Pudisoo-Pudisoo	1080600_2	-0,63	0,265	0,13	0,449	<b>1,88</b>	<b>0,030</b>	1,39	0,082	-0,92	0,179	1,42	0,078	1,35	0,089
Jägala Jägala	1083500_4	-0,09	0,463	-0,04	0,484	0,97	0,166	1,22	0,112	-0,84	0,202	1,49	0,068	1,22	0,112
Pirita-Lükati	1089200_4	-1,33	0,092	1,41	0,080	0,75	0,226	-0,23	0,410	1,17	0,121	0,95	0,172	0,85	0,199
Vääna-Jõesuu	1094500_2	<b>-2,30</b>	<b>0,008</b>	0,28	0,390	0,31	0,379	-1,12	0,132	-0,19	0,425	1,47	0,071	0,51	0,304
Keila-suue	1096100_2	-1,47	0,071	1,52	0,064	-1,47	0,071	0,07	0,471	0,87	0,192	-1,00	0,158	1,63	0,051
Vihterpalu-Vihterpalu	1101700_2	-0,20	0,421	0,81	0,209	<b>2,48</b>	<b>0,007</b>	1,37	0,086	0,31	0,378	<b>1,92</b>	<b>0,027</b>	<b>1,92</b>	<b>0,027</b>
Kasari-Kasari	1107000_3	0,25	0,340	<b>1,89</b>	<b>0,029</b>	1,39	0,082	0,90	0,185	<b>1,84</b>	<b>0,033</b>	0,28	0,391	1,41	0,079
Pärnu-Oore	1123500_3	0,06	0,476	0,59	0,278	<b>-2,23</b>	<b>0,013</b>	-0,12	0,454	0,63	0,265	-0,76	0,223	0,42	0,338

Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$  (rasvases kirjas).

### 3.5. TOITAINETE JA BHT KOORMUS NING SUUNDUMUSED

Vooluhulgaga keskmistatud lämmastiku- ja fosforiühendite ning BHT<sub>5</sub> koormused jõgedes arutati Keskkonnaagentuuri, sh Riigi ilmasteenistuse vooluhulga ja tegeliku ärakande andmetele tuginedes ning on esitatud tabelis 3.7. Tabel sisaldab ka seirejaama taguse jõe valgla pinna ühikkoormuse andmeid 2014-2019. aasta keskmisena (joonis 4) ning arvutuslikke koormusi vähemalt hea veekogumi seisundi korral toitainete ja BHT<sub>5</sub> alusel. Narva jões kasutati Nüld väga hea seisundi indikaatorina  $\leq 0,6$  mgN/l ja Püld hea seisundi indikaatorina  $\leq 0,032$  mgP/l. Antud Püld tase on esialgsena välja pakutud Interreg Eesti-Vene piiriülese koostööprogrammi projekti NarvaWatMan töörühma poolt.

Uuritud jõgede suudmesse arvatud ja vooluhulgaga keskmistatud koormus Läänemerele oli 2014-2019 aasta keskmisena 23851 tonni lämmastikku, ligi 610 tonni fosforit ja 34798 tonni BHT<sub>5</sub> (Tabel 3.7). Nitraatlämmastik ja fosfaadid moodustasid kogu lämmastiku- ja fosforikoormusest vastavalt ligi 57% ja 42%. Narva jõgi panustas ligi 39% lämmastiku ja 64% fosfori kogukoormusest ning Pärnu jõgi vastavalt 23% N ja 13% P koormusest. Ainete ärakanne sõltub eelkõige äravoolust, mis aastasiseselt ja ka aastati oluliselt varieerub. Sellest tingituna võib eelkõige talvine toitainete koormus vahelduvate külmumise-sulamise tsüklite korral oluliselt suurenedada.

Pühajõe, Purtse, Valgejõe, Pudisoo, Vihterpalu, Pärnu, Reiu ja Sauga jõe arvutuslik lämmastikukoormus eeldatavalt hea seisundi korral ( $N_{\text{üld}} \leq 3$  mg/l) on isegi suurem kui tegelik ärakanne (Tabel 3.7), kuna 2014-2019 aasta keskmine Nüld sisaldus oli alla 3 mgN/l. Kunda (1072900\_3), Selja (1074600\_4), Loobu (1077900\_2), Jägala (1083500\_4), Pirita (1089200\_4), Vääna (1094500\_2), Keila (1096100\_2) ja Kasari (1107000\_3) jões ületab tegelik ärakanne hea seisundi taset, viidates võimalusele siin lämmastikukoormust merele vähendada. Suurem on see võimalus Selja, Loobu ja Keila jões, kus tegelik  $N_{\text{üld}}$  koormus ületab hea seisundi taset vastavalt 2,7, 1,9 ja 1,6 korda. Selja, Loobu, Keila ja Pirita jõe inimtekkelist (põllumajandus ja heitvesi) Nüld koormust tuleks vähendada vastavalt 90, 65, 49 aj 41%, et olla vastavuses Nüld ärakandega hea seisundi korral (Tabel 3.13) ning Nüld kogukoormus neist jõgedest kokku alaneks siis ca 1300 tonni võrra aastas. Kasari, Jägala ja Keila jões oleks vähendamise vajadus samas vastavalt vaid 12, 24 ja 24%, mis panustab kogukoormuse vähendamisse kolme jõe peale kokku 590 tonni lämmastikku aastas.

Kokku võimaldaks hea seisundi saavutamine lämmastiku keskmise sisalduse alusel nende jõgede koormust merele vähendada 1960 tonni võrra aastas, sh ligi 550 tonni Selja jõest ja 300 tonni võrra nii Jägala, Pirita kui ka Keila jõest. Kasari ja Loobu jões oleks vähendamise võimalus ca 200 tonni aastas (Tabel 3.13).

Arvutuslik fosforikoormus eeldatavalt hea seisundi korral (Püld  $\leq 0,08$  mg/l ning Narva jões  $\leq 0,032$  mg/l) ületab 2014-2019 aasta tegelikku keskmist ärakannet vaid Pudisoo, Vääna ja Keila jões (Tabel 3.7), kokku vaid 3,4 tonni võrra. Vääna ja Pudisoo jões on vähendamise vajadus võrreldav aastase heitvee P-koormusega valgla. Keila jões tuleks P koormust vähendada koguses, mis võrdub umbes 6% heitvee aasta koormusega perioodil 2014-2019. Seega on praegu kehtivat Püld hea seisundi piiri arvestades Eesti jõgedest Läänemerele jõudva fosforikoormuse edasise vähendamise võimalused üsna vähesed.

Tabel 3.7. Vooluhulgaga keskmistatud lämmastiku, fosfori ja BHT<sub>5</sub> koormused jõgede püsiseirejaamades ja arvatuna jõesuudmetele 2014-2019.

Jõgi/seirejaam/ kogumi kood		Koormus	Pinna	Arvutuslik	Koormus	Tegeliku ja	Hea seisundi ületamine*
		seirejaamas	ühikkoormus seirelävendis	koormus jõe suudmes	hea seisundi korral*	hea seisundi erinevus*	
		Tonni aastas	kg/ha/a	Tonni aastas	Tonni aastas	Tonni aastas	%
<b>Narva</b>	NH <sub>4</sub> -N	355,2	0,06	359,8			
SJA9741000	NO <sub>3</sub> -N	2208,6	0,39	2237,1			
1062200_4	Nüld	9088,5	1,62	9205,7	9538	<b>-449</b>	<b>-5</b>
	PO <sub>4</sub> -P	151,4	0,03	153,4			
	Püld	382,9	0,07	387,8	508,7	<b>-125,8</b>	<b>-25</b>
	BHT <sub>5</sub>	26773,2	4,78	27118,5	47686	<b>-20912,8</b>	<b>-44</b>
<b>Pühajõgi</b>	NH <sub>4</sub> -N	7,1	0,36	8,0			
SJA1934000	NO <sub>3</sub> -N	88,8	4,53	99,5			
1067000_2	Nüld	116,9	5,96	131,0	163	<b>-46,1</b>	<b>-28</b>
	PO <sub>4</sub> -P	1,0	0,05	1,1			
	Püld	2,4	0,12	2,7	4,3	<b>-1,9</b>	<b>-44</b>
	BHT <sub>5</sub>	126,2	6,44	141,5	163	<b>-36,8</b>	<b>-23</b>
<b>Purtse</b>	NH <sub>4</sub> -N	7,6	0,09	7,6			
SJA9900000	NO <sub>3</sub> -N	237,7	2,93	238,0			
1068200_2	Nüld	345,9	4,27	346,3	596	<b>-250,1</b>	<b>-42</b>
	PO <sub>4</sub> -P	2,0	0,02	2,0			
	Püld	5,0	0,06	5,0	15,9	<b>-10,9</b>	<b>-69</b>
	BHT <sub>5</sub>	460,3	5,68	460,9	695	<b>-234,7</b>	<b>-34</b>
<b>Kunda</b>	NH <sub>4</sub> -N	6,0	0,11	6,1			
SJA8841000	NO <sub>3</sub> -N	434,8	8,23	441,3			
1072900_3	Nüld	527,5	9,99	535,4	488	<b>39,5</b>	<b>8</b>
	PO <sub>4</sub> -P	2,9	0,05	2,9			
	Püld	5,3	0,10	5,4	13	<b>-7,7</b>	<b>-59</b>
	BHT <sub>5</sub>	348,0	6,59	353,2	488	<b>-140,0</b>	<b>-29</b>
<b>Selja</b>	NH <sub>4</sub> -N	4,1	0,10	4,2			
SJA3956000	NO <sub>3</sub> -N	804,1	19,61	828,8			
1074600_4	Nüld	872,0	21,27	898,8	328	<b>544,0</b>	<b>166</b>
	PO <sub>4</sub> -P	4,2	0,10	4,3			
	Püld	7,3	0,18	7,5	8,7	<b>-1,4</b>	<b>-16</b>
	BHT <sub>5</sub>	247,7	6,04	255,3	383	<b>-135,3</b>	<b>-35</b>
<b>Loobu</b>	NH <sub>4</sub> -N	1,1	0,04	1,1			
SJA5258000	NO <sub>3</sub> -N	339,0	11,01	345,6			
1077900_2	Nüld	395,4	12,84	403,1	213	<b>182,4</b>	<b>86</b>
	PO <sub>4</sub> -P	1,8	0,06	1,8			
	Püld	4,5	0,15	4,6	5,7	<b>-1,2</b>	<b>-21</b>



	BHT <sub>5</sub>	235,8	7,66	240,4	213	<b>22,8</b>	<b>11</b>
<b>Valgejõgi</b>	NH <sub>4</sub> -N	1,6	0,04	1,6			
SJA6880000	NO <sub>3</sub> -N	224,1	4,96	218,8			
1079200_2	Nüld	259,3	5,74	252,4	350	<b>-90,7</b>	<b>-26</b>
	PO <sub>4</sub> -P	2,0	0,04	1,9			
	Püld	5,5	0,12	5,4	9,3	<b>-3,8</b>	<b>-41</b>
	BHT <sub>5</sub>	217,8	4,82	212,7	350	<b>-132,2</b>	<b>-38</b>
<b>Pudisoo</b>	NH <sub>4</sub> -N	1,0	0,08	1,1			
SJA9316000	NO <sub>3</sub> -N	30,2	2,29	32,9			
1080600_2	Nüld	49,1	3,72	53,5	96	<b>-46,9</b>	<b>-49</b>
	PO <sub>4</sub> -P	1,7	0,13	1,9			
	Püld	3,2	0,24	3,5	2,6	<b>0,6</b>	<b>23</b>
	BHT <sub>5</sub>	65,9	4,99	71,7	113	<b>-47,1</b>	<b>-42</b>
<b>Jägala</b>	NH <sub>4</sub> -N	11,8	0,08	11,1			
SJA6180000	NO <sub>3</sub> -N	937,9	6,33	889,8			
1083500_4	Nüld	1257,2	8,49	1186	957	<b>300,2</b>	<b>31</b>
	PO <sub>4</sub> -P	7,4	0,05	7,2			
	Püld	17,9	0,12	17,1	25,5	<b>-7,6</b>	<b>-30</b>
	BHT <sub>5</sub>	838,7	5,66	794,2	957	<b>-118,3</b>	<b>-12</b>
<b>Pirita</b>	NH <sub>4</sub> -N	8,8	0,11	9,0			
SJA5140000	NO <sub>3</sub> -N	757,9	9,55	771,1			
1089200_4	Nüld	959,7	12,09	976,4	674	<b>285,7</b>	<b>42</b>
	PO <sub>4</sub> -P	6,1	0,08	6,2			
	Püld	13,3	0,17	13,5	18,1	<b>-4,8</b>	<b>-27</b>
	BHT <sub>5</sub>	469,2	5,91	477,4	674	<b>-204,8</b>	<b>-30</b>
<b>Vääna</b>	NH <sub>4</sub> -N	5,6	0,18	5,6			
SJA7837000	NO <sub>3</sub> -N	231,6	7,35	229,6			
1094500_2	Nüld	319,4	10,14	314,5	250	<b>69,4</b>	<b>28</b>
	PO <sub>4</sub> -P	5,8	0,18	5,8			
	Püld	9,2	0,29	9	6,7	<b>2,5</b>	<b>37</b>
	BHT <sub>5</sub>	153,9	4,89	151,6	250	<b>-96,1</b>	<b>-38</b>
<b>Keila</b>	NH <sub>4</sub> -N	17,7	0,26	17,6			
SJA5960000	NO <sub>3</sub> -N	680,4	10,17	678,4			
1096100_2	Nüld	873,9	13,06	870,9	555	<b>318,9</b>	<b>57</b>
	PO <sub>4</sub> -P	9,0	0,13	9			
	Püld	15,1	0,23	15,1	14,8	<b>0,3</b>	<b>2</b>
	BHT <sub>5</sub>	363,7	5,43	363,2	555	<b>-191,3</b>	<b>-34</b>
<b>Vihterpalu</b>	NH <sub>4</sub> -N	5,0	0,11	5,1			
SJA2051000	NO <sub>3</sub> -N	218,6	4,61	221,9			
1101700_2	Nüld	369,5	7,80	375,0	390	<b>-20,5</b>	<b>-5</b>
	PO <sub>4</sub> -P	3,2	0,07	3,2			
	Püld	6,8	0,14	6,9	10,4	<b>-3,6</b>	<b>-35</b>
	BHT <sub>5</sub>	258,5	5,45	262,4	455	<b>-196,5</b>	<b>-43</b>
<b>Kasari</b>	NH <sub>4</sub> -N	20,9	0,08	25,4			
SJA4483000	NO <sub>3</sub> -N	1659,4	6,29	2019,6			

1107000_3	Nüld	2334,9	8,84	2841,8	2115	<b>219,9</b>	<b>10</b>
	PO4-P	18,6	0,07	22,6			
	Püld	39,0	0,15	47,5	56,4	<b>-17,4</b>	<b>-31</b>
	BHT <sub>5</sub>	1353,6	5,13	1647,4	2115	<b>-761,4</b>	<b>-36</b>
<b>Pärnu</b>	NH <sub>4</sub> -N	41,5	0,08	55,0			
SJA8483000	NO <sub>3</sub> -N	3227,9	6,26	4281,6			
1123500_3	Nüld	4118,0	7,99	5462,3	4336	<b>-218,0</b>	<b>-5</b>
	PO4-P	22,8	0,04	30,2			
	Püld	59,4	0,12	78,8	115,6	<b>-56,2</b>	<b>-49</b>
	BHT <sub>5</sub>	1694,4	3,29	2247,5	4336	<b>-2641,6</b>	<b>-61</b>
<b>Sauga-Nurme</b>	NH <sub>4</sub> -N	14,2	0,26	15,0			
SJA4736000	NO <sub>3</sub> -N	281,1	5,15	296,8			
1148700_3	Nüld	415,4	7,61	438,6	467	<b>-51,6</b>	<b>-11</b>
	PO4-P	5,2	0,10	5,5			
	Püld	9,1	0,17	9,6	12,5	<b>-3,4</b>	<b>-27</b>
	BHT <sub>5</sub>	287,6	5,27	303,7	545	<b>-257,4</b>	<b>-47</b>
<b>Reiu-Lähkma</b>	NH <sub>4</sub> -N	5,9	0,11	9,7			
SJA8438000	NO <sub>3</sub> -N	123,0	2,24	203,2			
1145400_2	Nüld	262,8	4,80	434,2	561	<b>-298,2</b>	<b>-53</b>
	PO4-P	1,9	0,03	3,1			
	Püld	5,4	0,10	8,9	15,1	<b>-9,7</b>	<b>-64</b>
	BHT <sub>5</sub>	209,7	3,83	346,5	659	<b>-449,3</b>	<b>-68</b>
<b>Pärnu koos Sauga ja Reiu jõega</b>	NH <sub>4</sub> -N	61,6		66,2			
	NO <sub>3</sub> -N	3632		3727,9			
	Nüld	4796,2		4990,8			
	PO4-P	29,9		31,4			
	Püld	73,9		77,9			
	BHT <sub>5</sub>	2191,7		2344,6			
<b>Kokku koormus Läänemerele uuritud jõgedega</b>	NH <sub>4</sub> -N			518,3			
	NO <sub>3</sub> -N			13534,0			
	Nüld			23853,1			
	PO4-P			253,7			
	Püld			609,8			
	BHT <sub>5</sub>			34797,9			

- Koormus seirejaamas. Väga hea seisund Narva jões ≤0,6 mgN/l ja hea seisund ≤0,032 mgP/l

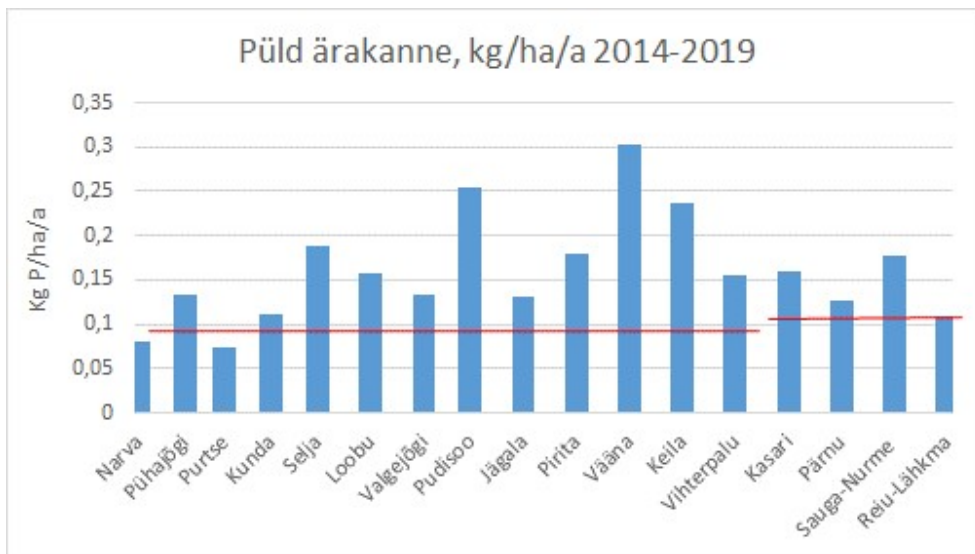
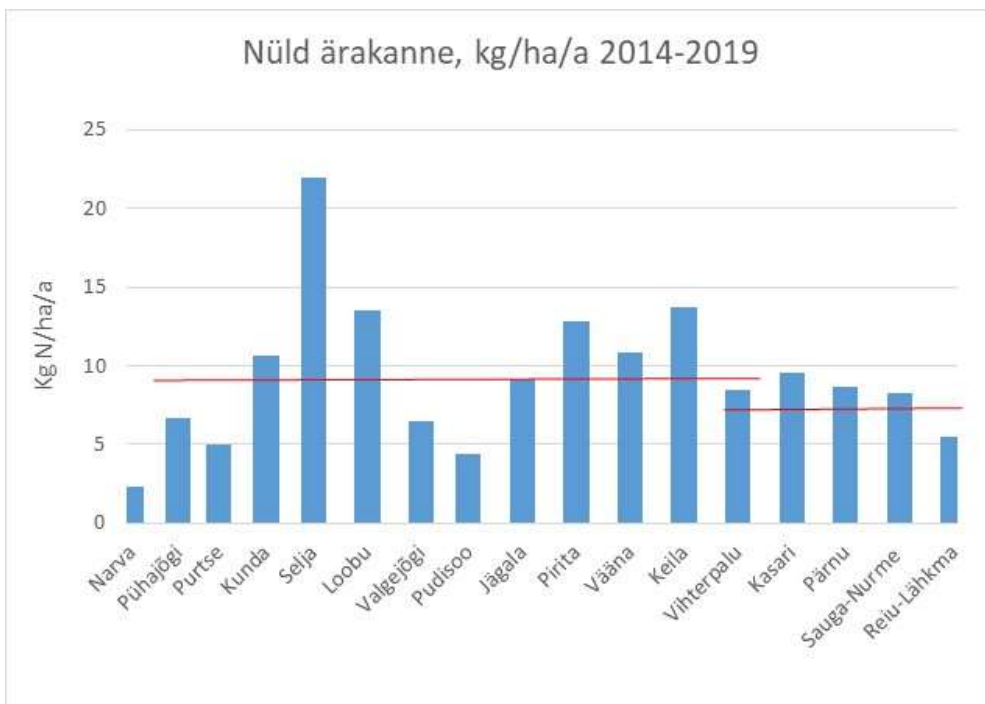
Suurimad lämmastiku pinna ühikkoormused 2014-2019 aasta keskmisena olid Selja (21,3 kg/ha/a), Keila (13,1 kg/ha/a), Loobu (12,8 kg/ha/a), Pirita (12,1 kg/ha/a), Vääna (10,1 kg/ha/a) ja Kunda (10,0 kg/ha/a)

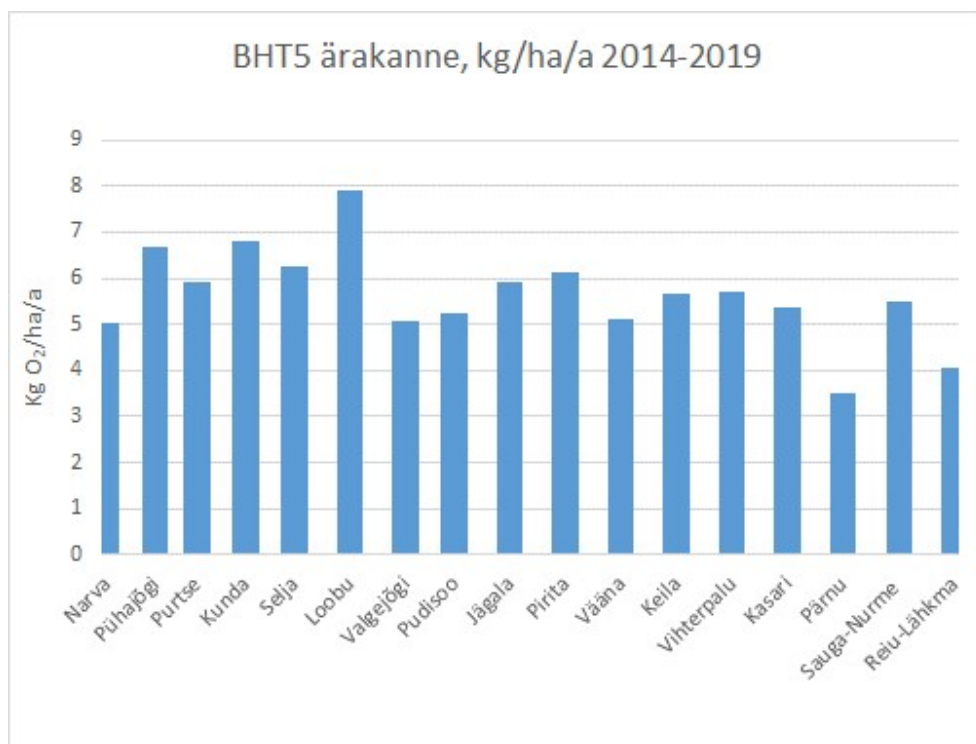
jõe valglas (Joonis 3.4). Suurim suhteline fosforikoormus pärines Vääna (0,29 kgP/ha/a), Pudisoo (0,24 kgP/ha/a) Keila (0,23 kgP/ha/a) ja Pirita (0,17 kg P/ha/a), valglast.

BHT<sub>5</sub> koormus on seirelävendi taguse valgla pinnaühiku kohta suurem Pirita ja Loobu jões, vastavalt 5,9 ja 7,7 kg /ha/a, olles kõrgem ka Kunda jões (6,6 kg/ha/a) ja Pühajões (6,4 kg/ha/a) (Joonis 3.4). Madalaim suhteline koormus täheldati Pärnu jões (3,3 kg /ha/a).

Narva-Narva lävendi N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub> keskmised sisaldused 2014-2019 olid vastavalt 0,58 ja 0,026 mg/l, mis märgib hea seisundi klassi N<sub>üld</sub> alusel ja väga head klassi P<sub>üld</sub> alusel. Seetõttu võib eeldada, et eelkõige Narva jõe fosforikoormust saab edaspidi vähendada üsna vähesel määral. Kui eeldada, et Narva jões püsib väga hea seisund N<sub>üld</sub> alusel ja selle keskmine sisaldus on ≤0,6 mg/l, oleks arvutuslik vooluhulgaga keskmistatud koormus 9538 tonni N. See teeb valgla (56783 km<sup>2</sup>) pinna ühikkoormuseks 168 kg N/km<sup>2</sup>/a. Seega oleks N koormus Eesti-poolsest Narva jõe valglast (17199 km<sup>2</sup>) valgla osakaalu alusel 2889 tonni N. Läänemere tegevuskava raames tehtav HELCOM toitainete lubatavate koormuse esialgne hinnang pakub maksimaalseks Eesti kogukoormuseks Soome lahele koos punktallikate ja atmosfäärse sadenemisega 11330 tonni N ja 225 tonni P (HELCOM, 2020). Arvestades sellest maha Narva jõe arvutusliku koormuse Eesti poolsest valglast (2889 tonni N ja 117,5 tonni P) ning heitvee otselasud (346 tonni N ja 27,4 t P), on maksimaalne lubatav N koormus ülejäänud Eesti poolses Soome lahe valglas (9201 km<sup>2</sup>) 8095 tonni N/a ja 80 tonni P/aastas, mis teeb pinna ühikkoormuseks 8,8 kg N/ha/a ja 0,087 kgP/ha (joonis 3.4, punane joon). Seda taset ületati Soome lahe valglas 2014-2019 aasta seire andmetel enam kui kahekordselt Selja jões, ca 1,5 korda Keila ja Loobu jões ning ligi 1,4 korda Pirita jões. Väiksem oleks ületamine Vääna ja Kunda jões. Arvutuslik vooluhulgaga keskmistatud koormus eeldusel, et P<sub>üld</sub> sisaldus väga hea seisundi indikaatorina on ≤0,032 mg/l, on 509 tonni aastas. 2014-2019 aasta vooluhulgaga keskmistatud lämmastikukoormuse alusel ületatakse seda taset Kunda (1072900\_3), Selja (1074600\_4), Loobu (1077900\_2), Pirita (1089200\_4), Vääna (1094500\_2) ja Keila (1096100\_2) jões. Tegelik fosforikoormus ületaks oluliselt lubatavat taset kõikides uuritud Soome lahte suubuvates jõgedes, v.a. Purtse (joonis 3.4). Seega on fosforikoormuse alandamine HELCOM-I soovitatud tasemeni problemaatiline.

HELCOM (2020) esialgselt määratletud toitainete maksimaalne koormus Liivi lahe Eesti-poolsest valglast on 13099 tonni N ja 185 tonni P, mis teeb keskmiseks pinna ühikkoormuseks Kasari ja Pärnu valglas 7,4 kgN/ha/a ja 0,105 kgP/ha/a (joonis 3.4). Kasari (1107000\_3), Pärnu (1123500\_3), sh ka Sauga (1148700\_3) jõe valglas ületatakse seda lämmastiku pinna ühikkoormuse taset. Liivi lahe valglas on realistlikum saavutada ka eesmärki fosfori osas.





Joonis 3.4. Üldlämmastiku, üldfosfori, ja BHT<sub>5</sub> pinna ühikkoormus uuritud jõgede valglates. Punase joonega märgitud maksimaalne lubatav pinna ühikkoormus Soome (8,8 kg N/ha/a ja 0,087 kgP/ha) ja Liivi (7,4 kgN/ha/a ja 0,105 kgP/ha/a) lahele.

Jõgede toitainete ja BHT<sub>5</sub> koormuse suundumuste analüüsiks perioodil 1993-2019 ja täiendavalt 2009-2019 kasutati Mann-Kendall MK ja PMK testi, kus viimase abil on võimalik kirjeldada suundumusi ainete ärakandes, arvestades äravoolus asetleidnud muutusi.

Kasutatud kuu keskmise vooluhulga, lämmastiku- ning fosforiühendite ja BHT<sub>5</sub> koormuse andmed pärinevad Keskkonnaagentuurist. Tulemused on esitatud tabelis 3.8.

Tabel 3.8. Lämmastiku- ja fosforiühendite ning BHT<sub>5</sub> koormuse suundumused uuritud jõgede veekeemia seirejaamades (MK-stat) ning äravooluga korrigeeritud koormuse trend (PMK) aastatel 1993-2019. Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$  (rasvases kirjas).

Jõgi/seirejaama valgla/ seirejaam/ kogumi kood		1993-2019		1993-2019		2009-2019	
		MK-stat	p-väärtus	PMK	p-väärtus	MK-stat	p-väärtus
Narva	NH <sub>4</sub> -N	-2,32	0,010	-3,07	0,001	-1,09	0,137
56060 km <sup>2</sup>	NO <sub>3</sub> -N	-2,02	0,022	-2,44	0,007	-1,75	0,040
SJA9741000	Nüld	1,78	0,037	1,39	0,082	-2,31	0,010
1062200_4	PO <sub>4</sub>	-3,23	<0,001	-3,95	<0,001	-1,95	0,026
	Püld	-2,66	0,004	-3,90	<0,001	-1,83	0,034
	BHT <sub>5</sub>	0,54	0,296	-0,94	0,173	-0,65	0,258

	Q	1,22	0,111			-1,41	0,079
<b>Pühajõgi</b>	NH4-N	<b>-3,47</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-3,52</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,56	0,287
<b>196 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>-2,33</b>	<b>0,010</b>	<b>-2,33</b>	<b>0,010</b>	0,48	0,316
SJA1934000	Nüld	<b>-3,58</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-3,80</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,16	0,438
1067000_2	PO4	<b>-5,60</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-5,65</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,41</b>	<b>0,008</b>
	Püld	<b>-5,25</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-5,32</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-2,22</b>	<b>0,013</b>
	BHT5	<b>-2,68</b>	<b>0,004</b>	<b>-3,24</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,57	0,286
	Q	-0,77	0,220			-1,03	0,151
<b>Purtse</b>	NH4-N	<b>-3,32</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-3,48</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,35	0,362
<b>810 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	-1,36	0,087	<b>-1,67</b>	<b>0,048</b>	-1,05	0,147
SJA9900000	Nüld	<b>-2,61</b>	<b>0,004</b>	<b>-3,71</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,30	0,097
1068200_2	PO4	-1,63	0,052	-1,57	0,058	<b>-1,68</b>	<b>0,046</b>
	Püld	-1,01	-1,01	-1,01	0,156	-1,14	0,127
	BHT5	<b>-1,77</b>	<b>0,039</b>	<b>-2,35</b>	<b>0,010</b>	-0,29	0,386
	Q	-0,56	0,286			-0,82	0,206
<b>Kunda</b>	NH4-N	-1,48	0,070	<b>-1,81</b>	<b>0,035</b>	-0,67	0,252
<b>528 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>1,98</b>	<b>0,024</b>	<b>2,34</b>	<b>0,010</b>	-0,73	0,233
SJA8841000	Nüld	0,15	0,440	-0,30	0,383	-1,35	0,089
1072900_3	PO4	<b>-1,74</b>	<b>0,041</b>	<b>-2,50</b>	<b>0,006</b>	<b>-1,95</b>	<b>0,025</b>
	Püld	-0,58	0,282	-1,39	0,082	<b>-1,72</b>	<b>0,043</b>
	BHT5	1,34	0,090	1,55	0,060	-0,89	0,185
	Q	0,51	0,305			-1,34	0,089
<b>Selja</b>	NH4-N	<b>-2,99</b>	<b>0,001</b>	<b>-3,37</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,39	0,349
<b>410 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>2,41</b>	<b>0,008</b>	<b>4,08</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,05	0,481
SJA3956000	Nüld	1,53	0,063	<b>3,17</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,14	0,445
1074600_4	PO4	<b>-4,56</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-4,80</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-1,77</b>	<b>0,038</b>
	Püld	<b>-4,01</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-4,40</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,48	0,070
	BHT5	0,39	0,347	0,41	0,342	-0,16	0,437
	Q	0,25	0,401			-0,71	0,238
<b>Loobu</b>	NH4-N	-0,73	0,233	<b>-2,25</b>	<b>0,012</b>	<b>-2,03</b>	<b>0,021</b>
<b>308 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>2,84</b>	<b>0,002</b>	<b>2,84</b>	<b>0,002</b>	-0,16	0,454
SJA5258000	Nüld	<b>2,51</b>	<b>0,006</b>	<b>1,80</b>	<b>0,036</b>	-0,52	0,301
1077900_2	PO4	<b>-1,92</b>	<b>0,027</b>	<b>-3,42</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,10	0,159
	Püld	-0,47	0,317	<b>-2,73</b>	<b>0,003</b>	-0,16	0,436
	BHT5	<b>2,82</b>	<b>0,002</b>	<b>2,08</b>	<b>0,019</b>	-0,46	0,321
	Q	<b>2,10</b>	<b>0,018</b>			-0,85	0,199
<b>Valgejõgi</b>	NH4-N	-1,06	0,146	<b>-2,15</b>	<b>0,016</b>	-1,16	0,123
<b>451,5 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>2,30</b>	<b>0,011</b>	<b>3,26</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,43	0,334
SJA6880000	Nüld	1,35	0,089	1,56	0,059	-0,87	0,192
1079200_2	PO4	<b>-1,86</b>	<b>0,031</b>	<b>-3,88</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,37	0,085
	Püld	-0,22	0,412	<b>-2,01</b>	<b>0,022</b>	-0,16	0,435
	BHT5	<b>2,00</b>	<b>0,023</b>	<b>2,58</b>	<b>0,005</b>	-1,03	0,152
	Q	0,87	0,191			-1,03	0,152
<b>Pudisoo</b>	NH4-N	1,22	0,111	<b>1,75</b>	<b>0,040</b>	-0,24	0,403
<b>132 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	1,32	0,094	<b>2,29</b>	<b>0,011</b>	-0,31	0,377

SJA9316000	Nüld	0,89	0,188	<b>1,75</b>	<b>0,040</b>	-0,42	0,337
1080600_2	PO4	<b>1,67</b>	<b>0,048</b>	<b>3,34</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,14	0,446
	Püld	1,23	0,109	<b>2,45</b>	<b>0,007</b>	0,31	0,376
	BHT5	<b>2,54</b>	<b>0,006</b>	<b>3,72</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,15	0,441
	Q	0,24	0,406			-0,51	0,305
<b>Jägala</b>	NH4-N	1,41	0,080	0,76	0,223	-1,25	0,105
<b>1481,3 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>2,40</b>	<b>0,008</b>	<b>3,10</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,76	0,224
SJA6180000	Nüld	<b>2,15</b>	<b>0,016</b>	<b>2,82</b>	<b>0,002</b>	-0,94	0,174
1083500_4	PO4	0,84	0,200	-0	0,499	<b>-1,86</b>	<b>0,032</b>
	Püld	1,62	0,053	1,12	0,132	-0,83	0,204
	BHT5	<b>2,73</b>	<b>0,003</b>	<b>3,04</b>	<b>0,001</b>	-0,99	0,161
	Q	1,20	0,116			-0,95	0,172
<b>Pirita</b>	NH4-N	-1,70	0,045	<b>-2,82</b>	<b>0,002</b>	<b>-1,70</b>	<b>0,045</b>
<b>794 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	0,52	0,300	0,18	0,428	-0,38	0,350
SJA5140000	Nüld	0,30	0,384	-0,34	0,365	-0,59	0,279
1089200_4	PO4	<b>-1,99</b>	<b>0,024</b>	<b>-3,35</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,13	0,130
	Püld	-1,48	0,070	<b>-3,41</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,87	0,191
	BHT5	1,01	0,157	1,48	0,070	-0,87	0,193
	Q	0,50	0,309			-1,14	0,128
<b>Vääna</b>	NH4-N	<b>-3,95</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-4,31</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,51	0,066
<b>315 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>-2,52</b>	<b>0,006</b>	<b>-3,89</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,38	0,084
SJA7837000	Nüld	<b>-2,23</b>	<b>0,013</b>	<b>-3,93</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,33	0,092
1094500_2	PO4	0,54	0,295	0,351	0,363	-1,17	0,122
	Püld	0,52	0,302	0,31	0,378	-0,76	0,223
	BHT5	-1,47	0,071	<b>-3,42</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-1,77</b>	<b>0,038</b>
	Q	0,44	0,330			-1,02	0,155
<b>Keila</b>	NH4-N	<b>-2,50</b>	<b>0,006</b>	<b>-2,53</b>	<b>0,006</b>	<b>-2,02</b>	<b>0,022</b>
<b>669,3 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	-0,76	0,223	-0,36	0,369	-0,44	0,332
SJA5960000	Nüld	-0,88	0,190	-0,64	0,263	-0,69	0,244
1096100_2	PO4	<b>-2,42</b>	<b>0,007</b>	<b>-3,04</b>	<b>0,001</b>	-1,61	0,054
	Püld	<b>-2,15</b>	<b>0,016</b>	<b>-2,90</b>	<b>0,002</b>	-1,47	0,071
	BHT5	-0,79	0,215	-0,39	0,348	-1,68	0,046
	Q	-0,68	0,247			-0,98	0,164
<b>Vihterpalu</b>	NH4-N	0,22	0,413	0,43	0,334	-0,07	0,473
<b>474 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	1,16	0,124	<b>2,51</b>	<b>0,006</b>	-0,62	0,266
SJA2051000	Nüld	0,61	0,270	<b>2,27</b>	<b>0,011</b>	-1,00	0,158
1101700_2	PO4	<b>2,82</b>	<b>0,002</b>	<b>3,91</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,50	0,308
	Püld	0,74	0,231	<b>2,16</b>	<b>0,015</b>	-0,32	0,376
	BHT5	0,83	0,203	<b>2,50</b>	<b>0,006</b>	-1,15	0,125
	Q	-0,12	0,453			-1,13	0,129
<b>Kasari</b>	NH4-N	0,08	0,468	0,77	0,22	-0,43	0,335
<b>2640 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	0,88	0,191	<b>2,87</b>	<b>0,002</b>	-0,73	0,232
SJA4483000	Nüld	0,23	0,407	<b>2,39</b>	<b>0,009</b>	-1,05	0,147
1107000_3	PO4	-0,73	0,234	-0,49	0,311	-0,38	0,352
	Püld	-1,00	0,159	-1,22	0,112	-0,75	0,226

	BHT5	0,30	0,383	<b>1,96</b>	<b>0,025</b>	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>
	Q	-0,53	0,297			-1,34	0,090
<b>Pärnu</b>	NH4-N	<b>-2,31</b>	<b>0,010</b>	<b>-2,86</b>	<b>0,002</b>	<b>-2,24</b>	<b>0,013</b>
<b>5154 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	<b>2,54</b>	<b>0,006</b>	<b>4,26</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,83	0,205
SJA8483000	Nüld	1,59	0,055	<b>3,77</b>	<b>&lt;0,001</b>	-0,85	0,196
1123500_3	PO4	<b>-1,96</b>	<b>0,025</b>	<b>-3,31</b>	<b>&lt;0,001</b>	-1,54	0,062
	Püld	-1,31	0,095	<b>-2,54</b>	<b>0,006</b>	-1,39	0,083
	BHT5	<b>-1,94</b>	<b>0,026</b>	<b>-3,53</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-1,77</b>	<b>0,039</b>
	Q	-0,08	0,469			-1,61	0,054
<b>Sauga-Nurme</b>	NH4-N	<b>-1,93</b>	<b>0,027</b>	-1,59	0,055	-0,45	0,327
<b>546 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	0,84	0,200	<b>2,73</b>	<b>0,003</b>	0,38	0,350
SJA4736000	Nüld	0,28	0,389	<b>2,17</b>	<b>0,015</b>	-0,12	0,454
1148700_3	<b>PO4</b>	<b>-2,33</b>	<b>0,010</b>	<b>-2,24</b>	<b>0,013</b>	-0,22	0,410
	<b>Püld</b>	<b>-1,83</b>	<b>0,034</b>	-1,59	0,056	-0,22	0,411
	BHT5	-1,48	0,069	-1,00	0,158	-1,24	0,108
	Q	-1,11	0,134			-0,44	0,331
<b>Reiu-Lähkma</b>	NH4-N	<b>-2,18</b>	<b>0,014</b>	<b>-2,90</b>	<b>0,002</b>	<b>-1,66</b>	<b>0,049</b>
<b>548 km<sup>2</sup></b>	NO3-N	0,43	0,334	0,36	0,359	0,21	0,416
SJA8438000	Nüld	0,29	0,385	0,11	0,457	-0,49	0,312
1145400_2	PO4	-1,39	0,083	<b>-2,44</b>	<b>0,007</b>	-1,47	0,070
	Püld	-0,66	0,255	<b>-1,86</b>	<b>0,032</b>	-1,51	0,065
	BHT5	-1,03	0,151	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>	-1,47	0,070
	Q	0,27	0,393			-1,07	0,142

Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$  (rasvases kirjas).

Uuritud 17 jõest oli perioodil 1993-2019 statistiliselt oluline langustrend N<sub>üld</sub> koormuses vaid Purtse, Vääna ja Pühajões. Kuna äravoolus statistiliselt olulist langevat või tõusvat suundumust ei esinenud, saab vähenenud lämmastikukoormust neis jõgedes selgitada vähenenud inimõjuga, mida kinnitavad kõrgemad PMK statistiku väärtused. Kasvav suundumus oli iseloomulik Narva, Loobu ja Jägala jõe. Narva ja Loobu jõe N<sub>üld</sub> koormuse suurenemist selgitab paljuski kasvav, ehkki statistiliselt mitteoluline, suundumus äravoolus. PMK testi tulemusena oli kasvav suundumus lisaks Loobu ja Jägala jõe ka Selja, Pudisoo, Vihterpalu, Kasari, Pärnu ja Sauga jõe Nüld koormuses. Loobu jões on kasvav trend seotud eelkõige suurenenud äravooluga. Ülejäänud jõgedes on koormuse statistiliselt mitteoluline suurenemine seotud aga võimaliku inimõjuga.

P<sub>üld</sub> koormuse statistiliselt oluline vähenemine esines viies jões (Narva, Pühajõgi, Seljajõgi, Keila ja Sauga). Statistiliselt vähemoluline oli langev suundumus ka Purtse, Pirita ja Pärnu jõe fosforikoormuses. PMK testi kohaselt oli langustrend ka Loobu, Valgejõe, Pirita Pärnu ja Reiu jões, mis osutab fosfori inimkoormuse vähenemisele nendes valglates. MK test ei näita ühegi jõe puhul P<sub>üld</sub> ärakande statistiliselt olulist kasvavat suundumust. PMK testi kohaselt oli P<sub>üld</sub> koormus kasvavas trendis perioodil 1993-2019 kahes jões (Pudisoo ja Vihterpalu), viidates võimalikule inimõjule selles kasvus. Nende jõgede aravoolus statistiliselt olulist muutust uuritud perioodil aset ei leidnud.



BHT<sub>5</sub> koormus näitas statistiliselt olulist langustrendi kolmes jões (Pühajõgi, Purtse, Pärnu) ning PMK testi tulemusena lisanduvad neile veel Vääna ja Reiu jõgi. Üheski jões ei ole langustrend tingitud statistiliselt olulisest langevast suundumusest äravoolus. Kasvav BHT<sub>5</sub> koormuse trend oli Loobu, Jägala, Pudisoo ja Valgejões ning PMK testi alusel lisaks ka Vihterpalu ja Kasari jões. Kasvavat suundumust kõigis nimetatud jõgedes, v.a. Loobu, ei põhjusta suurenev äravool, mistõttu on selle põhjuseks inimõju.

### 3.6. SUUNDUMUSED TOITAINETE JA BHT<sub>5</sub> ÄRAKANDES VEGETATSIOONIPERIOODIL (JUUNI-SEPTEMBER) NING TALVEL (DETSEMBER-VEEBRUAR)

Toitainete ärakande suundumuste selgitamiseks aastatel 2009-2019 kasutati MK ja PMK testi. Tulemused on esitatud tabelites 3.9 ja 3.10. Üldlämmastiku koormus on Narva, Purtse, Vääna, Keila, Jägala, Pirita, Vihterpalu ja Kasari jões vegetatsiooniperioodil olnud statistiliselt olulise langeva suundumusega, mida saab eelkõige selgitada statistiliselt olulise langeva trendiga äravoolus kõikides nimetatud jõgedes, v.a. Narva, Pirita ja Purtse jões, kus ka äravooluga korrigeerituna on Nüld ärakanne statistiliselt olulises langustrendis. Seega on langeva suundumuse põhjuseks neis kolmes jões ja eelkõige Purtses, äravoolu vähenemise kõrval ka muud tegurid, sh vähesem inimõju. Alanev suundumus, ehkki statistiliselt vähemoluline, on iseloomulik ka Pärnu jõe lämmastiku ärakandele vegetatsiooniperioodil, mida selgitab statistiliselt oluline äravoolu langustrend. Tõusvat suundumust lämmastiku ärakandes vegetatsiooniperioodil ei täheldatud perioodil 2009-2019 üheski jões.

P<sub>üld</sub> koormus on vegetatsiooniperioodil olnud statistiliselt olulise langeva suundumusega Narva, Pühajõe, Selja, Jägala, Pirita, Keila ja Kasari jões ning PO<sub>4</sub>-P ärakanne Pärnu jões. Selle põhjuseks on eelkõige vähenenud äravool vegetatsiooniperioodil, kuid Pühajões ja Jägala jões on PMK testi alusel (Tabel 3.10) oluliseks põhjuseks ka muud tegurid, sh vähenenud inimõju. Tõusvat suundumust ei esinenud üheski uuritud jões.

Tabel 3.9. Lämmastiku- ja fosforiühendite ning BHT<sub>5</sub> koormuse ja äravoolu suundumused veekeemia seirejaamas vegetatsiooniperioodil 2009-2019 (ühepoolne test, statistiliselt oluline kui p - väärtus <0,05).

Jõgi/seirejaam/ veekogumi kood	2009-2019		Jõgi				
	MK-stat	p-väärtus		MK-stat	p-väärtus		
<b>Narva</b>	NH4-N	<b>-1,94</b>	<b>0,026</b>	<b>Loobu</b>	NH4-N	-0,93	0,176
SJA9741000	NO3-N	<b>-2,43</b>	<b>0,007</b>	SJA5258000	NO3-N	-0,86	0,194
1062200_4	Nüld	<b>-3,04</b>	<b>0,001</b>	1077900_2	Nüld	-1,28	0,101
	PO4-P	<b>-2,38</b>	<b>0,009</b>		PO4	-1,30	0,097
	Püld	<b>-2,63</b>	<b>0,004</b>		Püld	-1,09	0,137
	BHT5	<b>-1,87</b>	<b>0,031</b>		BHT5	-1,58	0,057

	Q	<b>-2,56</b>	<b>0,005</b>		Q	-1,57	0,058
<b>Pühajõgi</b>	NH4-N	-1,20	0,115	<b>Valgejõgi</b>	NH4-N	-0,91	0,182
SJA1934000	NO3-N	-0,35	0,364	SJA6880000	NO3-N	-0,88	0,189
1067000_2	Nüld	-0,99	0,161	1079200_2	Nüld	-1,32	0,094
	PO4-P	<b>-2,21</b>	<b>0,014</b>		PO4-P	-1,43	0,076
	Püld	<b>-1,94</b>	<b>0,026</b>		Püld	-0,89	0,186
	BHT5	-1,27	0,102		BHT5	<b>-1,92</b>	<b>0,028</b>
	Q	-1,44	0,075		Q	-1,53	0,063
<b>Purtse</b>	NH4-N	-0,43	0,333	<b>Pudisoo</b>	NH4-N	-0,22	0,412
SJA9900000	NO3-N	<b>-1,74</b>	<b>0,041</b>	SJA9316000	NO3-N	-0,89	0,187
1068200_2	Nüld	<b>-1,87</b>	<b>0,031</b>	1080600_2	Nüld	-0,95	0,172
	PO4-P	-1,62	0,053		PO4-P	-0,96	0,170
	Püld	-1,45	0,073		Püld	-0,59	0,277
	BHT5	-0,80	0,212		BHT5	-1,05	0,146
	Q	-1,10	0,137		Q	-1,02	0,154
<b>Kunda</b>	NH4-N	-0,64	0,261	<b>Jägala</b>	NH4-N	<b>-1,68</b>	<b>0,046</b>
SJA8841000	NO3-N	-0,99	0,162	SJA6180000	NO3-N	-1,60	0,055
1072900_3	Nüld	-1,49	0,069	1083500_4	Nüld	<b>-1,98</b>	<b>0,024</b>
	PO4-P	-1,48	0,069		PO4-P	<b>-2,73</b>	<b>0,003</b>
	Püld	-1,39	0,082		Püld	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>
	BHT5	-0,68	0,247		BHT5	<b>-2,04</b>	<b>0,021</b>
	Q	-1,36	0,087		Q	<b>-1,68</b>	<b>0,047</b>
<b>Selja</b>	NH4-N	-0,35	0,363	<b>Pirita</b>	NH4-N	-1,59	0,056
SJA3956000	NO3-N	-0,75	0,227	SJA5140000	NO3-N	<b>-1,79</b>	<b>0,037</b>
1074600_4	Nüld	-0,81	0,209	1089200_4	Nüld	<b>-1,97</b>	<b>0,024</b>
	PO4-P	<b>-1,95</b>	<b>0,025</b>		PO4-P	<b>-2,07</b>	<b>0,019</b>
	Püld	<b>-1,77</b>	<b>0,038</b>		Püld	<b>-1,78</b>	<b>0,037</b>
	BHT5	-0,50	0,307		BHT5	-1,47	0,070
	Q	-1,37	0,085		Q	<b>-1,65</b>	<b>0,050</b>
<b>Vääna</b>	NH4-N	-0,52	0,302	<b>Pärnu</b>	NH4-N	<b>-2,40</b>	<b>0,008</b>
SJA7837000	NO3-N	<b>-2,12</b>	<b>0,017</b>	SJA8483000	NO3-N	-1,55	0,060
1094500_2	Nüld	<b>-2,16</b>	<b>0,015</b>	1123500_3	Nüld	-1,43	0,076
	PO4-P	-1,46	0,072		PO4-P	<b>-2,00</b>	<b>0,023</b>
	Püld	-1,08	0,141		Püld	-1,52	0,064
	BHT5	<b>-2,37</b>	<b>0,009</b>		BHT5	<b>-2,33</b>	<b>0,010</b>
	Q	<b>-1,67</b>	<b>0,047</b>		Q	<b>-1,80</b>	<b>0,036</b>
<b>Keila</b>	NH4-N	-1,23	0,110	<b>Sauga-Nurme</b>	NH4-N	-0,34	0,367
SJA5960000	NO3-N	-1,57	0,059	SJA4736000	NO3-N	-0,10	0,462
1096100_2	Nüld	<b>-1,87</b>	<b>0,031</b>	1148700_3	Nüld	-0,71	0,238
	PO4-P	<b>-1,84</b>	<b>0,033</b>		PO4-P	0,09	0,462

	Püld	<b>-1,76</b>	<b>0,040</b>		Püld	0,20	0,419
	BHT5	<b>-2,37</b>	<b>0,009</b>		BHT5	-1,02	0,154
	Q	<b>-1,84</b>	<b>0,033</b>		Q	<b>-1,72</b>	<b>0,042</b>
<b>Vihterpalu</b>	NH4-N	-0,25	0,403	<b>Reiu-Lähkma</b>	NH4-N	<b>-2,24</b>	<b>0,013</b>
SJA2051000	NO3-N	<b>-1,56</b>	<b>0,060</b>	SJA8438000	NO3-N	-0,95	0,172
1101700_2	Nüld	<b>-1,90</b>	<b>0,029</b>	1145400_2	Nüld	-1,49	0,069
	PO4-P	-1,36	0,087		PO4-P	-1,39	0,083
	Püld	-1,27	0,102		Püld	-1,42	0,078
	BHT5	<b>-2,07</b>	<b>0,019</b>		BHT5	-1,40	0,081
	Q	<b>-1,75</b>	<b>0,040</b>		Q	-1,51	0,066
<b>Kasari</b>	NH4-N	-1,20	0,115				
SJA4483000	NO3-N	<b>-2,07</b>	<b>0,019</b>				
1107000_3	Nüld	<b>-2,10</b>	<b>0,018</b>				
	PO4-P	<b>-1,77</b>	<b>0,038</b>				
	Püld	<b>-1,91</b>	<b>0,028</b>				
	BHT5	<b>-2,66</b>	<b>0,004</b>				
		<b>-2,66</b>	<b>0,004</b>				
	Q	<b>-2,09</b>	<b>0,018</b>				

Tabel 3.10. Püld ja Nüld koormuse suundumused veekeemia seirejaamas vegetatsiooniperioodil 2009-2019 PMK testi alusel (ühepoolne test, statistiliselt oluline kui p-väärtus <0,05).

Vegetatsiooni- perioodi koormus		2009-2019		Vegetatsiooni- perioodi koormus		2009-2019	
		PMK- stat	p-väärtus			PMK- stat	p-väärtus
Narva	Püld	-0,66	0,255	Pirita	Püld	-0,72	0,235
SJA9741000	Nüld	<b>-1,86</b>	<b>0,032</b>	SJA5140000	Nüld	<b>-1,71</b>	<b>0,044</b>
1062200_4				1089200_4			
Pühajõgi	Püld	-1,56	0,059	Vääna	Püld	1,37	0,086
SJA1934000	Nüld	0,55	0,292	SJA7837000	Nüld	-1,49	0,068
1067000_2				1094500_2			
Purtse	Püld	-0,98	0,164	Keila	Püld	0,14	0,445
SJA9900000	Nüld	<b>-2,16</b>	<b>0,015</b>	SJA5960000	Nüld	-0,31	0,378
1068200_2				1096100_2			
Kunda	Püld	-0,29	0,384	Vihterpalu	Püld	1,48	0,070
SJA8841000	Nüld	-0,63	0,265	SJA2051000	Nüld	-0,92	0,180
1072900_3				1101700_2			
Selja	Püld	-1,21	0,113	Kasari	Püld	0,29	0,384
SJA3956000	Nüld	1,50	0,067	SJA4483000	Nüld	-0,33	0,372

1074600_4				1107000_3			
Loobu	Püld	0,63	0,265	Pärnu	Püld	0,54	0,295
SJA5258000	Nüld	0,58	0,282	SJA8483000	Nüld	1,16	0,124
1077900_2				1123500_3			
Valgejõgi	Püld	1,56	0,060	Reiu	Püld	-0,24	0,404
SJA6880000	Nüld	1,06	0,145	SJA8438000	Nüld	-0,28	0,388
1079200_2				1145400_2			
Pudisoo	Püld	1,60	0,055	Sauga	Püld	<b>1,67</b>	<b>0,047</b>
SJA9316000	Nüld	0,21	0,417	SJA4736000	Nüld	0,53	0,297
1080600_2				1148700_3			
Jägala	Püld	-1,39	0,082				
SJA6180000	Nüld	-1,48	0,070				
1083500_4							

Talveperioodil (detsember-veebruar) 1993-2019 täheldati Nüld ära- ja kasvatavate suundumust eelkõige detsembris, kus see oli statistiliselt oluline Jägala, Kunda, Loobu, Narva, Pärnu, Pudisoo, Reiu, Sauga, Selja Vihterpalu, Kasari ja Valgejões. Jägala, Loobu ja Valgejões oli kasvav trend ka jaanuaris ning Narva jões nii jaanuaris kui ka veebruaris. N ära- ja kasvatavate suurenemine talvekuudel on kõikides nimetatud jõgedes seotud kasvava suundumusega äravoolus. Talvised suundumused on vastupidised vegetatsiooniperioodiga, kui kõigis jõgedes oli täheldatav lämmastiku sisalduse alanev suundumus alates 1993. aastast (Tabel 3.9). Nüld ära- ja kasvatavate vähenes jaanuaris-veebruaris ainult Pühajões, ehkki langustrend on statistiliselt vähemoluline, kusjuures see ei ole seotud langeva suundumusega äravoolus.

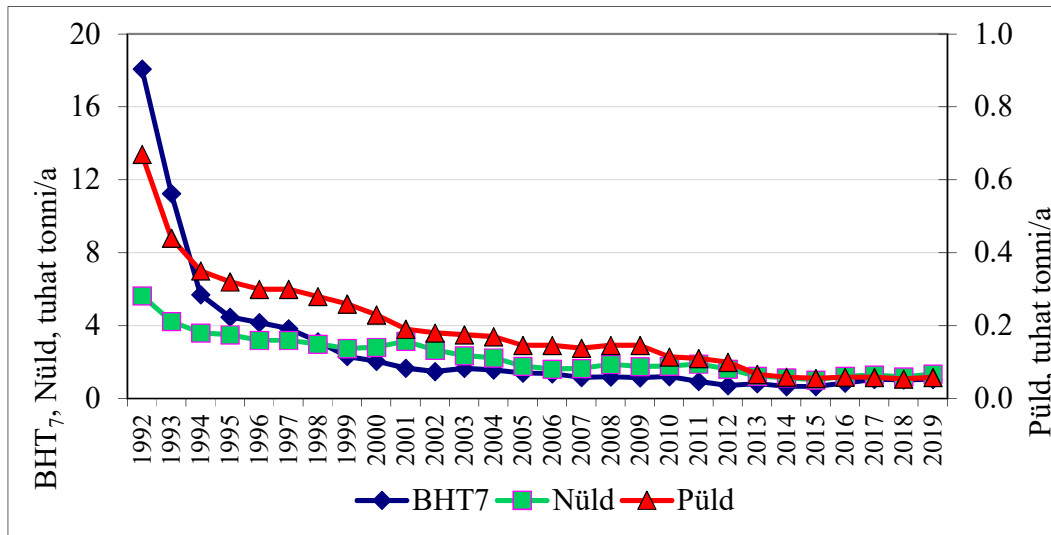
Statistiliselt oluline Püld ära- ja kasvatavate suurenemine detsembris perioodil 1993-2019 leidis aset Vihterpalu, Vääna, Sauga, Reiu, Pudisoo, ja Jägala jões, kusjuures viimases oli kasvav trend ka jaanuaris ja veebruaris. P ära- ja kasvatavate suurenemine talvekuudel on kõikides nimetatud jõgedes seotud kasvava suundumusega äravoolus, v.a. Jägala jões, kus vaid detsembris aset leidnud fosfori ära- ja kasvatavate suurenevate trendi saab selgitada kasvava suundumusega äravoolus. Talvised suundumused on vastupidised vegetatsiooniperioodiga, kui kõigis jõgedes oli täheldatav fosfori sisalduse alanev suundumus alates 1993. aastast, sh mitme jõe osas ka statistiliselt oluline. Püld ära- ja kasvatavate vähenes statistiliselt oluliselt kõikidel kuudel, sh talvel, Selja ja Pühajões ning veebruaris Narva jões. Talvekuudel ei ole languse peamiseks põhjuseks vähenenud äravool.

### 3.7. JÕGEDE KOORMUSALLIKAD

#### Punktallikate koormus

Heitvee BHT<sub>7</sub>, lämmastiku- ja fosforikoormus keskkonda Eestis, sh otselaskmed merre, oli 2019. aastal Keskkonnaagentuuri andmetel vastavalt 1050, 1340 ja 58 tonni. Lämmastiku heitveekoormus on alates

1993. aastast võrrelduna 2019. aastaga vähenenud vastavalt 76,2%, fosforil 91,3% ja BHT<sub>7</sub>-l 94,2% (joonis 3.5). Fosfori ja lämmastiku osas on oluline langus aset leidnud ka viimasel kümnel aastal (vastavalt 60,4% ja 23,4% võrra).



Joonis 3.5. Heitvee BHT<sub>7</sub>, üldlämmastiku ja üldfosfori koormus keskkonda 1993-2019.

Heitvee otselask merre moodustas 2019. aastal 81 439 739 m<sup>3</sup>. Heitveega suunati otse merre 419,4 tonni üldlämmastikku, 30,7 tonni üldfosforit ja 504,7 tonni BHT<sub>7</sub>, mis moodustas heitvee kogukoormusest keskkonda vastavalt 31,3, 52,9 ja 49%.

Heitvee otselask Soome lahe kaguosas oli Keskkonnaagentuuri andmetel 2019. aastal 13 183 983 m<sup>3</sup>, millest 1845 m<sup>3</sup> läks Eru-Käsmu lahe rannikuveekogumisse ja ülejäänud osa Narva-Kunda lahe veekogumisse. 21,8% heitveest moodustas jahutusvesi ning sademe- ja dreanaaživesi, mis ei vajanud puhastust. Heitveega suunati otse merre 92,6 tonni üldlämmastikku, 5,5 tonni üldfosforit ja 163,4 tonni BHT<sub>7</sub>, millest 45 t lämmastikku, 4 t fosforit ja 73 t BHT<sub>7</sub> Eru-Käsmu lahe rannikuveekogumisse.

Heitvee otselask Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuveekogumis oli 2019. aastal 58 879 840 m<sup>3</sup>, millest 9,9% moodustas puhastamist mittevajav sademe- ja dreanaaživesi. Heitveega suunati otse merre 253,3 tonni üldlämmastikku, 21,9 tonni üldfosforit ja 295,6 tonni BHT<sub>7</sub>.

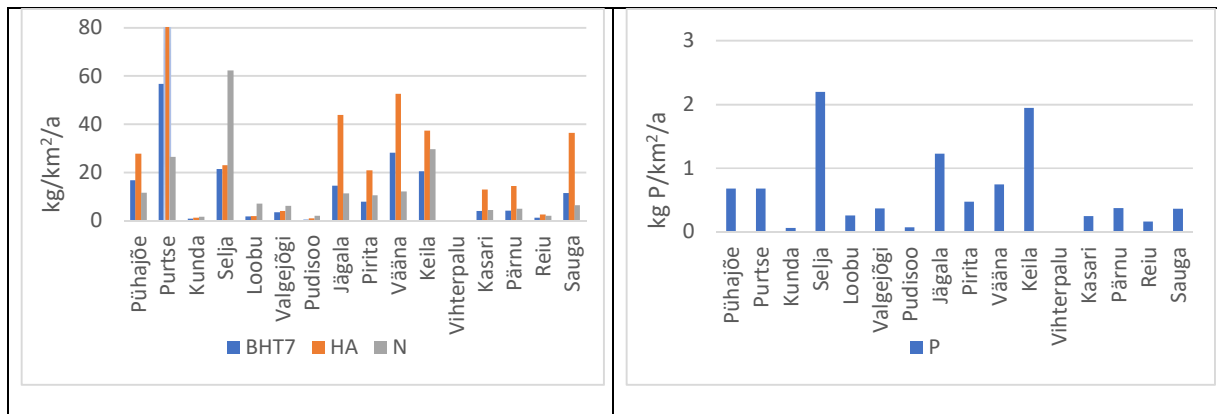
Heitvee otselask Pärnu lahe rannikuveekogumisse oli 2019. aastal 5 261 545 m<sup>3</sup>. Heitveega suunati otse merre 34,8 tonni üldlämmastikku, 1,8 tonni üldfosforit ja 29,4 tonni BHT<sub>7</sub>. Heitvee otselask Haapsalu lahte 2015-2020 aasta keskmisena oli 476,3m<sup>3</sup>, millega suunati merre 0,15 tonni üldfosforit, 5,1 tonni üldlämmastikku ja 2,2 tonni BHT<sub>7</sub>, ja 2,7 tonni heljumit.

Heitvee reostuskoormus uuritud jõgede valglates arvutati Keskkonnaagentuuri andmetele tuginedes 2015-2019 aasta keskmisena (Tabel 3.11; joonis 3.6). Punkreostusallikad panustasid valglate

kogukoormusesse kuni 8,7 % BHT<sub>5</sub> (Purtse), 2,4 ja 2,3 % N<sub>üld</sub> (Selja, Purtsse) ning 8,1 % ja 7,1% P<sub>üld</sub> (Jägala ja Keila) koormusest (Tabel 3.15; joonis 3.6).

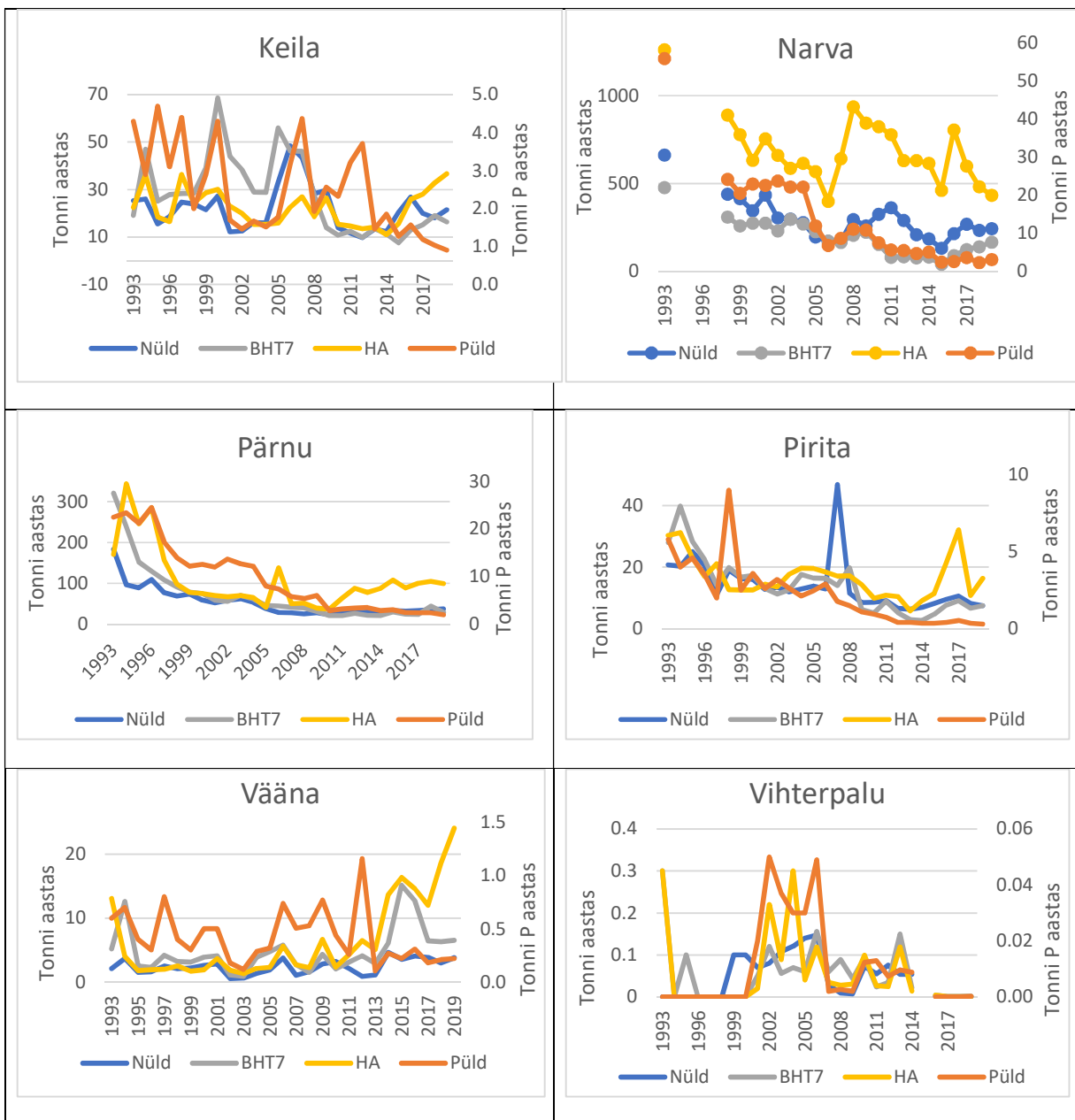
Tabel 3.11. Heitvee keskmine koormus jõgedele 2015-2019 aastal ja valgla pinna ühikkoormus.

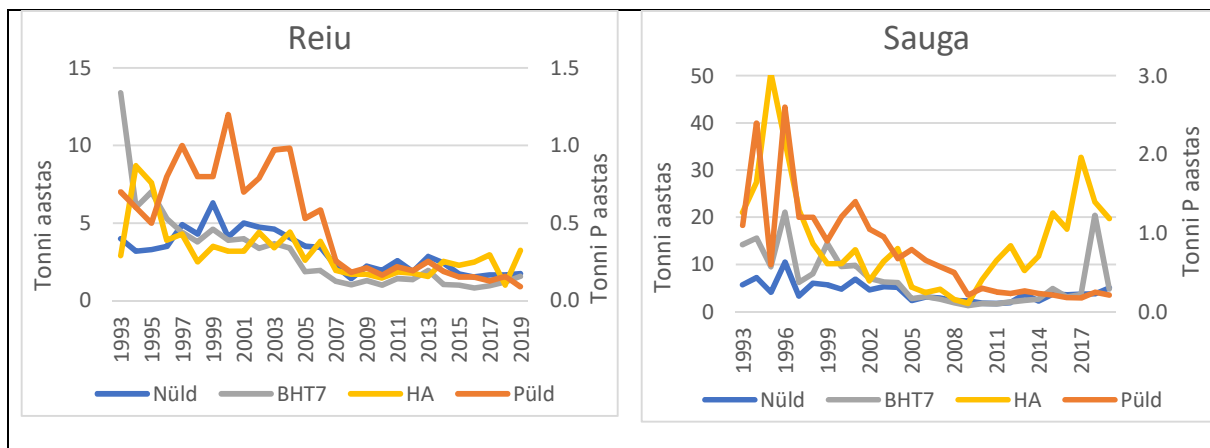
2014-2019 keskmine, t/a	Pühajõe	Purtse	Kunda	Selja	Loobu	Valgejõgi	Pudisoo	Jägala	Pirita	Vääna	Keila	Vihterpalu	Kasari	Pärnu	Reiu	Sauga
BHT <sub>7</sub>	3,7	46,1	0,5	9,0	0,6	1,6	0,05	21,6	6,4	8,9	13,7	0,006	12,8	28,8	1,1	6,6
HA	6,1	130,0	0,6	9,7	0,6	1,8	0,14	65,0	16,9	16,6	25,0	0,004	41,7	98,3	2,4	21,0
Nüld	2,5	21,4	0,9	26,4	2,2	2,8	0,29	16,7	8,5	3,8	19,9	0,012	14,4	34,0	1,8	3,7
Püld	0,1	0,5	0,0	0,9	0,1	0,17	0,01	1,82	0,4	0,2	1,3	0,002	0,8	2,5	0,1	0,2
kg/km <sup>2</sup> /a																
BHT <sub>7</sub>	16,7	56,8	0,9	21,4	1,8	3,6	0,4	14,6	7,9	28,2	20,5	0,012	4,0	4,2	1,2	11,4
HA	27,9	160,3	1,2	23,0	1,8	4,1	1,0	43,9	20,9	52,6	37,4	0,009	13,0	14,4	2,7	36,4
Nüld	11,5	26,4	1,6	62,4	7,1	6,1	2,0	11,2	10,5	12,1	29,7	0,025	4,5	5,0	2,0	6,4
Püld	0,7	0,7	0,06	2,2	0,3	0,4	0,07	1,2	0,5	0,7	1,9	0,004	0,2	0,4	0,2	0,4



Joonis 3.6. Heitvee BHT<sub>7</sub>, HA ja Nüld (vasak) ja Püld (parem) pinna ühikkoormus (kg/km<sup>2</sup>/a) uuritud jõgede valglates.

Heitveekoormused on vähenenud, eelkõige 1990ndatel aastatel, kuid näitavad alates 2010. aastast tõusvat suundumust Keila, Vääna ja Sauga jões N<sub>üld</sub>, BHT<sub>5</sub> ja hõljuvainete osas ning hõljuvainete sisalduses ka Pirita ja Pärnu jões (Joonis 3.7).

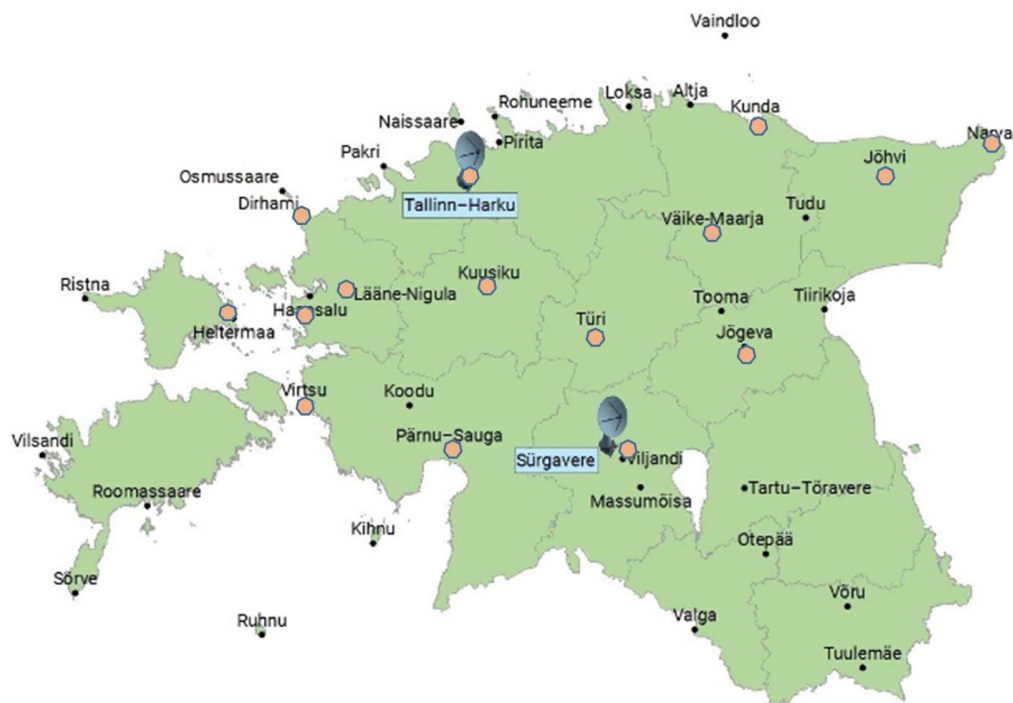




Joonis 3.7. Punktallikate koormus jõgede valgetes 1993-2019.

### Sademed

Kuu sademete summa analüüs Narva, Jõhvi, Kunda, Jõgeva, Väike-Maarja, Tallinn-Harku, Dirhami, Heltermaa, Kuusiku, Lääne-Nigula, Rohuküla, Virtsu, Pärnu, Türi ja Viljandi jaamades (joonis 3.8) 1993-2019 ja 2009-2019. aasta andmetel ei näidanud statistiliselt olulist (ühepoolne test 95% tõenäosusega) tõusvat või langevat suundumust, v.a. langev suundumus Väike-Maarja jaamas perioodil 2009-2019 (Tabel 3.12). Dirhami, Rohuküla ja Viljandi jaamas on sademete andmeid suundumuste analüüsiks ebapiisavalt.



Joonis 3.8. Analüüsiks kasutatud sademete seire jaamad Eestis (märgitud kollasena, aluskaart: Keskkonnaagentuur, 2018)



Tabel 3.12. Suundumused kuu sademete summas sademete seirejaamades.

Sademete seirejaam	1993-2019		2009-2019	
	MK-Stat	p-väärtus	MK-Stat	p-väärtus
Dirhami	-0,87	0,192	-	-
Heltermaa	-0,38	0,353	-1,34	0,090
Jõgeva	0,01	0,496	-1,36	0,087
Jõhvi	-1,09	0,139	-1,25	0,105
Kunda	1,06	0,144	-1,43	0,076
Kuusiku	-1,17	0,121	-0,52	0,303
Lääne-Nigula	0,17	0,432	-0,72	0,235
Narva	-1,07	0,142	-0,81	0,208
Pärnu	-0,11	0,457	0,10	0,460
Rohuküla	-0,80	0,211	-	-
Tallinn-Harku	0,20	0,422	-0,20	0,423
Türi	0,14	0,444	-1,09	0,139
Viljandi	0,10	0,459	-	-
Virtsu	0,06	0,475	-0,76	0,225
Väike-Maarja	0,16	0,437	<b>-1,65</b>	<b>0,049</b>

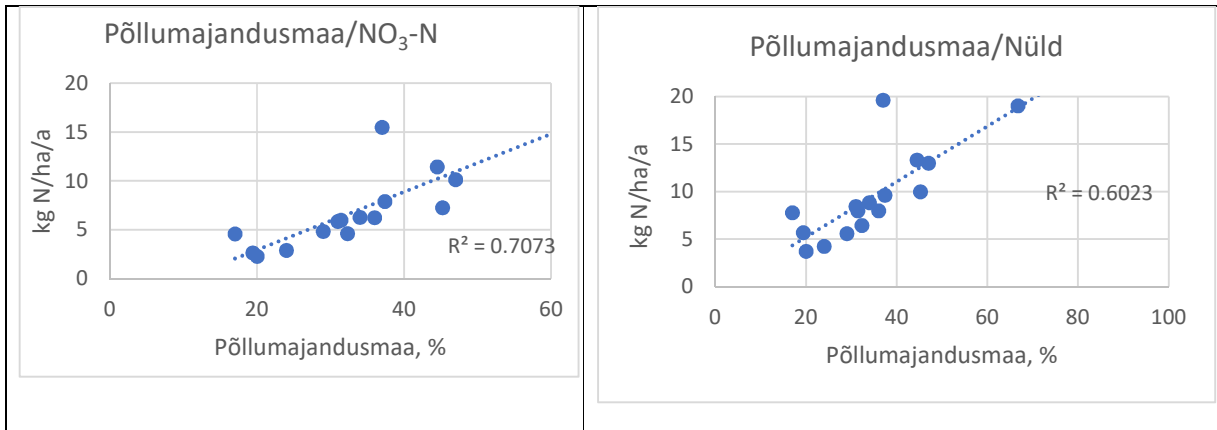
*Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui  $p < 0,05$*

Olulist trendi ei täheldatud ka sademete hulgas erinevatel sesoonidel, välja arvatud langev suundumus Jõhvi seirejaamas juulis perioodil 1993-2019. Sellest tingituna ei esinenud antud perioodil statistiliselt olulist suundumust ka ühegi uuritud jõe äravoolus, v.a. tõusev trend Loobu jõel perioodil 1993-2019, mis avaldus eelkõige perioodi esimesel poolel.

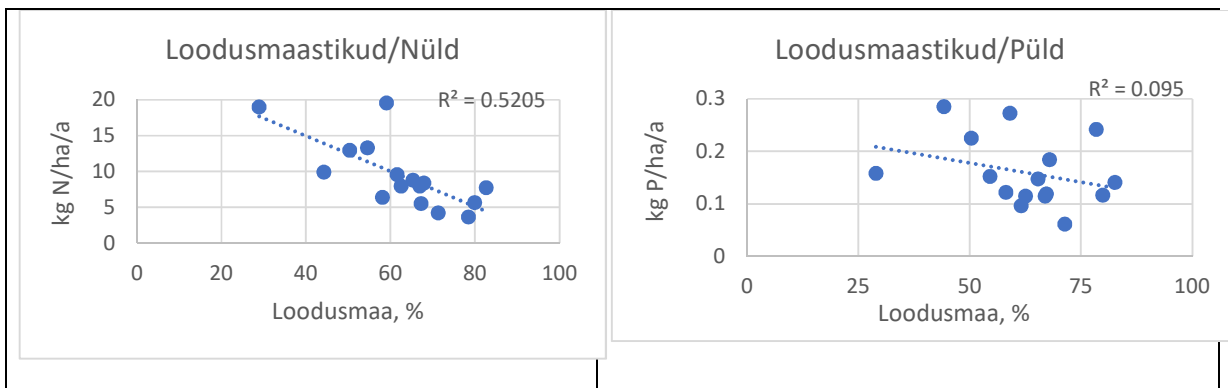
Perioodil 2009-2019 täheldati statistiliselt olulist langevat trendi Heltermaa meteojaamas mais ja augustis, Kunda jaamas juunis, novembris ja detsembris, Narva jaamas oktoobris, Tallinn-Harku jaamas juulis ning Viljandi ja Väike-Maarja jaamades detsembris.

### Maakasutus ja toitainete ärakanne

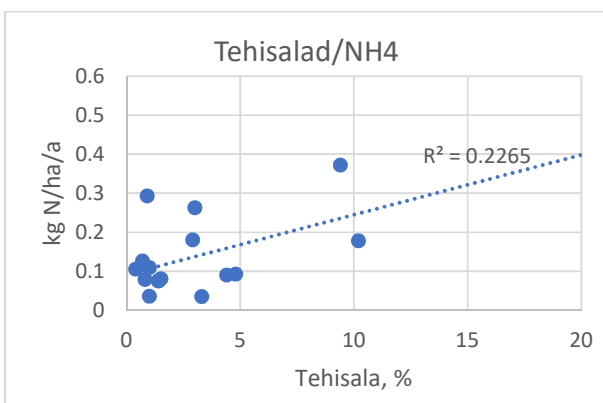
Üld- ja nitraatlämmastiku ärakanne uuritud valglates on heas korrelatsioonis põllumajandusmaa ja loodusmaastike osakaaluga maakattes (joonised 3.9-3.10).  $\text{NH}_4\text{-N}$  koormust mõjutab ka tehisala osakaal valglas (joonis 3.11). Fosfori ärakande ja põllumajandusmaa osakaalu vaheline seos on nõrk ( $R^2 = 0,07$ ).



Joonis 3.9. Põllumajandusmaa osakaal ja lämmastiku äraanne (16 jõge).



Joonis 3.10. Nüld ja Püld äraanne sõltuvalt loodusmaastike (metsamaa ja märgalad) osakaalust valglas (16 jõge)



Joonis 3.11. Põllumajandusmaa osakaal ja NH<sub>4</sub>-N äraanne (16 jõge).

Olulisemate põllukultuuride aluse maa osakaal kogu põllukultuuride alusest maast maakondades, kus paiknevad uuritud jõgede valglad, on toodud tabelis 3.13. Teraviljaalune pind on suhteliselt suurem Lääne-Viru maakonnas, mille piiresse jääb uuritud jõgedest osaliselt või täielikult Kunda, Selja ja Loobu valgla. Tehniliste kultuuride alune pind on suhteliselt suurem Lääne-Viru maakonnas, kus uuritud jõgede valglatest paiknevad Kunda, Selja ja Loobu jõe valglad.

Tabel 3.13. Teravilja, tehniliste kultuuride ja lühiajalise rohumaa osakaal põllukultuuride alusest maast maakonniti 2018. aastal (Andmed: Statistikaamet).

Kultuur / Maakond	Harju	Ida-Viru	Järva	Lääne	Lääne-Viru	Pärnu	Rapla	Viljandi
Teravili	51%	53%	48%	53%	57%	46%	51%	53%
Tehnilised kultuurid	13%	13%	11%	12%	14%	7%	9%	12%
Lühiajaline rohumaa	18%	19%	23%	18%	14%	31%	23%	15%

Loomasõnnikuga antavate toitainete keskmised kogused põllumajandusmaa hektari kohta maakonniti (Tabel 3.14) näitab kõrgemaid lämmastiku- (30,7 kg/ha/a) ja fosfori- (14,6 kg/ha/a) tasemeid Järva maakonnas, kus kasutatava põllumajandusmaa kohta on ka enam veiseid, mõjutades potentsiaalselt toitainete ärakannet ja leostumist Pärnu jõe ülemjooksul. Sigade suhteline arvukus on suurem Viljandi ja Lääne-Viru maakonnas, kus neid on vastavalt 0,93 ja 0,50 ühikut kasutatava põllumajandusmaa hektari kohta (Tabel 3.14). Veiste ja sigade suhteline arvukus ning sõnnikuga antavate toitainete keskmine kogus Ida-Viru maakonnas on teiste maakondadega võrreldes suhteliselt väiksem.

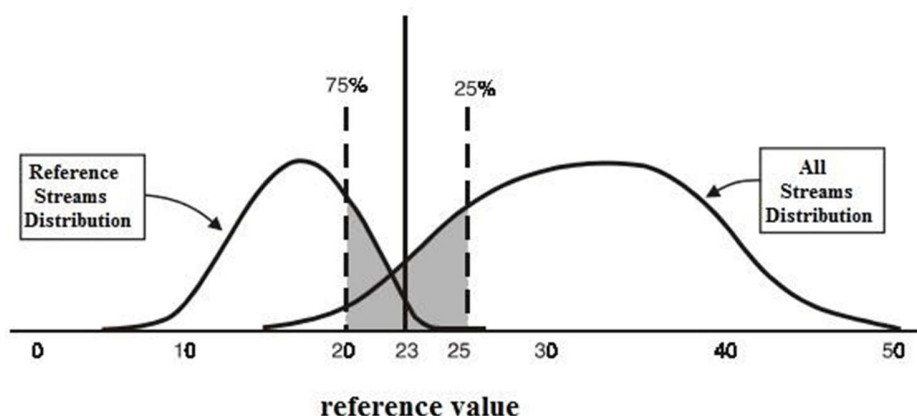
Tabel 3.14. Loomasõnnikuga antav NPK kilogrammides kasutatava põllumajandusmaa hektari kohta aastas (Andmed: Statistikaamet) ning veiste ja sigade arv 2020. aasta juuni seisuga Põllumajandusloomade registri andmetel.

Näitaja / Maakond	Harju	Ida-Viru	Järva	Lääne	Lääne-Viru	Pärnu	Viljandi
Lämmastik (N), kg/ha/a	21.0	15.1	30.7	21.9	22.1	22.6	23.9
Fosfor (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ), kg/ha/a	9.6	6.4	14.6	8.6	10.1	10.1	10.9
Kaalium (K <sub>2</sub> O), kg/ha/a	19.3	15.8	29.6	23.7	21.3	22.9	21.3
Veiste arv, tk	14649	5371	30907	8774	28567	33921	19944
Veised tk/ha kasutatav põllumajandusmaa	0,20	0,18	0,38	0,24	0,26	0,33	0,23
Sigade arv, tk	26691	3910	3996	7472	54638	9153	80216
Sead tk/ha kasutatav põllumajandusmaa	0,37	0,13	0,05	0,20	0,50	0,09	0,93

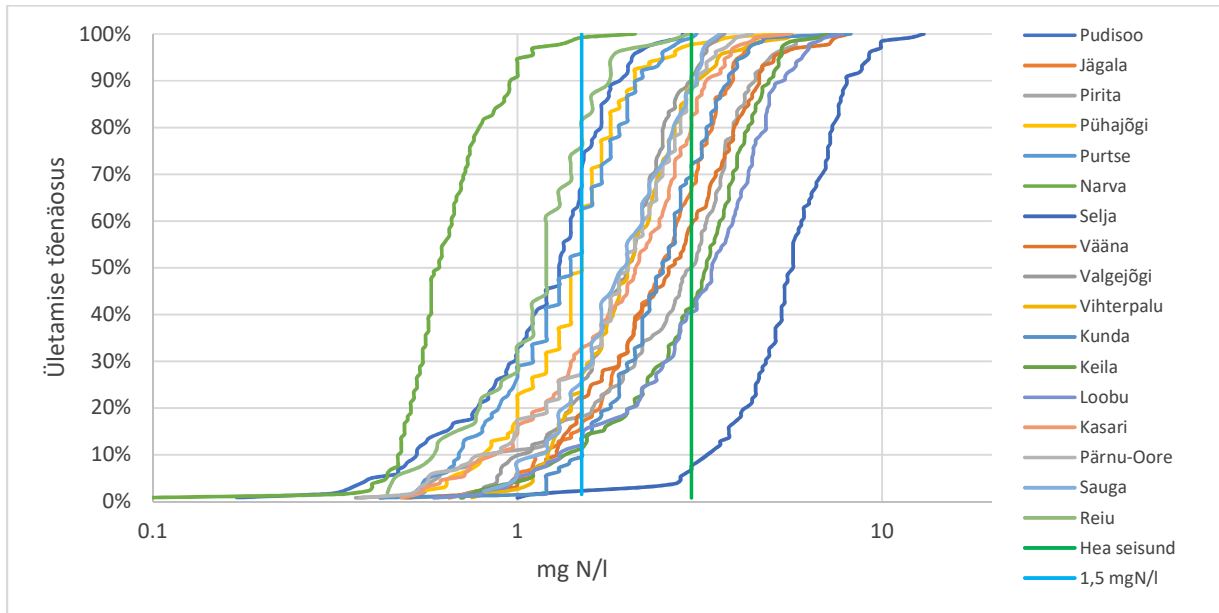
### 3.8. LÄMMASTIKU JA FOSFORI KOORMUSALLIKAD JÕGEDE VALGLATES

Toitainete koormus jõgedele pärineb nii punkt- kui hajullikatest. Tabel 3.15 võtab kokku arvutusliku koormuse uuritud jõgedele loodusmaastikelt, põllumajandusmaalt ja heitveega veekeemia seirepunkti valglas. Tulemusi ei ole võimalik esitada Narva jõe osas, kuna selleks on vajalikud Venemaa seireandmed.

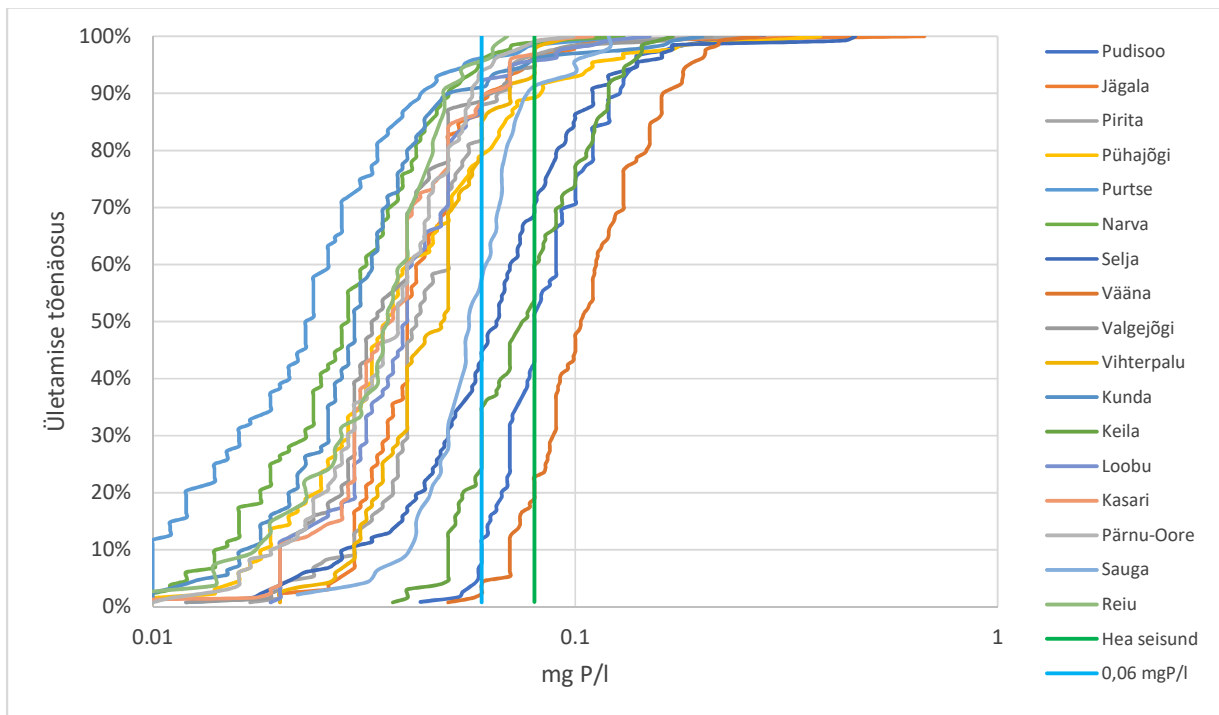
Looduskoormuse arvutamiseks kasutati seireperioodi lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide 0,25 protsentiili. Töö meetoodilise alusena eeldati, et looduslikus seisundis vooluveekogude lämmastiku- ja fosforisisalduse 0,75-protsentiil on võrreldav ülejäänud jõgede kontsentratsioonide 0,25-protsentiiliga (joonis 3.12). Seega eeldati, et jõgede kontsentratsioonide jaotuskõveral 0,25-protsentiilist madalamad sisaldused on iseloomulikud looduslikele vooluveekogudele (joonised 3.13 ja 3.4). Meetoodika võimaldab arvutada loodusliku taustakoormuse väärtused kõikide huvipakkunud jõgede valglates kasutades seireperioodi äravoolumoodulit. Üldistatud looduskoormuse hinnangu tuginedes H Simmi poolt 1975. aastal esitatud jõgede hüdrokeemilistele rajoneerimisele ja regressioonanalüüsile, pakkus nelja Eesti regiooni jaoks välja Kadri Sipp Tallinna Tehnikaülikoolis kaitstud magistritöös (Sipp, 2015).



Joonis 3.12. Looduslikus seisundis ja mittelooslikus seisundis jõgede lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide jaotuskõverad (US EPA, 2000). Vasakul näidatud looduslike jõgede kontsentratsioonide jaotus, paremal kõigi jõgede kontsentratsioonide jaotus. Keskel hallina on näidatud loodusliku taustasisalduse vahemik.



Joonis 3.13. Üldlämmastiku 2009-2019 aasta kontsentratsioonide jaotusköver uuritud jõgedes ning hea (roheline joon) ja väga hea (helesinine joon) klassi piir.



Joonis 3.14. Üldfosfori 2009-2019 aasta kontsentratsioonide jaotusköver uuritud jõgedes ning hea (roheline joon) ja väga hea (helesinine joon) klassi piir.

Looduslike maakattetüüpide N ja P koormus sisaldab metsamaalt ja märgalade koormust. Põllumajandusmaalt pärineva toitainete koormuse arvutamiseks kasutati ärakande pinna ühikväärtusi 20 ja 27 kgN/ha/a ja 0,24 kgP/ha/a (Iital ja Loigu, 2007). Pinna ühikkoormused arvutati CLC maakattetüüpide alusel. Põllumajandusmaa koormus sisaldab ka sellele lisatud looduslikku taustakoormust, mis tuleks sealt ka inimtegevusest.

Heitvee reostuskoormus uuritud jõgede valgates arvutati Keskkonnaagentuuri andmetele tuginedes 2015-2019 aasta keskmisena. Isepuhastuse (*retention*) osakaal arvutati erinevusena jõesüsteemi punkt- ja hajukoormuse ning veeseirejaamas mõõdetud koormuse vahel.

Tabel 3.15. Uuritud jõgede peamised lämmastiku ja fosfori punkt- ja hajukoormuse allikad.

Äravoolumoodul		Seirejaamas mõõdetud koormus				Looduskoormus (0,25 protsentiil)*		Koormus põllumajandusmaalt		Heitvee koormus		Kogukoormus jõeale haju- ja punktallikatest		Isepuhastus		Koormusallikate osakaal kogukoormusest, %					
Jõgi	l/s/km <sup>2</sup>	t/a, 2014-2019 keskmine		Kg/ha/a, 2014-2019 keskmine		t/a		t/a		t/a, 2015-2019 keskmine		t/a, 2014-2019 keskmine		%		Loodus	Põllu- majandus	Heitvesi	Loodus	Põllu- majandus	Heitvesi
		TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN			TP		
Pühajõgi	9,3	119,4	2,4	10,6	0,12	49	1,4	218	2,0	2,5	0,150	270	3,5	56	32	18	81	0,9	40	57	4,3
Purtse	8,6	344,2	5	9,9	0,08	176	2,6	733	5,0	21,4	0,550	930	8,1	63	39	19	79	2,3	32	62	6,8
Kunda	111	508,6	5,1	12,3	0,1	171	2,6	623	4,8	0,9	0,032	795	7,5	36	32	22	78	0,1	35	64	0,4
Selja	9,5	780,8	6,5	17,7	0,16	145	2,5	924	9,1	26,4	0,929	1096	12,5	29	48	13	84	2,4	20	73	7,4
Loobu	7,6	410,9	4,7	11,5	0,1	78	1,3	341	2,6	2,2	0,079	421	4,0	2	-17	19	81	0,5	33	65	2,0
Valgejõgi	8,8	252,4	5,4	10,1	0,1	113	2,3	415	3,3	2,8	0,166	530	5,8	52	8	21	78	0,5	40	57	2,9
Pudisoo	8,1	49,1	3,2	8,6	0,23	42	2,7	87	1,3	0,3	0,010	129	4,0	62	19	33	67	0,2	68	33	0,3
Jägala	8,2	1186	17,1	10,8	0,11	384	8,1	1490	12,4	16,7	1,817	1891	22,3	37	23	20	79	0,9	36	56	8,1
Pirita	9,5	969,6	13,5	12	0,12	250	5,3	888	8,0	8,5	0,383	1146	13,7	15	1	22	77	0,7	39	58	2,8
Vääna	9,6	314,5	9	13,5	0,2	143	4,4	401	5,2	3,8	0,235	548	9,9	43	9	26	73	0,7	44	53	2,4
Keila	10,6	870,9	15,1	14,4	0,18	316	7,2	909	9,8	19,9	1,303	1244	18,4	30	18	25	73	1,6	39	53	7,1
Vihterpalu	9,7	369,2	6,7	7,7	0,11	205	4,2	203	1,8	0,01	0,002	409	6,0	10	-12	50	50	0,002	70	30	0,03
Kasari	10,0	2332,5	39	9,7	0,1	747	16,6	2180	18,4	14,4	0,782	2941	35,8	21	-9	25	74	0,5	46	51	2,2
Pärnu	10,0	3806,5	55,7	9,5	0,11	1172	31,3	4370	38,0	34,0	2,535	5576	71,8	32	22	21	78	0,6	44	53	3,5
Sauga	11,0	461,3	10,1	9,1	0,16	157	6,5	409	4,8	3,7	0,210	569	11,5	19	12	28	72	0,7	57	42	1,8
Reiu	12,9	311,7	6,4	6,7	0,12	150	5,4	249	2,5	1,8	0,144	401	8,0	22	20	37	62	0,4	68	31	1,8

- Pudisoo ja Vihterpalu looduskoormuse arvutamisel on kasutatud kontsentratsioonide 0,75 protsentiili

Uuritud jõgede veekeemia seirejaamadesse arvatud valga keskmine looduskoormus on 4,9 kg N/ha/a ja 0,13 kg P/ha/a ning kogukoormus jõeale haju- ja punktallikatest 13,3 kg N/ha/a ja 0,18 kg P/ha/a. Seega moodustab inimtekkeline koormus keskmiselt 8,4 kg N/ha/a ja 0,05 kg P/ha/a.

Keskmise loodus- ja kogukoormuse arvutused ei sisalda Selja jõge, kus loodusliku taustakoormuse hindamine on meetoodiliselt keeruline selle kõrge lämmastikusisalduse tõttu jõelähteks olevates Pandivere põhjanõlva allikates. Selja jões (SJA3956000; 1074600\_4) on lämmastikusisaldused tunduvalt kõrgemad võrreldes teiste uuritud jõgedega (Joonis 3.13). Sellest tingituna on ka arvustuslik loodusliku lämmastikusisalduse taset iseloomustav 0,25 protsentiil kõrgem kui teistes jõgedes. Selja jõe lisajõgi Sõmeru on valdavalt põhjaveelise toitumusega (Järvekülg, 2001) ning põhjavesi on seetõttu oluline jõe lämmastikukoormuse allikas. Eesti Geoloogiateenistuse seire andmetel (Pärn et al., 2020) oli 2019-2020. aastal jõe ülemjooksu allikate (Mõdriku hiieallikas, Rägavere allikas, Vetiku-Sõeoru allikad) üldlämmastiku keskmine sisaldus vastavalt 9,65, 11,52 ja 12 mgN/l. Põhjaveekogumite mõju nii Sõmeru kui ka Selja jõe veekvaliteedile on tinginud ka Selja jõe suhteliselt kõrge  $N_{\text{üld}}$  kontsentratsioonide 0,25 protsentiili (4,0 mgN/l), mida kasutati lämmastiku loodusliku taustakoormuse arvutamiseks. Sellest tingituna on hinnanguline looduslik taustakoormus Selja jões niivõrd kõrge kui 12 kgN/ha/a. Samas tuleb silmas pidada, et Pandivere põhjanõlva põhjaveekogumite veekvaliteet on inimtegevusest ulatuslikult mõjutatud, mistõttu see klassifitseerida põhjaveest mõjutatud ökosüsteemiks.

Läänemere suubuvate Eesti seiratud jõgede lämmastiku kogukoormusest moodustab arvustuslik looduskoormus 25% (varieerudes 13% Selja jões 50 protsendini Vihterpalu jões). Põllumajanduslik koormus moodustab keskmiselt 74% (50 % Vihterpalu ja 84% Selja jões) ja heitvee koormus 0,8% (0,002% Vihterpalus ja 2,4% Selja jões). Fosfori kogukoormusest moodustab valglate keskmine looduskoormus 44% varieerudes 20% Selja ja 70% Vihterpalu jões: põllumajanduslik koormus moodustab keskmiselt 52% (30% Vihterpalu ja 73% Selja jões) ja heitvee koormus 3,4% (0,03% Vihterpalu ja 8,1% Jägala jões).

Narva-Kunda lahe rannikuveekogumisse (EE\_1) suubuvate jõgedele (Pühajõgi, Purtse, Kunda, Selja) on iseloomulik mõnevõrra madalam lämmastiku ja fosfori looduskoormuse osakaal kogukoormusest (keskmisena vastavalt 18% ja 32%) ja kõrgem põllumajandusliku koormuse (vastavalt 81 ja 64%) ning heitveekoormuse (1,4 % P ja 4,7% N) osakaal. Muuga-Tallinna lahe rannikuveekogumisse (EE\_5) suubuvate Jägala ja Pirita lämmastiku ning fosfori loodus- ja põllumajanduskoormuse osakaalud kogukoormusest on üsna sarnased, kuid heitveega jökke lisanduva fosforikoormuse osakaal on Jägala jõe valgla enam kui kolm korda suurem kui Pirita jões.

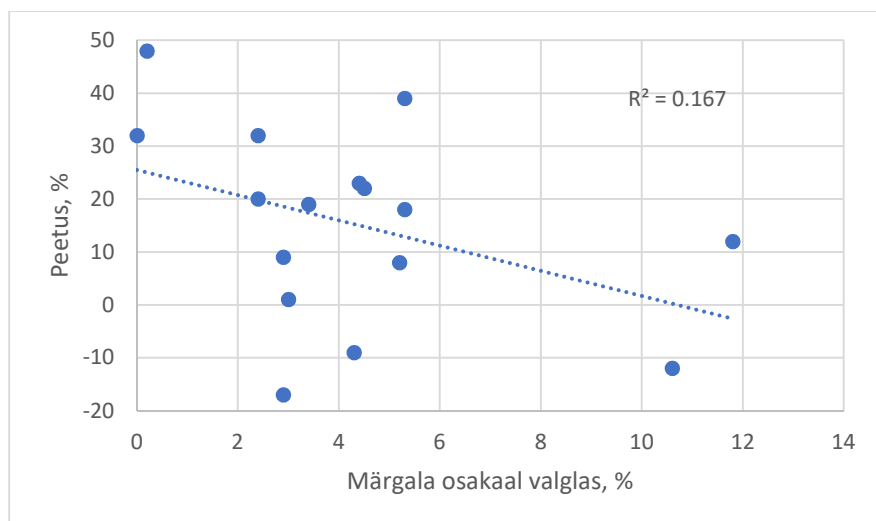
Pärnu lahe rannikuveekogumisse (EE\_13) suubuvate Pärnu, Sauga ja Reiu jõgedes on fosfori looduskoormuse osakaal kogukoormusest võrreldes muude uuritud jõgedega üsna kõrge, keskmiselt 56%. Punktallikate P koormuse osakaal kogukoormusest on suurem Jägala (8,1%), Selja (7,4%), Keila (7,1%) ja Purtse (6,8%) jões.

Arvatud haju- ja punktreostuse osakaalu erinevus seirejaamas mõõdetud koormusest iseloomustab toitainete peetust (*retention*) valgla, mis varieerub lämmastiku osas 2-62 protsendini vastavalt Loobu



ja Purtse jões ja fosforil -17% Loobu kuni 48 protsendini Selja jões. Keskmine peetus uuritud jõgedes on 33% lämmastikku ja 15% fosforit.

Toitainete peetus ei korreleeru valgla suurusega ega ka maakattetüüpide osakaaluga valgla. Mõningane seos on vaid fosfori peetuse ja märgala osakaalu vahel valgla (Joonis 3.15).



Joonis 3.15. Märgalade osakaal valgla ja fosfori peetus uuritud jõgedes.

Talveperioodi (detsember-veebruar) üldlämmastiku koormus moodustas 2014-2019 a. püsiseirejaama kogukoormusest 28-45% ning ja üldfosfori koormus 25-46% (Tabel 3.16).

Tabel 3.16. Talveperioodi (detsember-veebruar) Nüld ja Püld keskmine koormus püsiseirejaamades 2014-2019 a. ning selle osakaal aasta koormusest.

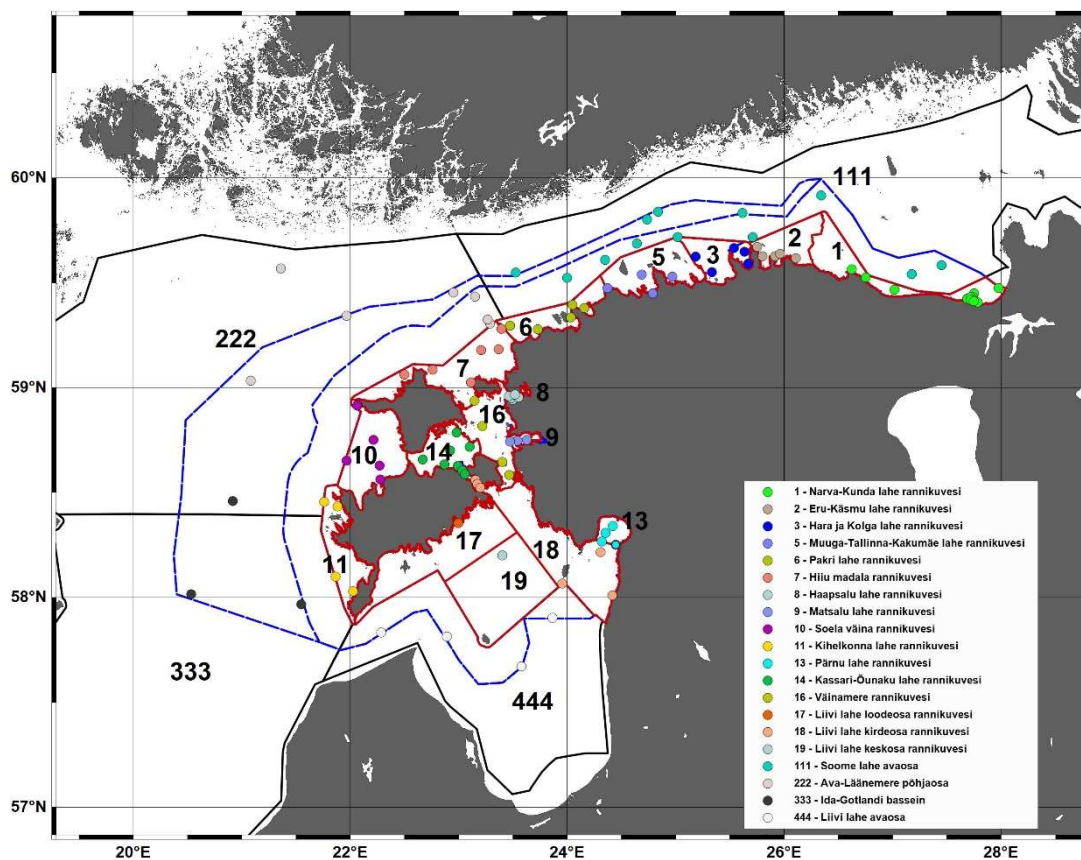
Jõgi	Nüld talvel	Püld talvel	Osakaal jõe koormusest püsiseirejaamas, %	
	t/a, 2014-2019 keskmine		Nüld	Püld
Pühajõgi	32,9	0,6	27,6	25,0
Purtse	105,1	1,3	30,5	26,0
Kunda	165,1	1,5	32,5	29,4
Selja	281,2	2,3	36,0	35,4
Loobu	150,9	1,7	36,7	36,2
Valgejõgi	89,7	2	35,5	37,0
Pudisoo	17,8	1,1	36,3	34,4
Jägala	482,8	7	40,7	40,9
Pirita	405,8	6,2	41,8	45,9
Vääna	132	3,2	42,0	35,6
Keila	332,7	5,6	38,2	37,1
Vihterpalu	164,7	2,4	44,6	35,8
Kasari	998,3	17,3	42,8	44,4
Pärnu	1524,2	20,2	40,0	36,3

Talvise ärakande suhteline osakaal kogu aasta koormusest kasvab nii lämmastikul kui fosforil läänepoolsetes valglates (Tabel 3.16), iseloomustades olukorda, kus lämmastikusisaldust ja ärakannet Soome lahe jõgedel mõjutab nende allikaline toitumine ning talvine koormus on sellest tingituna suhteliselt madalam. Fosfori talveperioodi koormus on teiste jõgedega võrreldes madalam Püha-, Purtse ja Kunda jões. Heitvee fosforikoormus Kunda jõe valglas moodustab aasta keskmisena vaid 0,4%, mis mõjutab talveperioodi fosforikoormust vaid vähesel määral. Purtse ja Pühajões on heitvee fosforikoormuse osakaal suhteliselt kõrge (6,6 ja 4,4% kogukoormusest valglas), mis jaguneb aga ühtlaselt kõigi sesoonide vahel ning ei mõjuta oluliselt talvist ärakannet.

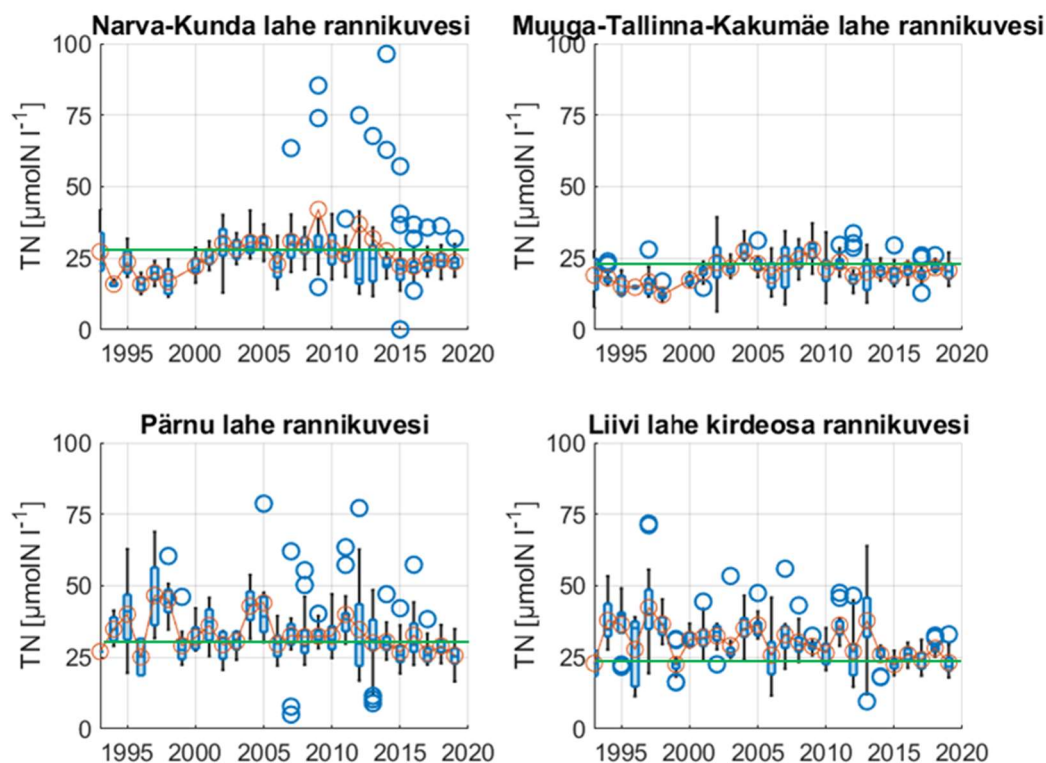
## 4. TOITAINETE SISALDUSE MUUTUSED EESTI MEREALAL

Autorid: Stella-Theresa Stoicescu, Urmas Lips

Käesolevas alapeatükis toodud tulemused vastavad tehnilise ülesande punktidele 4 ja 5. Eesmärgiks oli analüüsida seniste seire- ja uuringuandmete põhjal toitainete sisaldusi erinevates merepiirkondades ning selgitada muutuste amplituud erinevates mereosades nii sesoonselt kui sisalduste pikaajalise trendina. Ülesande täitmiseks analüüsiti toitainete sisalduste pikaajalisi ja sesooneid muutusi rannikumere veekogumites ja avameres – rannikumere veekogumid ja avamere hinnangualad on toodud joonisel 4.1. Pikaajaliste muutuste iseloomustamiseks on arvatud toitainete sisalduse aasta keskmised väärtused Eestis kasutusel olevate või välja pakutud meetodikate alusel. Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid leiti igal aastal suveperioodi (juuni kuni september) keskmistena (vastavalt keskkonnaministri määrusele nr 19) ja anorgaaniliste ühendite kontsentratsioonid talviste (detsember kuni veebruar) keskmistena (vastavalt HELCOMi tuumindikaatorite meetodikale). HELCOM tuumindikaatorite läviväärtustega võrdlemiseks arutati avamere aladel lisaks suvekuude keskmistele ka aasta keskmised üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldused. Sesonset käiku iseloomustatakse kuude keskmiste ja statistiliste parameetrite alusel (aritmeetiline keskmine, standardhälve, mediaan keskmine, 25% ja 75% protsentiilid). Pikaajalised trendid on leitud lineaarsete trendidena kas kogu seireperioodi (alates aastast 1993) või viimase kümne aasta kohta (2010-2019).



Joonis 4.1. Eesti mereala veekogumid ja töös kasutatud seirejaamade asukohad.



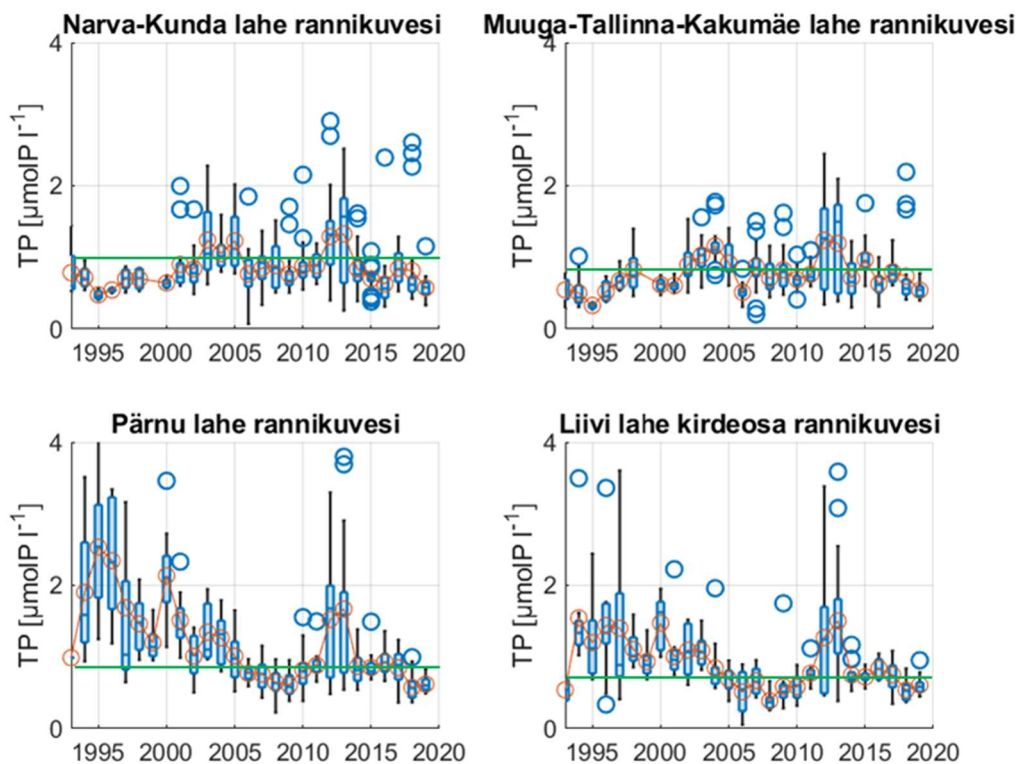
Joonis 4.2. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldlämmastiku sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel.

Pikaajalisi muutusi Eesti rannikumere toitainete sisalduses on võimalik välja tuua ainult nende veekogumite kohta, kus on pikaajaliselt ja iga-aastaselt teostatud seiret. Need veekogumid on Narva-Kunda lahe rannikuvesi (EE\_1), Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi (EE\_5), Pärnu lahe rannikuvesi (EE\_13) ja Liivi lahe kirdeosa rannikuvesi (EE\_18). Viimane veekogum moodustati alles 2020. aastal, kuid kuna seal asuvad rannikumere pikaajalise seire jaamad K2 ja K21, saab ka selle kohta pikaajalisi muutusi iseloomustada. Joonistel 4.2-4.5 on esitatud pikaajalised muutused üldlämmastiku ja üldfosfori (juuni-september) ning nitritite-nitraatide ja fosfaatide (detsember-veebruar) sisaldustes nimetatud veekogumites aastatel 1993-2019.

Narva-Kunda ja Muuga-Tallinna-Kakumäe rannikumere üldlämmastiku sisalduse pikaajaline muutlikkus on sarnane (joonis 4.2) – alates 1993. aastast kuni aastateni 2004-2009 on keskmised kontsentratsioonid kasvanud, sealt edasi aastani 2019 pigem vähenenud. Samas on nimetatud pikaajalise trendi taustal väga suur aastatevaheline varieerumine ning eriti Narva lahes esineb tihti

ansamblist välja jäävaid suuri kontsentratsioone, mis ilmselt on seotud Narva jõe sissevoolu mõjudega. Pärnu lahe ja Liivi lahe kirdeosa lämmastikusisalduse pikaajalist muutust iseloomustab aeglane langev trend väga suure muutlikkuse taustal (nii aastate vahel kui aasta sees).

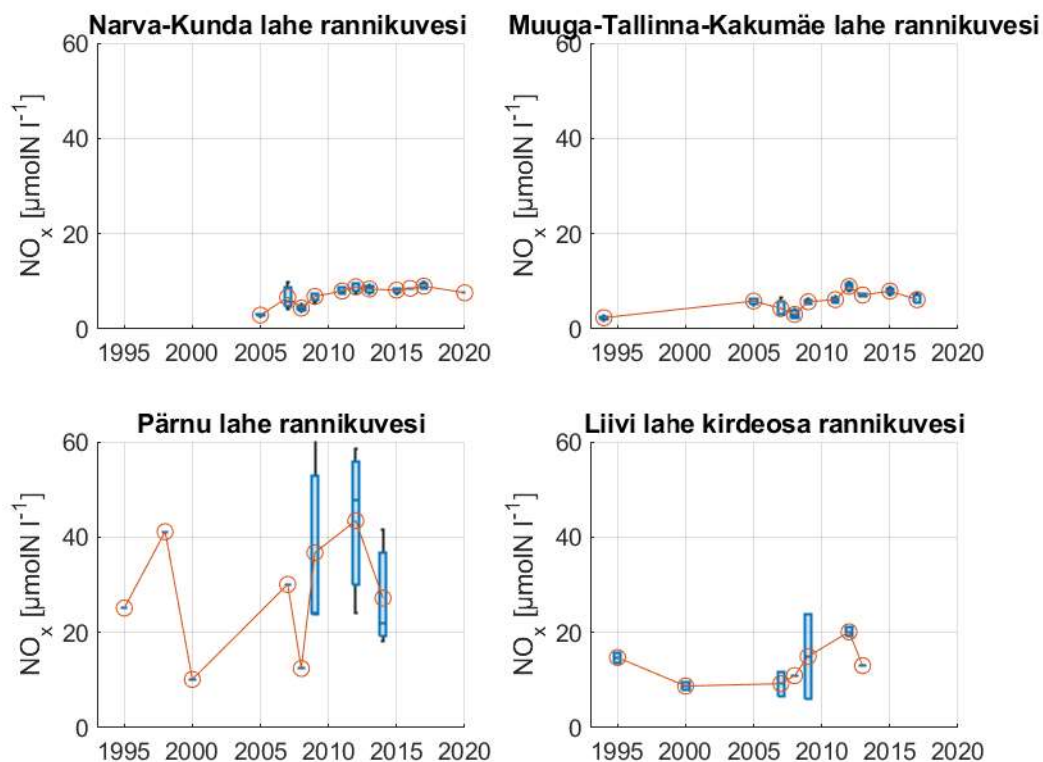
Pikaajalised trendid üldlämmastiku sisalduses nelja vaadeldava rannikuvee kogumi pinnakihis on negatiivsed ja statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ) Pärnu lahe, Liivi lahe kireosa ja Narva-Kunda lahe veekogumi jaoks nii alates aastast 1993 kui viimase kümne aasta kohta. Maksimalne kontsentratsioonide langus on toimunud Pärnu lahes – aastatel 2010 kuni 2019 on üldlämmastiku sisaldus langenud keskmiselt  $1,07 \mu\text{mol/l}$  aastas. Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe üldlämmastiku sisaldus on tõusnud võrreldes 1990-ndate esimese poolega, aga viimastel aastatel pigem langenud, kuigi trend ei ole statistiliselt oluline.



Joonis 4.3. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldfosfori sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel.

Üldfosfori sisalduse dünaamikas on sarnaseid jooni Narva-Kunda ja Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumite vahel ning Pärnu lahe ja Liivi lahe kirdeosa veekogumite vahel (joonis 4.3). Soome lahe rannikumeres on täheldatavad kaks üldfosfori sisalduse maksimumperioodi – aastatel 2003-2005 ja

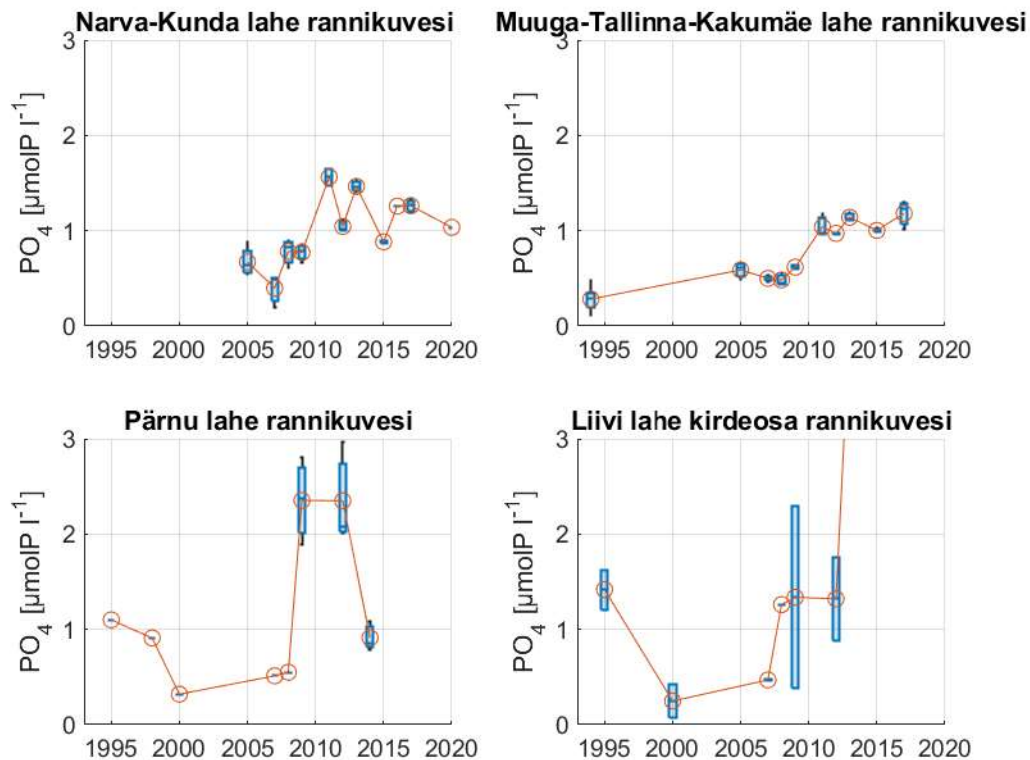
2012-2013. Ka Pärnu lahes ja Liivi lahe kirdeosas on need ajaliselt lokaliseeritud maksimumid märgatavad, kuid selgelt on näha ka pikaajaline langev trend fosfori sisaldustes. Kuna aastate 2012-2013 suuri üldfosfori sisaldusi mere pinnakihis, mis esinesid nii rannikumeres kui avamere basseinides, ei ole kuidagi võimalik seletada (ja sellisel kujul puuduvad teiste riikide andmetes), siis on trendide kvantitatiivsel hindamisel nende aastate tulemused välja jäetud. Üldfosfori sisaldus suvekuudel on langenud neljast vaadeldud veekogumist kahe pinnakihis alates aastast 1993 (Pärnu lahes ja Liivi lahe kirdeosas) ning veidi tõusnud Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvees. Kui hinnata trendi viimase kümne aasta kohta, siis on kõikides rannikuvee kogumites üldfosfori sisaldus suvekuudel langenud – trend on statistiliselt oluline Narva-Kunda lahes, Pärnu lahes ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumis (tabel 4.1).



Joonis 4.4. Pikaajalised muutused (1993-2019, Pärnu ja Liivi lahes viimase viie aasta talvised andmed puuduvad) nitritite-nitraatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori pikaajalised muutused ei ole rannikumeres piisava usaldusväärsusega jälgitavad, kuna talvise seire andmeid ei ole saadaval püsiseirega kaetud aladelt iga aasta kohta ja talvised andmed puuduvad üldse teistelt ülevaateseire aladelt. Joonistel 4.4-4.5 toodud graafikutelt on võimalik teha järgmised kvalitatiivsed järeldused. Nitritite-nitraatide kontsentratsioonid on talvekuudel Narva-Kunda lahes ja Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumis

suhteliselt väikse muutlikkusega. Pikaajaliselt on trend kasvav (trend on statistiliselt oluline, vt tabel 4.1), kuid viimase 10 aasta jooksul ei ole võimalik usaldusväärset trendi tuvastada. Pärnu lahes ja Liivi lahe kirdeosas on andmeid liiga vähe, et järeldusi teha, sest aastatevaheline muutlikkus on väga suur. Keskmiselt on Pärnu lahes kontsentratsioonid ligikaudu kaks korda kõrgemad kui Liivi lahe kirdeosas, mida arvatavasti võib siduda Pärnu jõe sissevoolu mõjuga, kuna talvel ei kasutata jõest tulemaid anorgaanilistesse ühenditesse seotud toitaineid ära.



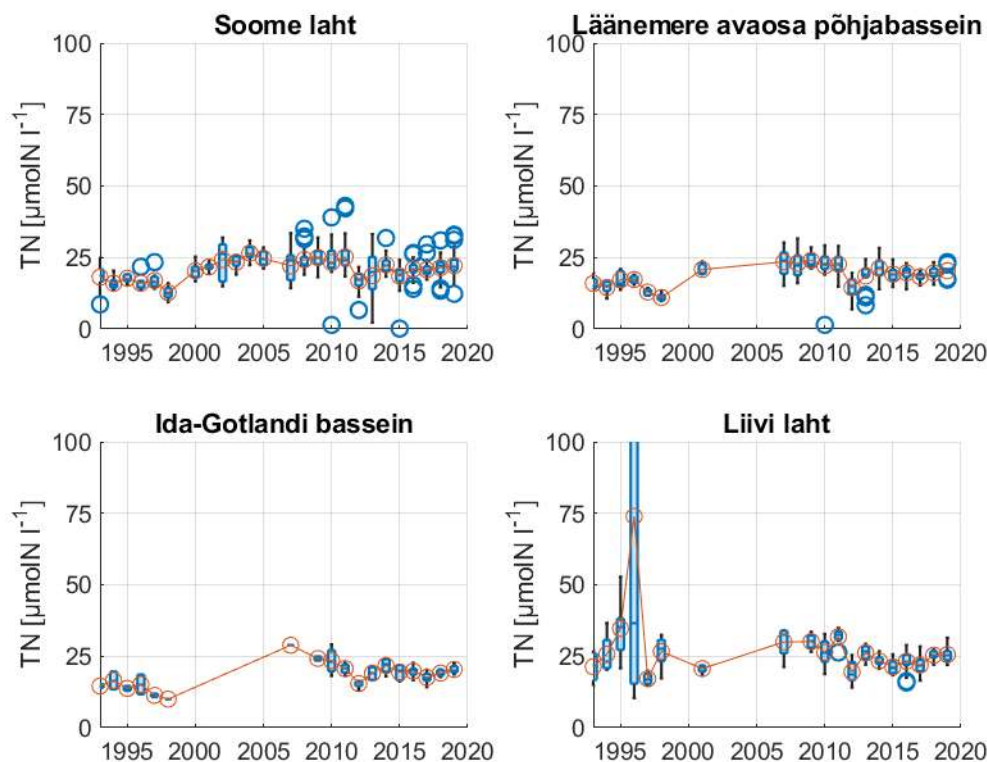
Joonis 4.5. Pikaajalised muutused (1993-2019, Pärnu ja Liivi lahes viimase viie aasta talvised andmed puuduvad) fosfaatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskmsed, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Pikaajaliste trendide määramine fosfaatide sisalduse kohta Eesti rannikumeres on samuti keeruline, kuna seireandmeid ei ole paljude talvede kohta. Kogu perioodi jooksul alates 1993. aastast on fosfaatide sisaldus talvel mere pinnakihis statistiliselt kasvanud Narva-Kunda veekogumis ja Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumis (trend nendes veekogumites on statistiliselt oluline; vt tabel 4.1). Kui Narva lahes ei ole trend tuvastatav alates 2010. aastast (kontsentratsioonid pigem langevad, kuid langus ei ole statistiliselt oluline), siis Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumis on kasvav trend jätkunud ka peale 2010. aastat.

Tabel 4.1. Toitainete sisalduste statistilised väärtused Eesti rannikumeres riikliku keskkonnaseire andmetel alates 1993. aastast ja viimase kümne aasta jooksul. Üldainete jaoks on keskmised toodud juuni-septembri ja anorgaaniliste ühendite (DIN ehk NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-N ja DIP ehk PO<sub>4</sub>-P) jaoks detsembri-veebruari kohta. Keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud hea-kesise veekvaliteedi klasside üldainete põhised piirid on teisendatud ühikutest mg/l ühikutesse µmol/l. Keskmiste puhul on toodud aritmeetiline keskmine pluss-miinus standardhälve. Statistiliselt olulised trendid (p<0,05) on toodud rasvases kirjas, sh statistiliselt olulised kasvavad trendid punases kirjas. Üldfosfori keskmiste sisalduste ja trendide leidmisel on ignoreeritud 2012.-2013. aasta analüüside tulemusi.

Indikaator	Hinnatav veekogum	Hea-kesise klassi piir	Viimase 10 aasta keskmine	Trend alates 1993	Trend 2010-2019(20)
		µmol/l	µmol/l	µmol/l/a	µmol/l/a
Üldlämmastik	Narva-Kunda laht	27,5	23,2±6,6	<b>-0,17</b>	<b>-0,29</b>
	Muuga-Tallinna-Kakumäe laht	23,2	20,5±4,4	<b>0,12</b>	-0,11
	Pärnu laht	29,6	30,6±9,5	<b>-0,42</b>	<b>-1,07</b>
	Liivi lahe kirdeosa	23,9	27,5±7,9	<b>-0,37</b>	<b>-0,77</b>
Üldfosfor	Narva-Kunda laht	0,85	0,73±0,37	-0,001	<b>-0,022</b>
	Muuga-Tallinna-Kakumäe laht	0,73	0,72±0,27	<b>0,009</b>	<b>-0,009</b>
	Pärnu laht	0,69	0,79±0,25	<b>-0,045</b>	<b>-0,024</b>
	Liivi lahe kirdeosa	0,53	0,72±0,26	<b>-0,029</b>	-0,004
DIN	Narva-Kunda laht	-	7,0±2,4	<b>0,40</b>	-0,01
	Muuga-Tallinna-Kakumäe laht	-	5,5±2,4	<b>0,23</b>	-0,14
	Pärnu laht	-	38,5±17,4	-	-
	Liivi lahe kirdeosa	-	17,8±4,2	-	-
DIP	Narva-Kunda laht	-	1,20±0,25	<b>0,048</b>	-0,032
	Muuga-Tallinna-Kakumäe laht	-	1,09±0,17	<b>0,067</b>	<b>0,026</b>
	Pärnu laht	-	1,63±0,88	-	-
	Liivi lahe kirdeosa	-	1,32±0,52	-	-

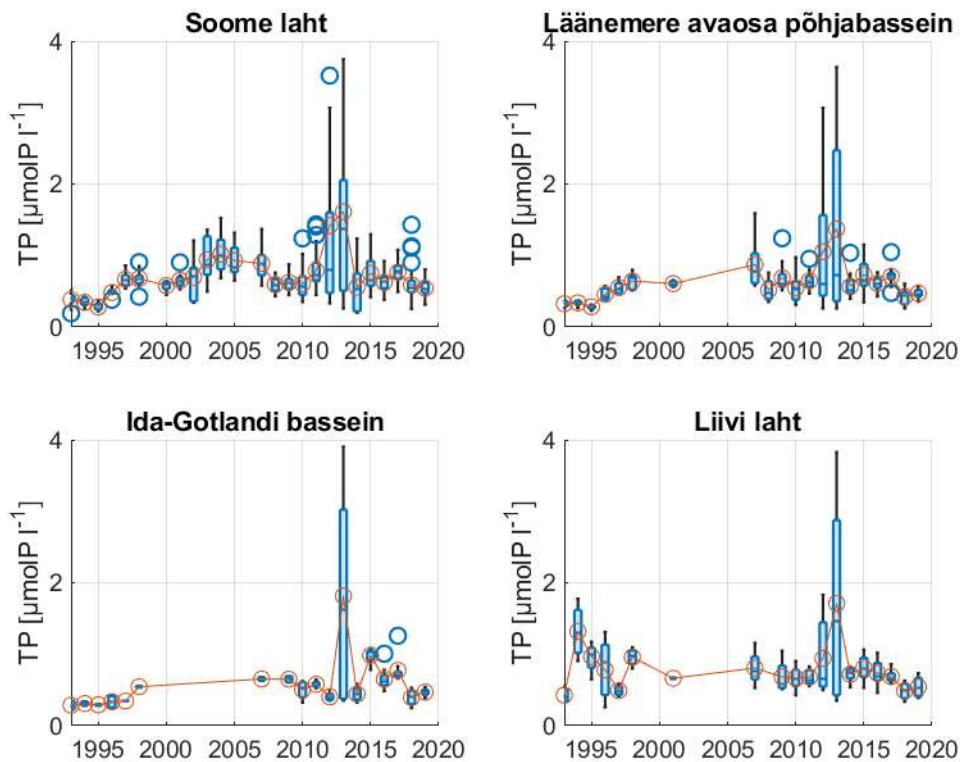




Joonis 4.6. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldlämmastiku sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) neljas avamere piirkonnas Eesti merealal. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmsed, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Pikaajalised muutused üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldustes Eesti mereala avamere neljas piirkonnas – Soome laht, Läänemere avaosa põhjabassein, Ida-Gotlandi bassein ja Liivi laht võib grupeerida sarnaselt rannikumere veekogumites kirjeldatule.

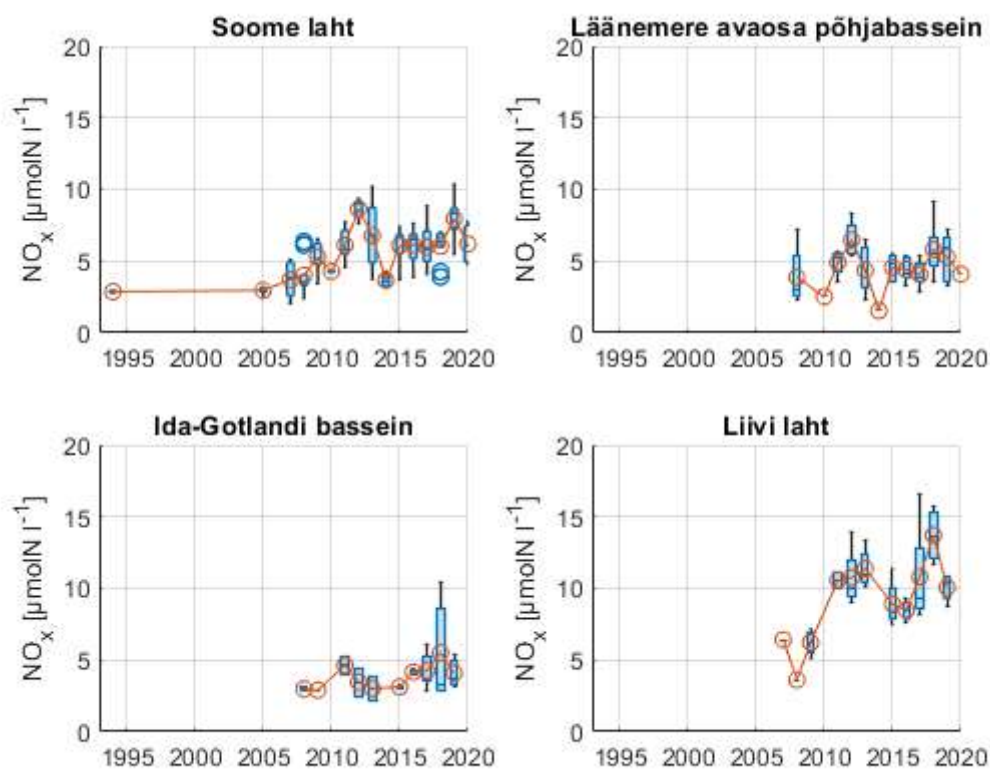
Soome lahes ja Läänemere avaosa basseinides on üldlämmastiku sisalduses märgatav kontsentratsioonide kasv aastateni 2005-2010 ja edasi pigem kontsentratsioonide langus või nende stabiliseerumine (joonis 4.6). Oluline erinevus rannikumerega on selles, et nendes avamere basseinides väga suuri kontsentratsioone ei ole mõõdetud. Liivi lahele on iseloomulik üldlämmastiku suvekuude keskmiste kontsentratsioonide langev trend ja sisalduste väga suur muutlikkus 1990-ndatel. Statistiliselt olulised trendid leiti kogu seireperioodi andmete põhjal ja arvestades kogu aasta andmeid (mitte ainult suve andmeid, sest HELCOM tuumindikaatorite läviväärtused on määratud kogu aasta keskmiste suhtes) Soome lahes, Läänemere avaosa põhjabasseinis ja Ida-Gotlandi basseinis (tabel 4.2). Liivi lahes ei ole usaldusväärset trendi kogu perioodi ega viimase kümne aasta andmete põhjal täheldatud, st üldlämmastiku kontsentratsioonid ei ole seal statistiliselt oluliselt ei kasvanud ega kahanenud. Viimasel kümnel aastal on jätkunud üldlämmastiku sisalduste kasv mere pinnakihis Soome lahes, kuid mitte enam Läänemere avaosa põhjabasseinis ega Ida-Gotlandi basseinis (tabel 4.2).



Joonis 4.7. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldfosfori sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) neljas avamere piirkonnas Eesti merealal. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmesid (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Üldfosfori sisalduse pikaajalise muutlikkuse kõige silmatorkavamaks erisuseks on väga suure muutlikkusega ja kõrge keskmise kontsentratsiooniga aastad 2012 ja 2013 (joonis 4.7). Kuna analüüsi tulemusena ei ole võimalik tuvastada ei looduslike ega inimtekkelisi põhjuseid taoliseks kontsentratsiooni muutuseks (vt analüüsi allpool), siis võib pigem kahtlustada selle põhjusena nende aastate laboratorsete analüüside ebatäpsust. Kui jätta välja 2012.-2013. a andmed, siis avalduvad erinevate basseinide aastatevahelistes muutustes kindlad mustrid. Soome lahes on kontsentratsioonide maksimum aastatel 2003-2005, st veidi varem kui maksimum üldlammastiku sisalduses. Nii Soome lahes kui Läänemere avaosa põhjasseinis on üldfosfori kontsentratsioonid keskmiselt vähenenud peale 2003.-2005. a maksimumi. Ida-Gotlandi basseinis on erinevalt teistest merealadest märgatav üldfosfori sisalduse maksimum pinnakihis aastatel 2015-2017, st aastatel peale 2014. a detsembri suurt sissevoolu Läänemerre Põhjamerest. Võib oletada, et sissevool tõstis hapnikuvaesed ja suure fosforisisaldusega veed Läänemere avaosa süvavetest kõrgemale, mis talvise segunemise käigus ka mere pinnakihti mõjutasid. Liivi lahes on üldfosfori sisalduses keskmine suundumus kontsentratsiooni vähenemisele kogu seireperioodi 1993-2019 jooksul (kui välja arvata 2012.-2013. a registreeritud tunduvalt kõrgemad üldfosfori sisaldused).

Statistiline analüüs abil tuvastati üldfosfori sisalduste aeglane kasv mere pinnakihis (arvestades kõiki seireandmeid kogu aasta jooksul) Ida-Gotlandi basseinis, Läänemere avaosa põhjasseinis ja Soome lahes (tabel 4.2). Liivi lahe avaosas on üldfosfori sisaldused langenud – langus on statistiliselt oluline. Viimasel kümnel aastal on üldfosfori sisaldus langenud kõikides Eestit ümbritsevates avamere basseinides, sh statistiliselt oluline on olnud langus Soome lahes, Liivi lahes ja Läänemere avaosa põhjasseinis.

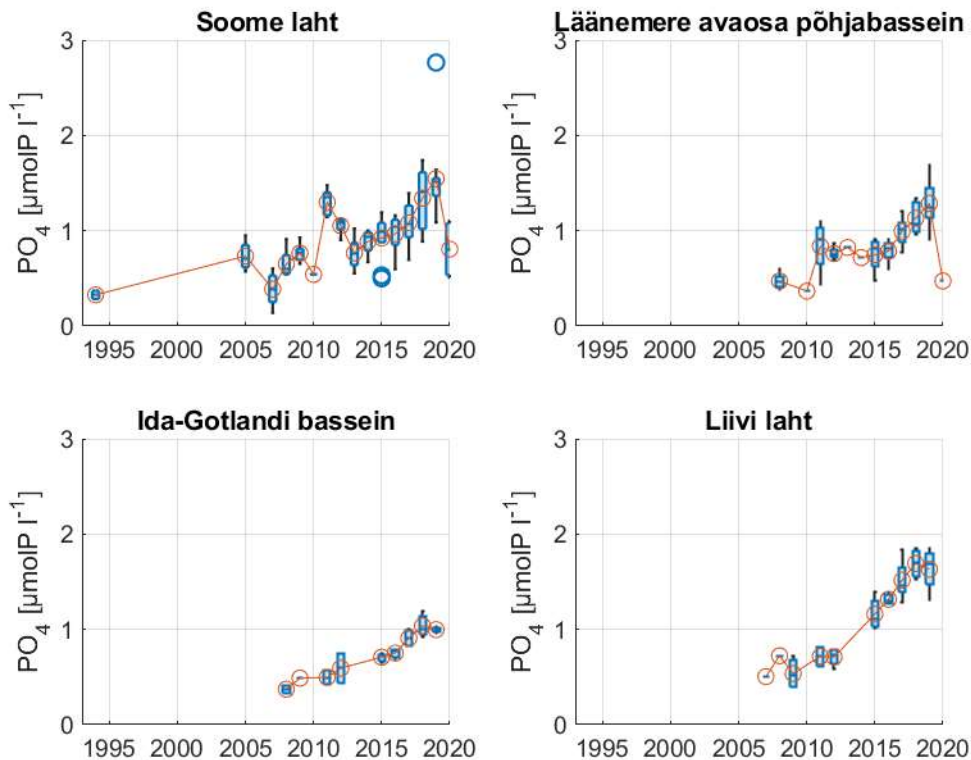


Joonis 4.8. Pikaajalised muutused (1993-2019) nitritite-nitraatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) neljas avamere piirkonnas Eesti merealal. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sisalduste kohta talvel on pidevad seireandmed olemas aastatest 2005-2007. Nitritite-nitraatide keskmine sisaldus mere pinnakihis talvekuudel on sellest ajast enamuses avamere basseinides jäänud samale tasemele, kuigi näiteks Liivi lahes on enne 2010. aastat registreeritud madalamad kontsentratsioonid kui viimasel kümnel aastal. Ainsana leiti statistiliselt oluline trend kogu seireperioodi kohta Soome lahes, kuid peale 2010. aastat ei ole üheski avamere basseinis usaldusväärseid trende võimalik tuvastada (tabel 4.2).

Fosfaatide kontsentratsioonid mere pinnakihis talvekuudel on viimase 15 aasta jooksul selgelt kasvanud kõigis avamere basseinides (joonis 4.9). Kogu mõõtmistega kaetud perioodi maksimaalsed fosfaatide sisaldused avamere pinnakihis talvel registreeriti aastatel 2018-2019 – Soome ja Liivi lahes

üle 1,5  $\mu\text{mol/l}$ , Läänemere avaosa põhjasseinis 1,2  $\mu\text{mol/l}$  ja Ida-Gotlandi basseinis 1,0  $\mu\text{mol/l}$ . Kõigis avamere basseinides on tuvastatud statistiliselt olulised kasvavad trendid talveste fosfaatide sisalduses (tabel 4.2).



Joonis 4.9. Pikaajalised muutused (1993-2019) fosfaatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) neljas avamere piirkonnas Eesti merealal. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskmsed, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

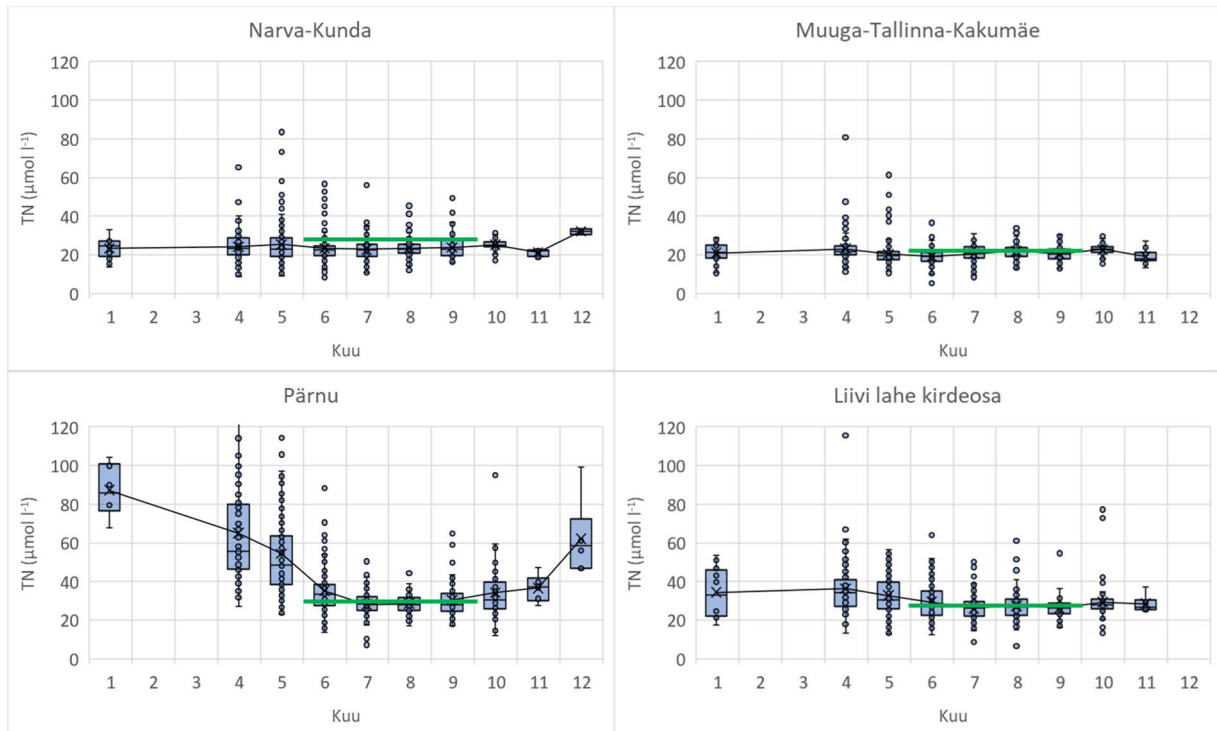
Kirjeldatud pikaajalised muutused avamere basseinide anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sisaldustes talvel on seega erinevad üldainete kontsentratsioonide trendidest samadel merealadel. Lisaks on näiteks Soome lahes fosfaatide sisaldus avamerel tõusnud kõrgemaks kui rannikumere veekogumites (tabel 4.1 ja 4.2). Kõikides avamere piirkondades ületavad fosfaatide kontsentratsioonid HELCOM koostöö raames kokku lepitud vastava tuumindikaatori läviväärtuseid, sh Läänemere avaosa põhjasseinis on ületus rohkem kui neli korda. Nitritite-nitraatide sisalduse väärtused kõikides basseinides on viimase kümne aasta andmetel samuti suuremad kui vastava HELCOM tuumindikaatori läviväärtused. Ületus on suurim Liivi lahes – üle kahe korra.

Tabel 4.2. Toitainete sisalduste statistilised väärtused Eesti avamere alade pinnakihis riikliku keskkonnaseire andmetel alates 1993. aastast ja viimase kümne aasta jooksul. Üldainete jaoks on keskmised toodud kogu aasta ja anorgaaniliste ühendite jaoks detsembri-veebruari kohta. Läviväärtused vastavad HELCOM tuumindikaatorite läviväärtustele (HELCOM, 2018b; HELCOM, 2018c; HELCOM, 2018d; HELCOM, 2018e). Keskmiste puhul on toodud aritmeetiline keskmine pluss-miinus standardhälve. Statistiliselt olulised trendid ( $p < 0,05$ ) on toodud rasvases kirjas, sh statistiliselt olulised kasvavad trendid punases kirjas.

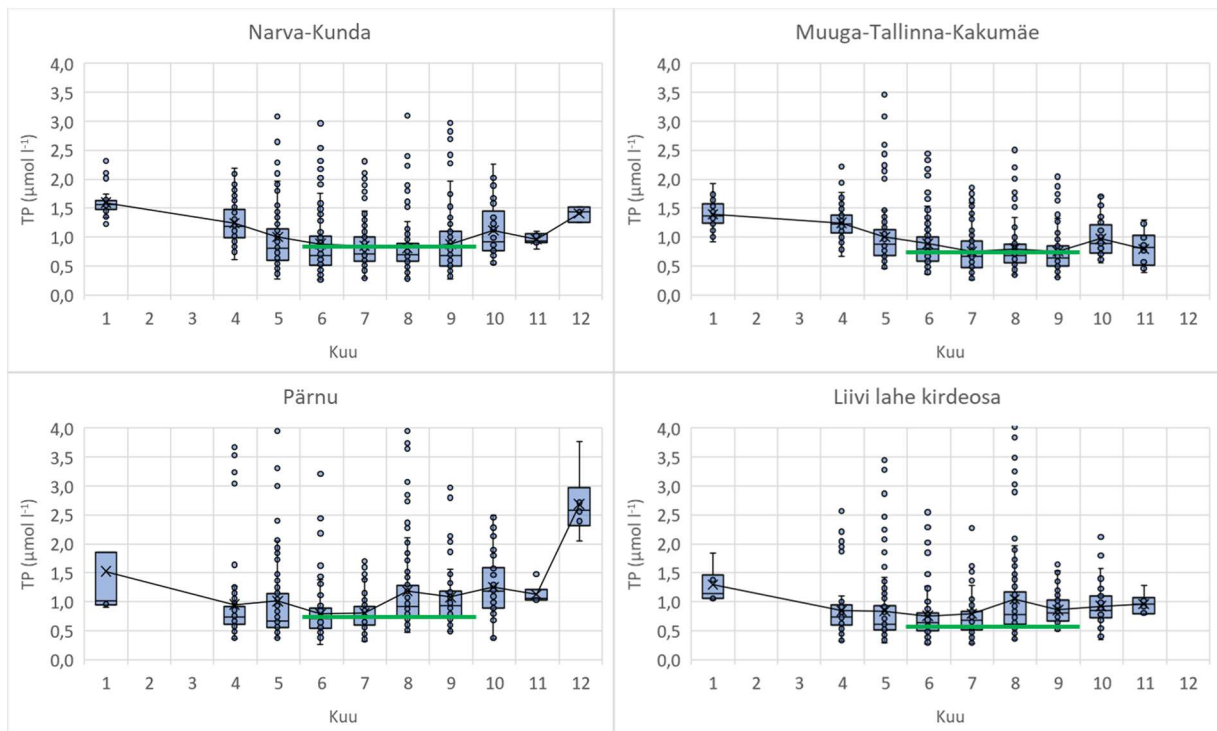
Indikaator	Hinnatav mereala	Läviväärtus	Viimase 10 aasta keskmine	Trend alates 1993	Viimase 10 aasta trend
		$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l/a}$	$\mu\text{mol/l/a}$
Üldlämmastik	Soome laht	21,3	21,1±4,6	<b>0,17</b>	<b>0,13</b>
	Läänemere avaosa põhjassein	16,2	19,0±3,9	<b>0,22</b>	0,00
	Ida-Gotlandi bassein	16,5	18,3±3,5	<b>0,22</b>	0,07
	Liivi laht	28,0	25,2±5,1	-0,04	0,02
Üldfosfor	Soome laht	0,55	0,88±0,39	<b>0,002</b>	<b>-0,017</b>
	Läänemere avaosa põhjassein	0,38	0,76±0,30	<b>0,006</b>	<b>-0,008</b>
	Ida-Gotlandi bassein	-	0,75±0,30	<b>0,012</b>	-0,004
	Liivi laht	0,70	0,88±0,37	<b>-0,009</b>	<b>-0,016</b>
DIN	Soome laht	3,8	7,0±1,6	<b>0,24</b>	0,05
	Läänemere avaosa põhjassein	2,9	5,1±1,5	-	0,06
	Ida-Gotlandi bassein	2,6	4,0±1,6	-	0,04
	Liivi laht	5,2	10,7±2,7	-	0,07
DIP	Soome laht	0,59	1,17±0,38	<b>0,045</b>	<b>0,020</b>
	Läänemere avaosa põhjassein	0,25	0,91±0,25	-	<b>0,025</b>
	Ida-Gotlandi bassein	0,29	0,76±0,22	-	<b>0,026</b>
	Liivi laht	0,41	1,25±0,38	-	<b>0,077</b>

Toitainete sisalduse sesoonse dünaamika iseloomustamiseks on joonistel 4.10-4.13 näidatud üldlämmastiku ja üldfosfori ning joonistel 4.14-4.17 nitritite-nitratide ja fosfaatide sisalduse muutlikkus erinevatel kuudel aastate 2010-2019 seireandmete põhjal nii valitud rannikumere veekogumites kui avamere basseinides. Üldainete sisalduse sesoonsed maksimumid on enamasti mõõdetud talvel-varakevadel ja miinimumid suvekuudel. Sesoonne käik on selgem üldfosfori sisalduses võrreldes üldlämmastiku sisaldusega. Üldlämmastiku puhul on sesoonne käik väga suure amplituudiga Pärnu lahes ja märgatav ka Liivi lahe kirdeosas. Üldfosfori sisalduses on selge sesoonne käik lisaks Narva-Kunda lahe veekogumis.

Avamere basseinides on üldainete sisalduse sesoonsed käigud väiksema amplituudiga kui rannikumere veekogumites. Üldlämmastiku sisalduses on märgatav sesoonne käik Liivi lahes ja vähemal määral ka Soome lahes. Üldfosfori sesoonsed muutused on tuvastatavad kõikides Eesi mereala avamere basseinides.



Joonis 4.10. Keskmine sesoonne muutlikkus üldlämmastiku sisalduses pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel (määratud suvekuudel).



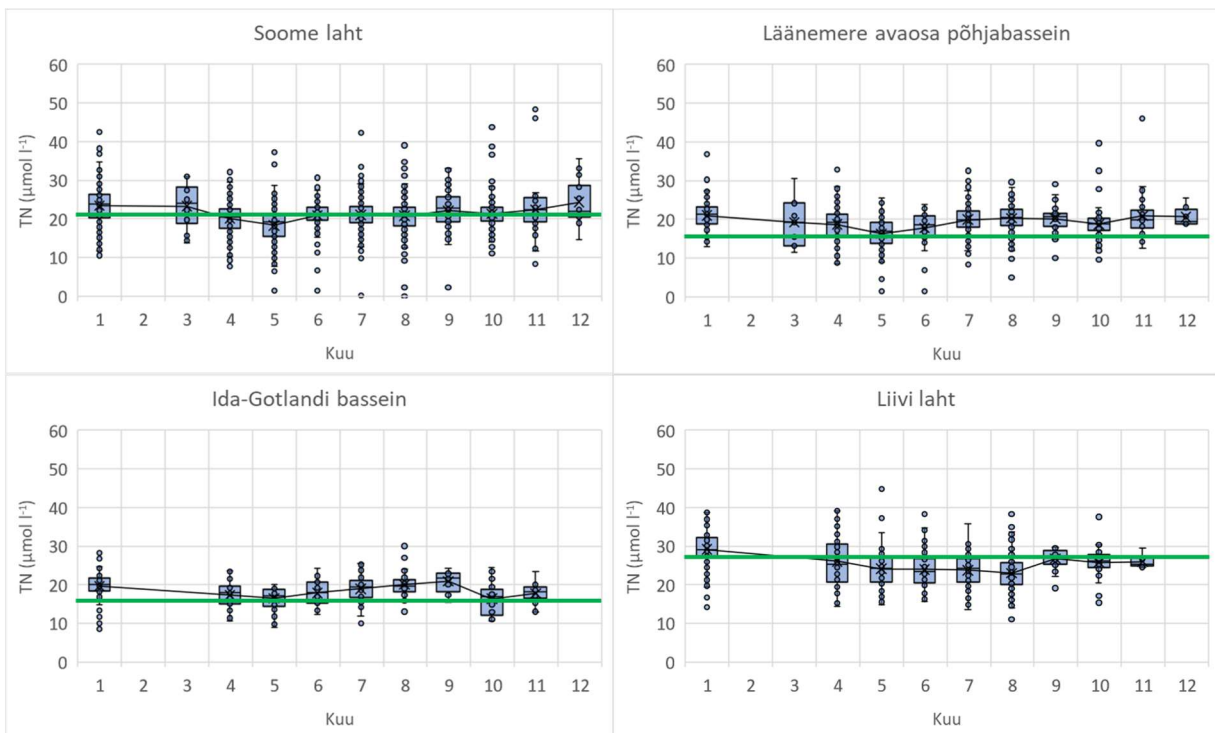
Joonis 4.11. Keskmine sesoonne muutlikkus üldfosfori sisalduses pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel (määratud suvekuudel).

Joonistel 4.10 ja 4.11 on kujutatud ka keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud hea-kesise ökoloogilise seisundiklasside piirid (määruses toodud piirid on teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ). Suvised üldlämmastiku kontsentratsioonid jäävad selgelt allapoole hea veekvaliteedi piiri Narva-Kunda lahe veekogumis (st veekogum on üldlämmastiku sisalduse suhtes heas ökoloogilises seisundis; kehtivad rannikuvee tüübi R1 piirid) ja on piirile lähedal teistes veekogumites. Jooniselt 4.2 ja tabelist 4.1 või järeldada, et viimase 10 aasta andmetel on ka Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogum heas ökoloogilises seisundis (üldlämmastiku indikaatori mõttes), kuid Pärnu lahes ja Liivi lahe kirdeosas on seisund kesine. Viimase kümne aasta trendide jätkumisel aga on ka mõlemad need veekogumid üldlämmastiku alusel heas ökoloogilises seisundis juba lähiaastatel (mõlemas veekogumis on statistiliselt olulised langevad trendid).

Üldfosfori alusel on viimase kümne aasta seireandmetel (jättes analüüsist välja 2012. ja 2013. aasta andmed) heas ökoloogilises seisundis Narva-Kunda laht ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvee (viimases veekogumis on keskmine sisaldus ligikaudu võrdne piiriga ja arvestades muutlikkusega, ei ole hea seisundi saavutamine veel piisava statistilise usaldusväärsusega). Pärnu lahe ja Liivi lahe kirdeosa rannikuvee ei ole üldfosfori suviste kontsentratsioonide alusel veel heas ökoloogilises seisundis (tabel 4.1). Oluline langev üldfosfori sisalduse trend on leitud kolmes veekogumis, sh Pärnu lahes, mis trendi jätkumisel lubab oletada, et hea seisund säilitatakse või saavutatakse nendes. Ainsaks veekogumiks,

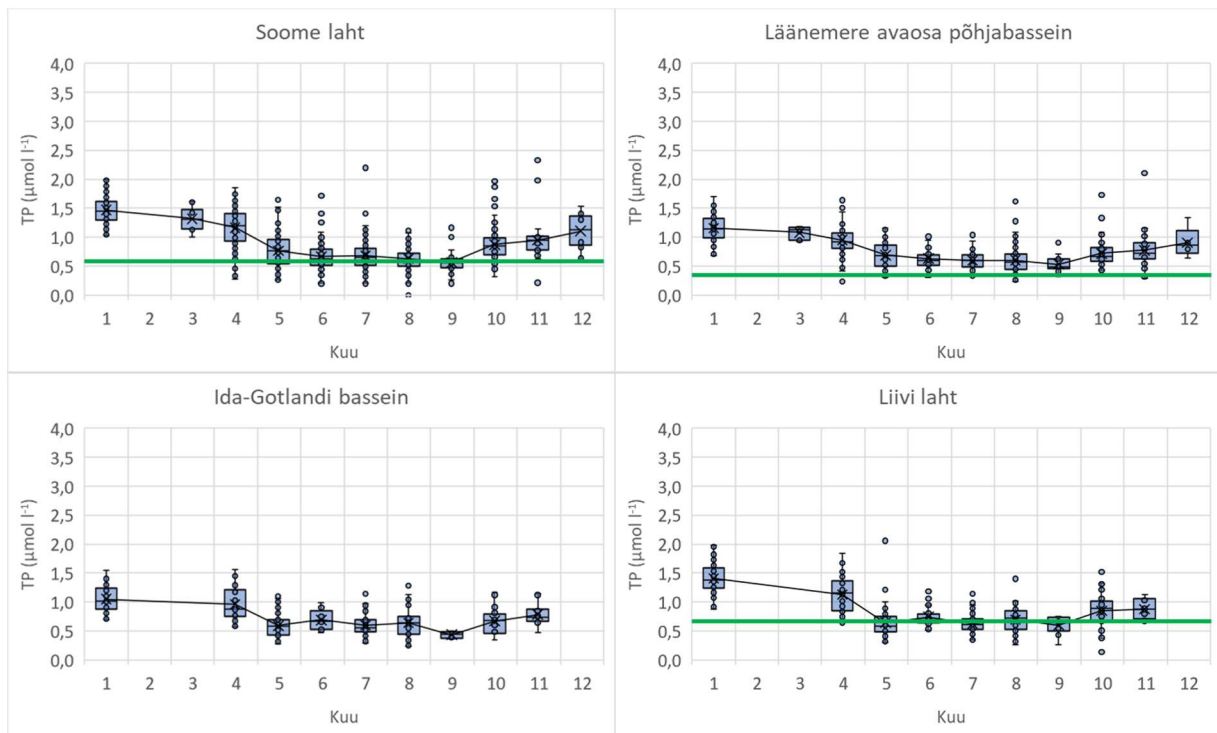
kus hea seisundi saavutamine viimaste aastate suundumiste jätkumisel ei ole saavutatav, on Liivi lahe kirdeosa.

Võrdleme Eesti indikaatoreid, mille puhul üldainete sisaldusi arvutatakse suviste kontsentratsioonide põhjal ja HELCOM metoodikat, kus vastavate indikaatorite väärtused leitakse kogu aasta keskmistena. Esiteks, praeguse seireprogrammi alusel ei ole üldainete sisaldusi Eesti rannikumere veekogumites aasta keskmistena võimalik statistiliselt hea usaldusväärsusega hinnata, sest enamuses veekogumites talvel seiret ei teostata. Suve ja aasta keskmised üldlämmastiku sisalduse väärtused ei erineks oluliselt Narva-Kunda lahe ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvee ulatuses, kuid oleksid oluliselt erinevad Liivi lahe kirdeosa ja eriti Pärnu lahe puhul (tabel 4.3). See tulemus vastab joonisel 4.10 toodud sesoonsetele muutustele. Üldfosfori sisalduste aasta ja suve keskmiste võrdluses oleksid suvised kontsentratsioonid väiksemad kõigis veekogumites, kuid erinevus oleks suurem Narva-Kunda lahe ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumites kui Liivi lahe kirdeosa ja Pärnu lahe veekogumites (tabel 4.3 ja joonis 4.11).



Joonis 4.12. Üldlämmastiku keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel Eesti avamere basseinides. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmesed, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorile vastav läviväärtus (määratud aasta keskmisena).





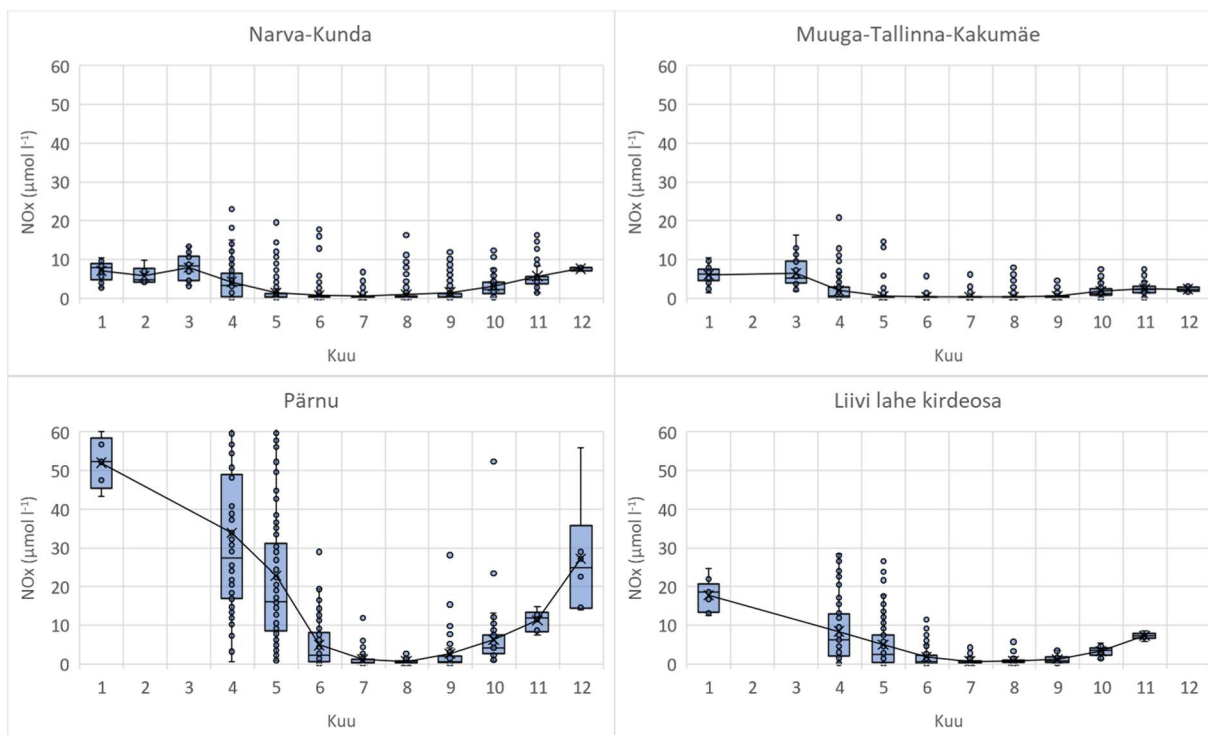
Joonis 4.13. Üldfosfori keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel Eesti avamere basseinides. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorile vastavad läviväärtused (määratud aasta keskmisena). Ida-Gotlandi basseini jaoks ei ole läviväärtust kokku lepitud.

Avamere basseinide puhul ei ole suuri erinevusi aasta ja suve keskmiste üldlämmastiku kontsentratsioonide vahel kõigis basseinides, kuigi Liivi lahes on suvel siiski üldlämmastiku sisaldused väiksemad kui kogu aasta keskmised (tabel 4.3, joonis 4.12). Seevastu üldfosfori sisalduses on avamere basseinides selge sesoonne signaal – kõikides avamere basseinides on suvised keskmised väiksemad kui kogu aasta keskmised (tabel 4.3, joonis 4.13). Sesoonse muutlikkuse amplituud on suurem kui rannikumere basseinides, kuid sarnane sellele, mida on näha ka avamere poolt tugevasti mõjutatud Soome lahe rannikuvetes – Muuga-Tallinn-Kakumäe lahe ja Narva-Kunda lahe veekogumites.

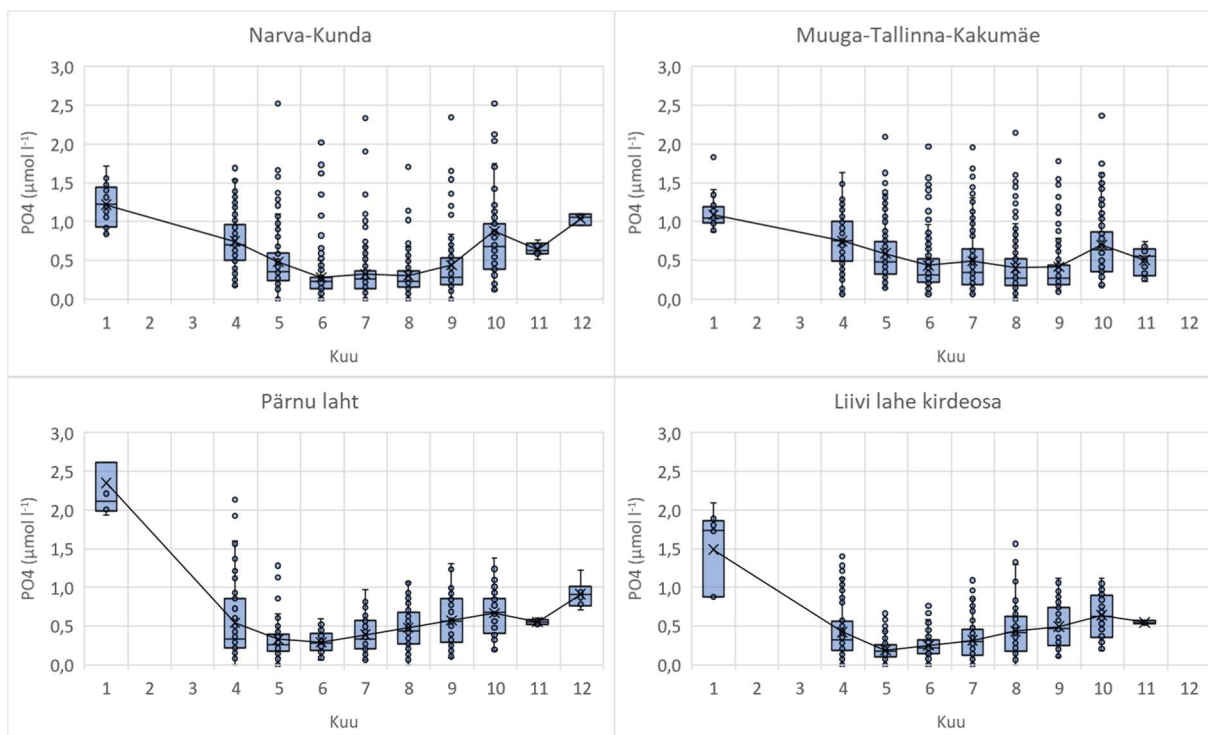
Tabel 4.3. Üldlämmastiku ja üldfosfori kogu aasta ja suvekuude keskmiste väärtuste võrdlus valitud rannikumere veekogumite ja avamere basseinide vahel viimase kümne aasta (2010-2019) andmete põhjal. Tulemustena on toodud aritmeetiline keskmine pluss-miinus standardhälve. Üldfosfori puhul on aastate 2012 ja 2013 andmed välja jäetud.

Hinnatav mereala	Üldlämmastiku sisaldus		Üldfosfori sisaldus	
	µmol/l		µmol/l	
	Aasta keskmine	Juuni-septembri keskmine	Aasta keskmine	Juuni-septembri keskmine
Narva-Kunda laht	23,7±5,9	23,2±6,6	0,89±0,46	0,73±0,37
Muuga-Tallinna-Kakumäe laht	21,0±5,5	20,5±4,4	0,87±0,36	0,72±0,27
Pärnu laht	40,0±21,2	30,6±9,5	0,81±0,30	0,79±0,25
Liivi lahe kirdeosa	29,6±10,0	27,5±7,9	0,72±0,26	0,69±0,21
Soome laht	21,1±4,6	21,3±4,1	0,88±0,39	0,66±0,23
Läänemere avaosa põhjabassein	19,0±3,9	19,8±3,5	0,76±0,30	0,60±0,19
Ida-Gotlandi bassein	18,3±3,5	19,4±3,2	0,75±0,30	0,63±0,24
Liivi laht	25,2±5,1	23,8±4,6	0,88±0,37	0,67±0,19

Anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sesoonsed käigud on suure amplituudiga – maksimumidega talvel ja miinimumiga (tihti allapoole määramispiiri) suvekuudel (joonised 4.14-4.17). Järsem langus ja selgem miinimum on täheldatav anorgaanilise lämmastiku sisaldustes mere pinnakihis, eriti avamerel, mis viitab primaarproduktiooni limiteerimisele lämmastiku poolt.

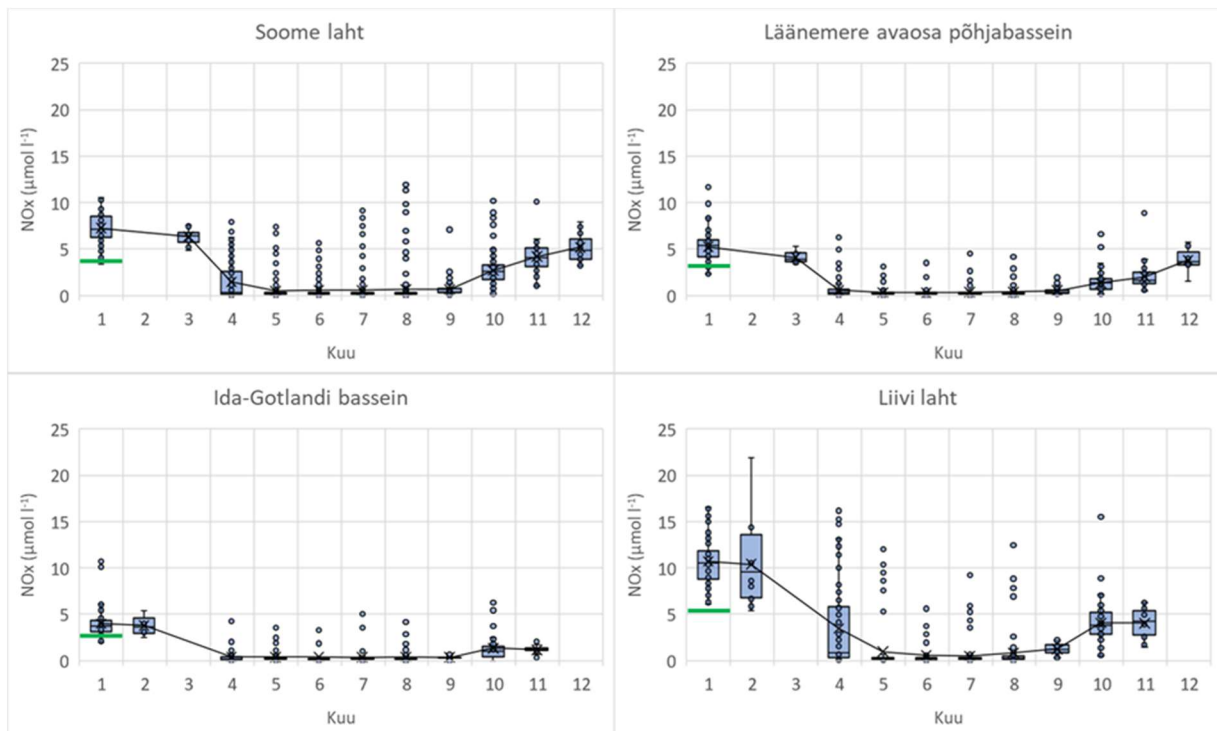


Joonis 4.14. Nitritite-nitratide (DIN) keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on nädatud karpdiagrammina mediaankeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmesid (ristid, mis on ühendatud joonega).

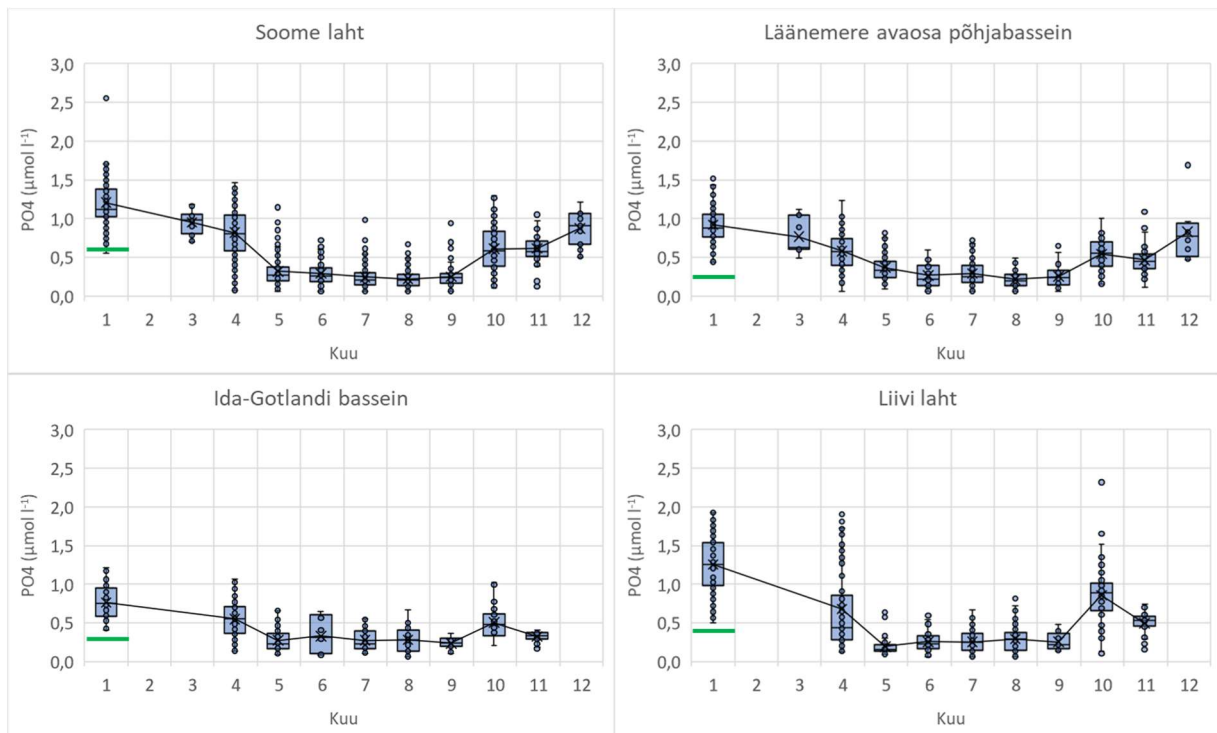


Joonis 4.15. Fosfaatide (DIP) keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega).

Anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori keskised kontsentratsioonid talvel ületavad HELCOM indikaatorite läviväärtusi kõikides avamere basseinides (joonised 4.16 ja 4.17, tabel 4.2). Lämmastikuühendite puhul on viimase 10 aasta keskised talvised kontsentratsioonid rohkem kui kaks korda kõrgemad läviväärtustest Soome lahes ja Liivi lahes. Fosfaatide keskised kontsentratsioonid ületavad läviväärtusi kaks korda või rohkem Soome lahes, Liivi lahes ja Ida-Gotlandi basseinis ning üle kolme korra Läänemere avaosa põhjabbasseinis (tabel 4.2). Arvestades viimaste aastate statistiliselt olulise kasvava trendiga fosfaatide sisalduses kõikides avamere basseinides, võib eeldada, et lähiajal hea keskkonnaseisundi saavutamine fosfaatide alusel ei ole realistlik.

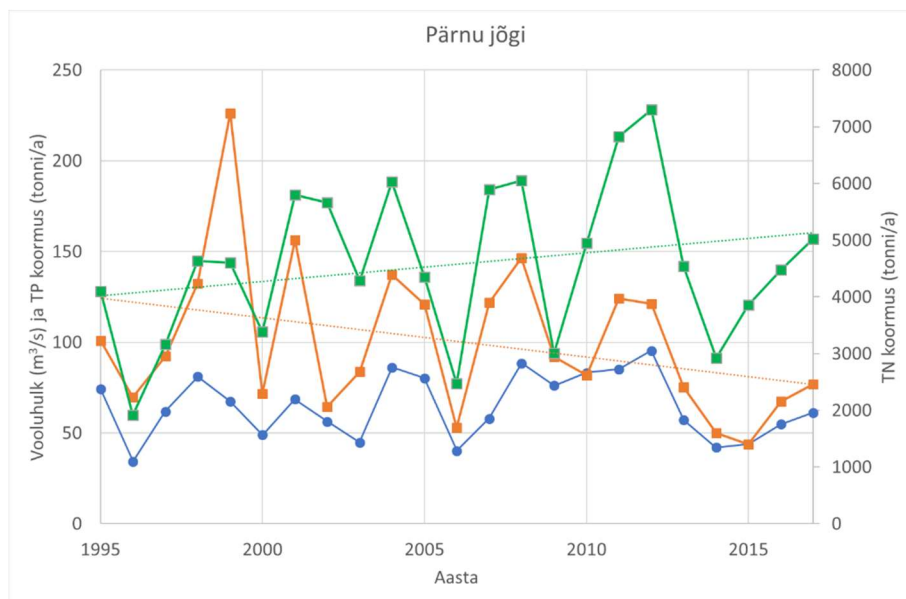


Joonis 4.16. Nitritite-nitraatide (DIN) keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel Eesti avamere basseinides. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorile vastavad läviväärtused (määratud detsembri-veebruari keskmisena).

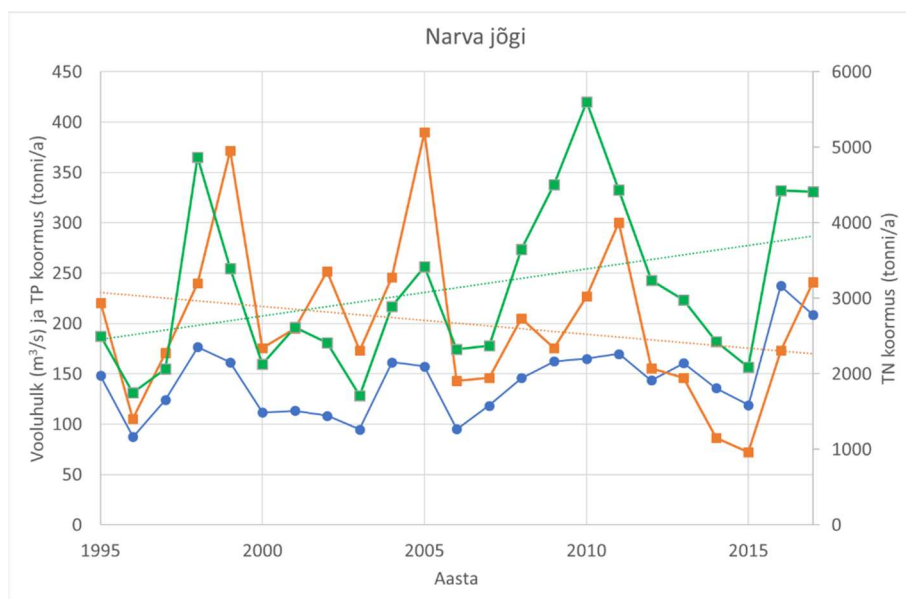


Joonis 4.17. Fosfaatide (DIP) keskmise sisalduse sesoonne muutlikkus pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seireandmetel Eesti avamere basseinides. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorile vastavad läviväärtused (määratud detsembri-veebruari keskmisena).

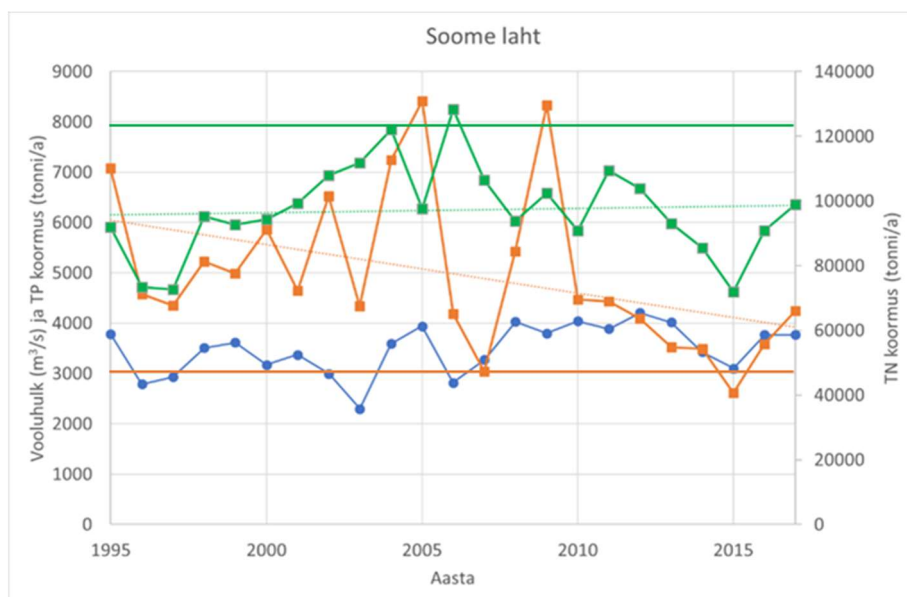
Toitainete sisalduste pikaajaliste muutuste ja aastate vahelise muutlikkuse põhjuste selgitamiseks on lisaks Eestist lähtuval toitainete koormustele analüüsitud HELCOM PLC raames kogutud ja hinnatud koormusi Eestit ümbritsevatele Läänemere basseinidele. Analüüsitud koormused vastavad hinnatud koormustele jõesuudmetes või summaarsetele koormustele kogu basseinile (st kõikidest jõgedest ja seiramata rannikualadelt). Joonistel 4.18-4.22 on toodud jõgede aasta keskmiste vooluhulkade ning lämmastiku- ja fosforikoormuste graafikud perioodist 1995-2017. Eesti jõgede näidetena on valitud Pärnu jõgi (joonis 4.18) ja Narva jõgi (joonis 4.19). Läänemere basseinidest on analüüsitud vooluhulkasid ja koormuseid Soome lahele (joonis 4.20), Liivi lahele (joonis 4.21) ja Läänemere avaosale (Baltic Proper; joonis 4.22). Sama perioodi kohta on toodud lämmastiku- ja fosforikoormused heitvee otselaskmetest (vastavalt joonised 4.23 ja 4.24) ning lämmastikukoormus läbi atmosfääri (joonis 4.25) nimetatud kolmele Läänemere basseinile.



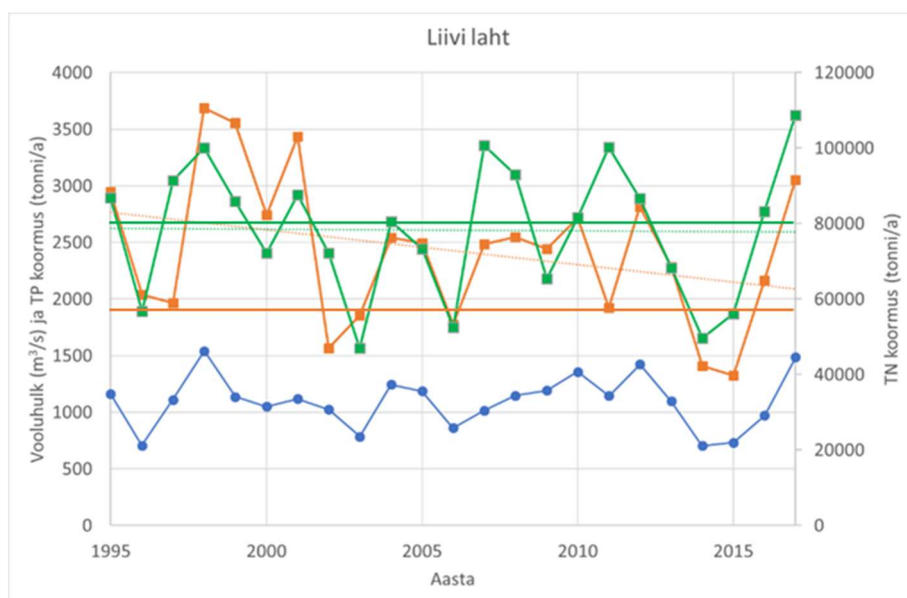
Joonis 4.18. Aasta keskmised vooluhulgad (sinine) ning fosfori (oranž) ja lämmastiku (roheline; parempoolne telg) koormused Pärnu jõest aastatel 1995-2017 (toodud on hinnatud vooluhulgad ja koormused jõe suudmes). Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid.



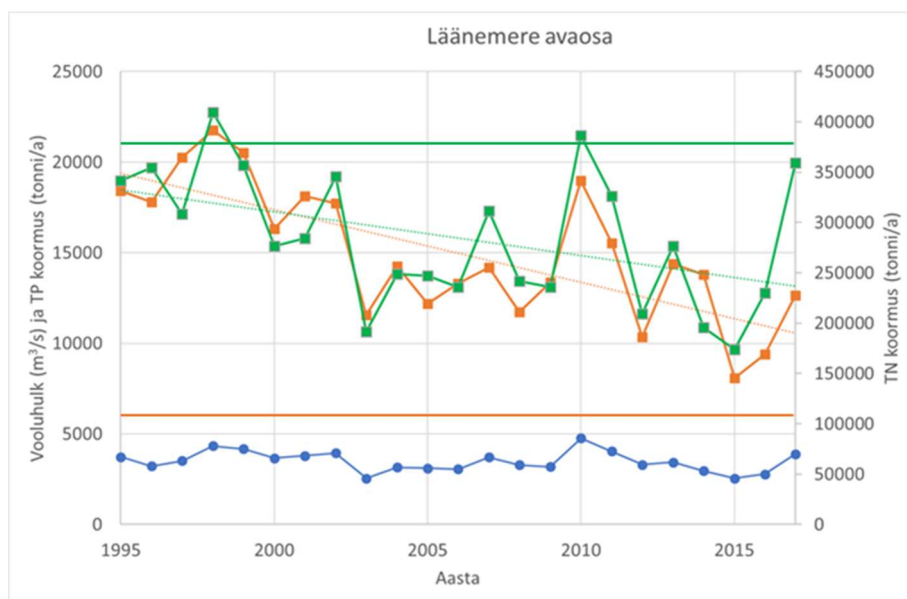
Joonis 4.19. Aasta keskmised vooluhulgad (sinine) ning fosfori (oranž) ja lämmastiku (roheline; parempoolne telg) koormused Narva jõest aastatel 1995-2017 (toodud on 1/3 koguhulkadest, st Eesti osale vastavad vooluhulgad ja koormused jõe suudmes). Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid.



Joonis 4.20. Aasta keskmised vooluhulgad (sinine) ning fosfori (oranž) ja lämmastiku (roheline; parempoolne telg) koormused kõikidest Soome, Venemaa ja Eesti jõgedest Soome lahele aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid, horisontaalsete pidevjoontega lämmastiku- ja fosforikoormuse eesmärgid (koormuse laed jõgedele, vt HELCOM, 2021).



Joonis 4.21. Aasta keskmised vooluhulgad (sinine) ning fosfori (oranž) ja lämmastiku (roheline; parempoolne telg) koormused kõikidest Läti ja Eesti jõgedest Liivi lahele aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid, horisontaalsete pidevjoontega lämmastiku- ja fosforikoormuse eesmärgid (koormuse laed jõgedele, vt HELCOM, 2021).



Joonis 4.22. Aasta keskmised vooluhulgad (sinine) ning fosfori (oranž) ja lämmastiku (roheline; parempoolne telg) koormused kõikide riikide kõikidest jõgedest Läänemere avaosale aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid, horisontaalsete pidevjoontega lämmastiku- ja fosforikoormuse eesmärgid (koormuse laed jõgedele, vt HELCOM, 2021).

Tabel 4.4. Jõgede vooluhulga ja lämmastiku ning fosfori koormuse pikaajaline trend Pärnu ja Narva jõe ning kolme avamere basseini kohta aastate 1995-2017 andmetel (HELCOM PLC andmetel, st hinnatud koormused jõgede suudmetes ja kõikidest jõgedest ning seiramata aladelt kogu basseinile). Statistiliselt olulised trendid on toodud rasvases kirjas.

Jõgi/bassein	Vooluhulk	Lämmastikukoormus	Fosforikoormus
	Trend m <sup>3</sup> /s/a	Trend t/a/a	Trend t/a/a
Pärnu jõgi	0	50	-2
Narva jõgi	<b>8</b>	190	-8
Soome laht	<b>30</b>	130	<b>-100</b>
Liivi laht	0	-40	-30
Läänemere avaosa	-22	<b>-4300</b>	<b>-400</b>

Sarnaselt ülalpool toodud koormuste analüüsile on basseinide kaupa hinnatud muutused jõgedest pärinevas lämmastiku- ja fosforikoormuses erinevate suundumustega – erinevused on nii basseinide vahel kui koormuses fosfori ja lämmastiku osas. Lämmastikukoormuses ei ole statistiliselt olulist trendi Soome lahe ega Liivi lahe ulatuses (Soome lahes on trend kasvav, kuigi seoses suure aastate vahelise muutlikkusega ei ole trend statistiliselt oluline), kuid on statistiliselt oluline langev trend Läänemere avaosas. Fosforikoormus kõikjal väheneb, kuid statistiliselt oluline on trend Soome lahes ja Läänemere avaosas (mitte Liivi lahes). Vaatamata lämmastikukoormuse trendi puudumisele Liivi lahes ja Soome lahes, on kõigi analüüsitud Läänemere basseini jaoks tänaseks lämmastikukoormuse eesmärgid saavutatud. Fosforikoormuse osas on Läänemere tegevuskava eesmärgid saavutamata, kuid siiani



täheldatud koormuse vähenemise trendi jätkumisel võib loota koormuse vähenemist allapoole defineeritud lagesid järgneva 10-15 aasta jooksul.

Seoseid toitainete sisalduse ja jõgedest pärineva koormuse vahel (kuna jõgede koormus on domineeriv allikas) on analüüsitud kahe rannikuveekogumi puhul, kuhu suubub ka eeldatavalt mereala seisundit mõjutav suurem jõgi, st Narva-Kunda lahe rannikuvesi ja Narva jõgi ning Pärnu lahe rannikuvesi ja Pärnu jõgi. Samuti on analüüsitud statistilisi seoseid avamere basseinides mõõdetud toitainete keskmiste sisalduste ja aasta kogukoormuste vahel nendele basseinidele (tabel 4.5).

Tabel 4.5. Seosed aasta keskmise üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse ning aasta keskmise lämmastiku- ja fosforikoormuse vahel valitud rannikuveekogumite ja avamere basseinide kohta Eesti mereseire andmete ja HELCOM PLC koormuste hinnangute alusel (1995-2017). Statistiliselt olulised seosed ( $p < 0,05$ ) on toodud rasvases kirjas. Üldfosfori puhul on sulgudes toodud  $r^2$  väärtus, kui ridadest on välja arvatud 2012.-2013. aasta tulemused; neg tähistab negatiivset mitteolulist seost.

Koormus ja mereala	Lämmastik ( $r^2$ )		Fosfor ( $r^2$ )	
	Sama aasta	Kaks aastat	Sama aasta	Kaks aastat
Pärnu jõgi ja Pärnu laht	<b>0,21</b>	0,09	neg (0,00)*	0,04 (0,05)
Narva jõgi ja Narva-Kunda laht	0,04	0,03	<b>0,18 (0,40)</b>	0,11 (0,18)
Soome laht	0,01**	0,01**	neg (0,02)**	neg (neg)**
Liivi laht	0,18***	0,09***	0,06 (0,11)	0,05 (0,06)
Läänemere avaosa	neg**	neg**	neg (neg)**	neg (neg)**

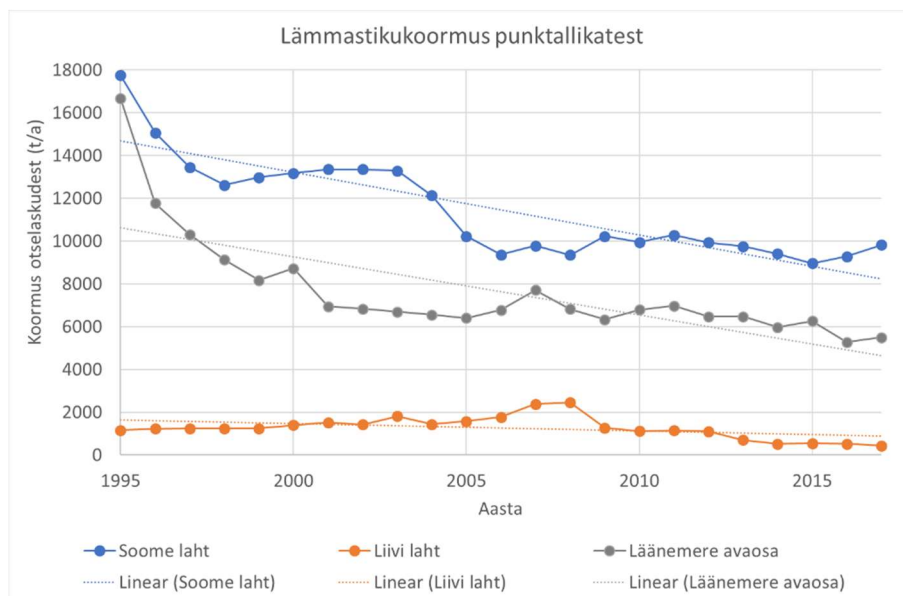
\*  $r^2 = 0,17$ , kui jätta välja seireandmed aastani 2001 ja lisada Pärnu jõe fosforikoormusele heitveelaskme koormus

\*\* punktallikate ja/või läbi atmosfääri koormuste lisamine ei paranda seoseid

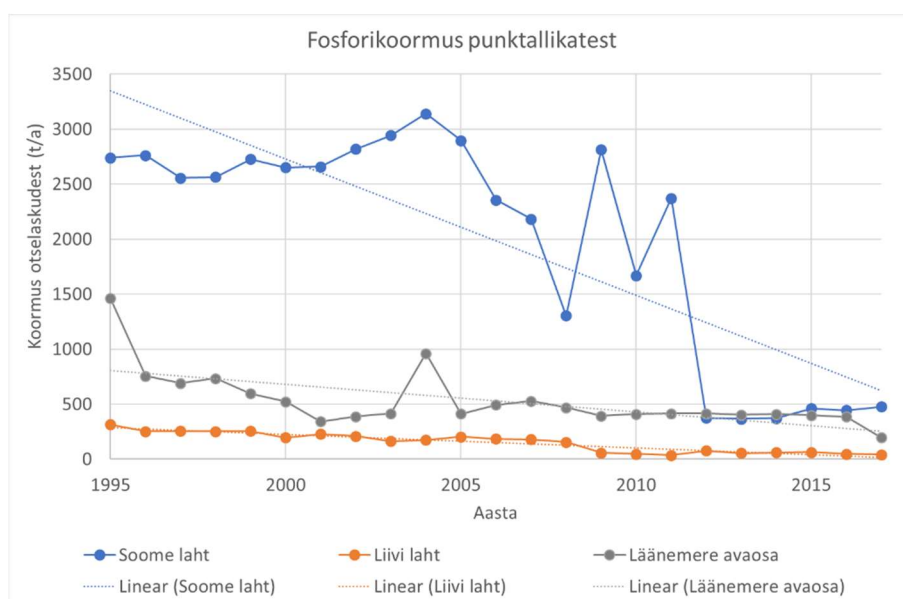
\*\*\* välja on jäetud 1996. a seireandmed

Tulemused näitavad, et rannikumere veekogumite puhul, kus domineerivaks koormusallikaks on jõgi, on võimalik tuvastada seos jõe aasta keskmise koormuse ja toitainete sisalduste vahel meres. Statistiliselt olulised seosed on leitud üldlämmastiku sisalduse ja lämmastikukoormuse vahel Pärnu lahes ning üldfosfori sisalduse ja Narva jõe fosforikoormuse vahel Narva-Kunda lahe veekogumis. Ülejäänud analüüsitud juhtudel (tabel 4.5) ei ole statistiliselt olulisi seoseid leitud. Seosed ei ole tugevamad, kui lisada jõgede kaudu merre tulevale koormusele punktallikatest ja läbi õhu leviva toitainete koormused. Samuti ei muutu oluliselt seosed, kui konkreetse aasta koormuse asemel analüüsida kahe või kolme eelneva aasta keskmisi. Kõik see näitab, et kui pikaajaliselt on koormuste muutumine pika ajalise nihkega nähtav üldainete kontsentratsioonide muutustes, siis iga aasta (paari aasta) muutused toitainete koormustes mere keskkonnaseisundit oluliselt ei muuda, välja arvatud poolsuletud lahtedes või suuremate jõgede läheduses.

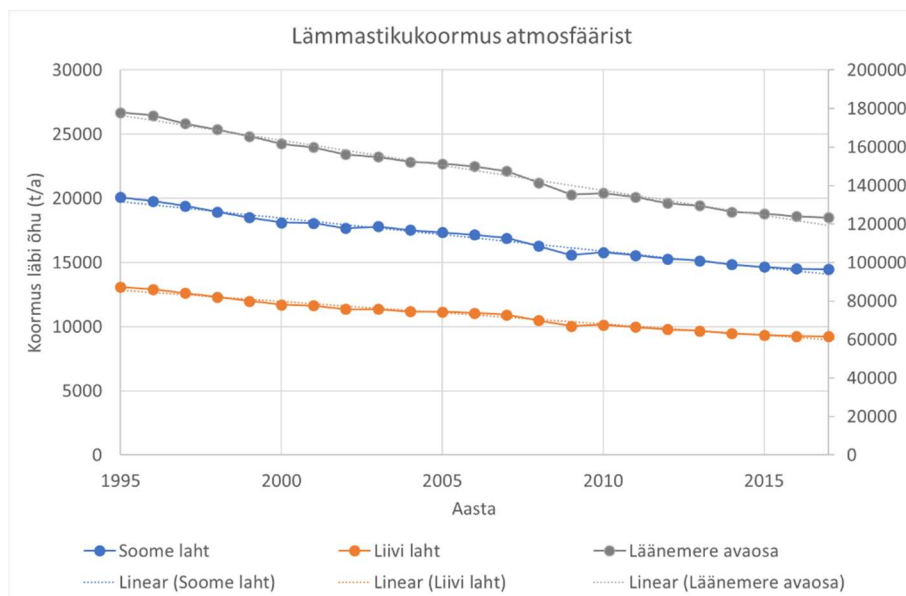
Analüüsides seost Eesti mereseire programmi raames registreeritud väga kõrgete üldfosfori sisalduste vahel mere pinnakihis aastatel 2012-2013 ja fosforikoormuste vahel, ei ole võimalik tuvastada kvalitatiivset ega statistilist seost koormuste või ka muude teguritega. Lisame, et nende aastate andmete eemaldamine analüüsist tõstis statistilist seost ( $r^2$  väärtust) enamustel juhtudel, kuid mitte Läänemere avaosa jaoks, kus seos koormuste ja meres mõõdetud kontsentratsioonide vahel jäi endiselt (statistiliselt mitteoluliselt) negatiivseks.



Joonis 4.23. Aasta keskmised lämmastikukoormused kõikide riikide kõikidest punktallikatest kolme Läänemere basseini kohta – Soome laht (sinine), Liivi laht (oranž) ja Läänemere avaosa (hall) aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid.



Joonis 4.24. Aasta keskmised fosforikoormused kõikide riikide kõikidest punktallikatest kolme Läänemere basseini kohta – Soome laht (sinine), Liivi laht (oranž) ja Läänemere avaosa (hall) aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid.



Joonis 4.25. Aasta keskmised lämmastikukoormused atmosfäärist Soome lahele (sinine), Liivi lahele (oranž) ja Läänemere avaosale (hall; parempoolne telg) aastatel 1995-2017. Punktiiridega on näidatud koormuste lineaarsed trendid.

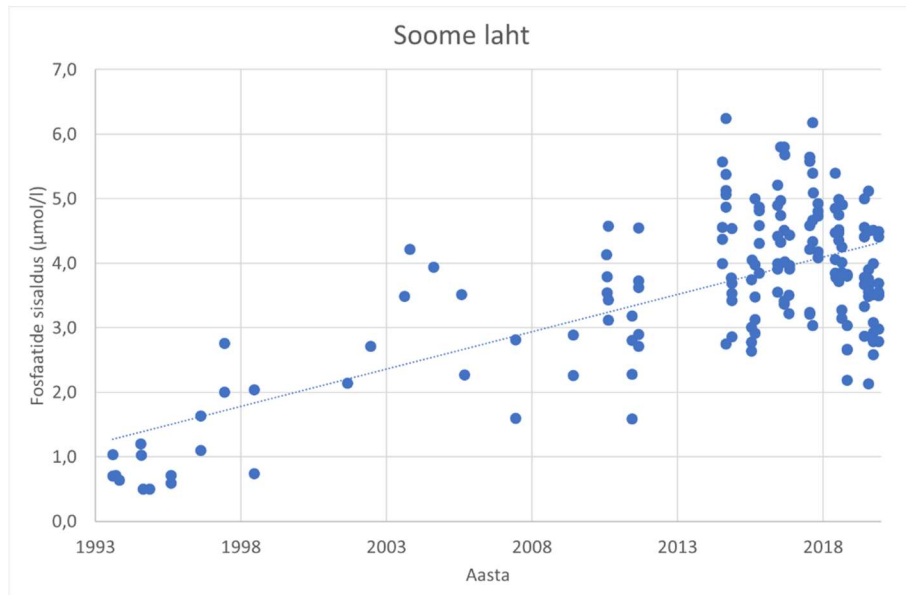
Tabel 4.6. Toitainete koormuse muutuste lineaarsed trendid kolme avamere basseini kohta aastate 1995-2017 andmetel (HELCOM PLC). Toodud on lämmastikukoormused punktallikatest ja atmosfäärist ning fosforikoormus punktallikatest. Statistiliselt olulised trendid on näidatud rasvaselt.

Bassein	Lämmastikukoormus atmosfäärist	Lämmastikukoormus punktallikatest	Fosforikoormus punktallikatest
	Trend t/a/a	Trend t/a/a	Trend t/a/a
Soome laht	<b>-260</b>	<b>-290</b>	<b>-124</b>
Liivi laht	<b>-180</b>	<b>-30</b>	<b>-12</b>
Läänemere avaosa	<b>-2600</b>	<b>-270</b>	<b>-25</b>

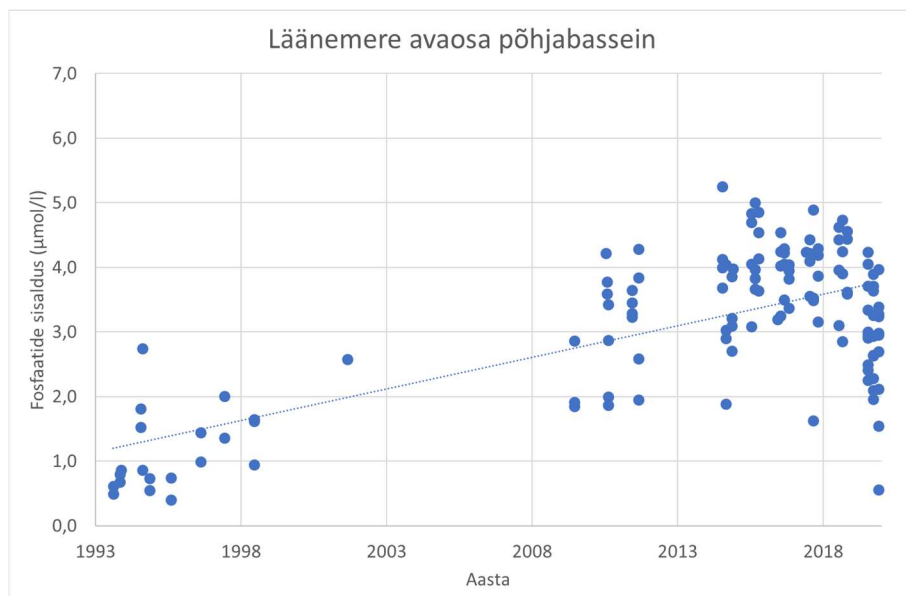
Koormused punktallikatest ja atmosfäärist on kõikidele Läänemere basseinidele perioodil 1995-2017 statistiliselt oluliselt vähenenud (tabel 4.6). Kogu lämmastikukoormus (arvestades koormust läbi atmosfääri, punktallikatest ja jõgedest) Soome lahele on vähenenud aastatel 1993-2017 keskmiselt 520 tonni/a iga aasta kohta, Liivi lahele 250 tonni/a iga aasta kohta ja Läänemere avaosale 7170 tonni/a iga aasta kohta. Fosforikoormus on vähenenud keskmiselt iga aasta kohta 224 tonni/a Soome lahele, 42 tonni aastas Liivi lahele ja 425 tonni aastas Läänemere avaosale.

Võrreldes muutusi koormustes ja toitainete sisalduses analüüsitud rannikuveekogumites võib järeldada, et nende teatud seisundi muutused on seotud välise koormuse dünaamikaga. Näiteks viimase kümne aasta jooksul täheldatav üldfosfori sisalduse vähenemine rannikumeres on suure tõenäosusega reaktsioon fosforikoormuse vähenemisele nii piirkonnas (lokaalselt) kui üldiselt Läänemerele, mis avaldub teatud ajanihkega. Aastate vaheline suur muutlikkus on aga peamiselt põhjustatud Läänemere ja selle alambasseinide sisemise dünaamikaga.

Et selgitada võimalikke põhjuseid, miks kõikides avamere basseinides ja ka Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvees jätkub fosfaatide sisalduse kasv talvekuudel, kuigi fosforikoormus on kõikjal oluliselt vähenenud (sh Tallinna otselaskmest, kust üldfosfori koormus on olnud aastatel 2014-2018 vahemikus 18-22 tonni aastas), analüüsiti toitainete sisalduste dünaamikat Eesti merealal allpool halokliini.

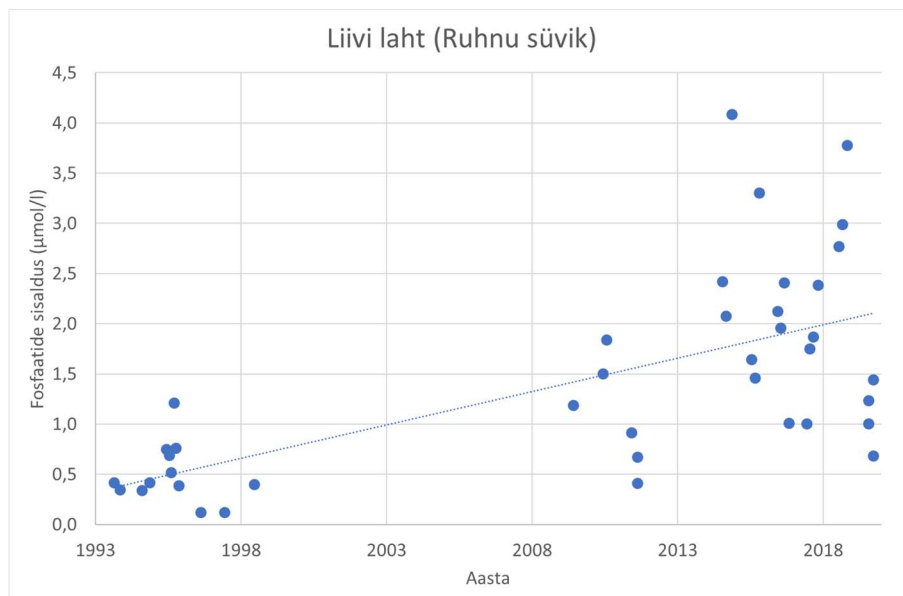


Joonis 4.26. Fosfaatide kontsentratsioonid Soome lahe süvakihis suvel ja sügisel (juunist novembrini) sügavamal kui 70 m (allpool halokliini) aastatel 1993-2019 kogutud andmete põhjal. Punktiiriga on näidatud statistiliselt oluline lineaarne trend ( $0,12 \mu\text{mol/l}$ ,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,45$ ).



Joonis 4.27. Fosfaatide kontsentratsioonid Läänemere avaosa põhjabasseini süvakihis suvel ja sügisel (juunist novembrini) sügavamal kui 70 m (allpool halokliini) aastatel 1993-2019 kogutud andmete põhjal. Punktiiriga on näidatud statistiliselt oluline lineaarne trend ( $0,09 \mu\text{mol/l}$ ,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,45$ ).

Joonistelt 4.26 ja 4.27 on näha, et nii Soome lahe süvakihis kui ka Läänemere avaosa põhjabasseini süvakihis on fosfaatide kontsentratsioon viimasel kümnendil tunduvalt kõrgem kui 1990-ndatel. Leitud lineaarne trend aastatel 1993-2019 on statistiliselt oluline ja suhteliselt suur – 0,12  $\mu\text{mol/l}$  ning 0,09  $\mu\text{mol/l}$  vastavalt Soome lahes ja Läänemere avaosa põhjabasseinis. Fosforisisalduse oluline kasv on ilmselt seotud hapnikuvaegusega alade suurenemisega nende merealade põhjalähedases kihis. Lisaks eutrofeerumise kaudsele mõjule läbi orgaanilise aine hulga suurenemise ja hapniku äratarbimise selle lagundamisel, on hapnikutingimuste halvenemine seotud viimase 35 aasta jooksul toimunud vertikaalse stratifikatsiooni tugevnemisega (Liblik & Lips, 2019). Tugevama stratifikatsiooni puhul on takistatud vee vertikaalne segunemine ja hapniku transport süvakihtidesse. Hapnikuvaeguse tingimustes vabaneb setetest veesambasse suurel hulgal fosfaate. Talvise segunemisega tuuakse osa nendest ka mere pinnakihti, nagu on näidatud uuringutega Soome lahes (Lips et al., 2017). Sellega on seletatav fosfaatide talviste sisalduste kasv nii Läänemere avaosa kui Soome lahe pinnakihis (tabel 4.2), aga samuti ka avatud Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumis (tabel 4.1). Märgime siiski, et viimastel aastatel on fosfaatide sisalduse kasv süvakihis pidurdunud (joonised 4.26 ja 4.27).



Joonis 4.28. Fosfaatide kontsentratsioonid Liivi lahe süvakihis suvel ja sügisel (juunist novembrini) sügavamal kui 40 m aastatel 1993-2019 kogutud andmete põhjal. Punktiiriga on näidatud statistiliselt oluline lineaarne trend (0,07  $\mu\text{mol/l}$ ,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,42$ ).

Fosfaatide vabanemine setetest hapnikuvaeguse tingimustes toimub ka Liivi lahes (joonis 4.28), kuigi selles basseinis ei esine halokliini ja veesambasse seguneb täielikult läbi igal talvel. Sellega on seletatav, miks ka Liivi lahes fosfaatide kontsentratsioonid talvel on viimastel aastatel kasvanud. Toodud analüüsist võib järeldada, et muutused fosfaatide sisalduses pinnakihis talvel on oluliselt mõjutatud sisemisest koormusest ja muutustest Läänemere hüdroloogilistes tingimustes (veevahetus Põhjamerega, stratifikatsioon jmt). Kuna fosfaatide talvised kontsentratsioonid ei ole otse (ega ka kümne-kahekümne aasta ajamastaabis) seotud välise koormusega, siis peaks nendel põhinevat

indikaatorit (HELCOM tuumindikaator DIP) käsitlema eutrofeerumise kaudse mõjuna, st inimtegevuse ajaloolise jääkmõjuna.

Käesolevas peatükis ja allpool toodud analüüs (vt ptk 8) näitab selgelt, et fosfaatide sisaldusel põhinevad läviväärtused on vaja kriitiliselt üle vaadata ja nende põhjal tehtud hinnangud vajavad Läänemere looduslikest tingimustest tulenevat interpreteerimist. Avatud rannikumere veekogumites, kui nende jaoks viiakse sisse fosfaatidel põhinevad klassipiirid, on samuti otstarbekas analüüsida vajadust taotleda erisust hea seisundi saavutamisele (mis on pikaajaline protsess).

## 5. RANNIKUMERE LOODUSLIKE TÜÜPIDE KLASSIFITSEERIMISPIIRID

Autorid: Stella-Theresa Stoicescu, Germa Väli, Urmas Lips

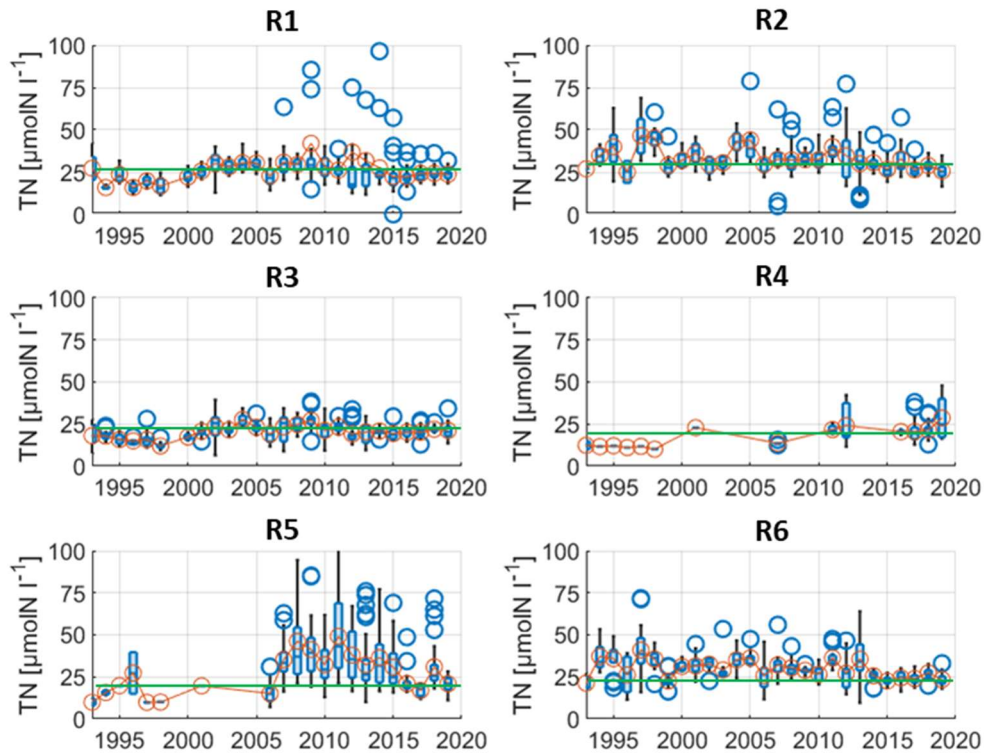
Eesti rannikumere veekogumid on keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 jagatud kuueks veekogutüübiks.

- tüüp R1 – Soome lahe kaguosa – oligohaliinne (2,5–6 psu) avatud rannikuvesi;
- tüüp R2 – Pärnu laht – oligohaliinne (4,0–5,5 psu) poolsuletud rannikuvesi;
- tüüp R3 – Soome lahe lääneosa – mesohaliinne (4,5–6,5 psu) sügav rannikuvesi;
- tüüp R4 – Läänesaarte avamere rannikuvesi – mesohaliinne (6–7 psu) madal, lainetusele avatud rannikuvesi;
- tüüp R5 – Väinameri – mesohaliinne (3–6,5 psu) madal, varjatud, segunenud rannikuvesi;
- tüüp R6 – Liivi laht – mesohaliinne (4–6 psu) madal, varjatud, sesoonselt kihistunud rannikuvesi.

Eesti rannikuveed on jagatud 16 veekogumiks (vt joonisel 4.1), mis on liigitatud veekogutüüpide alusel järgnevalt:

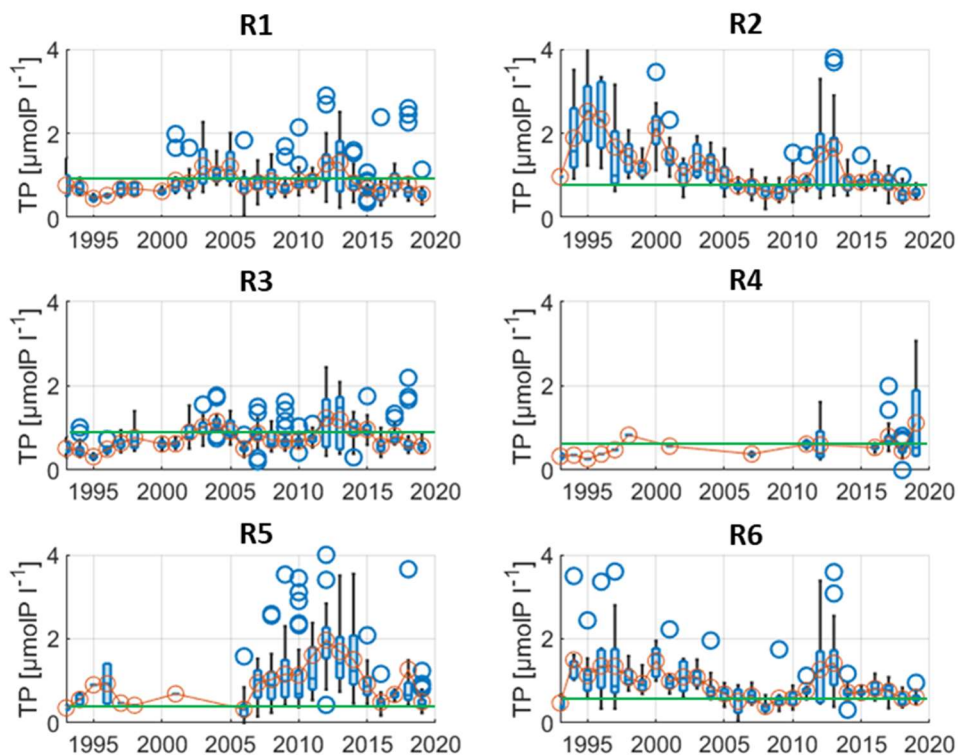
- tüüp R1 – Narva-Kunda lahe rannikuvesi (1);
- tüüp R2 – Pärnu lahe rannikuvesi (13);
- tüüp R3 – Eru-Käsmu lahe rannikuvesi (2), Hara ja Kolga lahe rannikuvesi (3), Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi (5), Pakri lahe rannikuvesi (6);
- tüüp R4 – Hiiu madala rannikuvesi (7), Soela väina rannikuvesi (10), Kihelkonna lahe rannikuvesi (11);
- tüüp R5 – Haapsalu lahe rannikuvesi (8), Matsalu lahe rannikuvesi (9), Kassari-Õunaku lahe rannikuvesi (14), Väinamere rannikuvesi (16);
- tüüp R6 – Liivi lahe loodeosa rannikuvesi (17), Liivi lahe kirdeosa rannikuvesi (18), Liivi lahe keskosa rannikuvesi (19).

Joonistel 5.1 ja 5.2 on iseloomustatud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkust nimetatud kuue rannikuveetüübi piires aastate 1993-2019 seireandmete põhjal. Kuna enamuses veekogumites on seire tehtud ainult mõnel korral selle perioodi jooksul alates veepoliitika raamdirektiivi kohase seire käivitamisest 2000-ndate aasta keskel, siis võib aastevahelises muutlikkuses avalduda ka erinevused, mis on tingitud ühe või teise veekogumi andmetest. Veekogutüübi R1 (joonistel 1) vastavad Narva-Kunda lahe veekogumi andmetele ja veekogutüübi R2 andmed Pärnu lahe veekogumi andmetele, kuna need looduslikud tüübid sisaldavad ainult ühte veekogumit. Veekogutüübi R3 puhul domineerivad Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumi andmed, sest ainult selle piires toimub püsiseire (st seire igal aastal). Veekogutüübi R5 puhul on aastatel 2006-2015 domineerivaks Haapsalu lahe seireandmed, kui seire seal teostati iga-aastaselt. Selle tüübi puhul on selgelt näha ka kõige suurem erinevus mõõdetud toitainete sisalduste ja kehtestatud hea-kesise ökoloogilise kvaliteediklassi piiri vahel, eriti üldfosfori jaoks. Veekogutüübi R6 puhul on enamus andmeid Liivi lahe kirdeosa rannikuveest, kuid paljudel aastatel ka Liivi lahe keskosa rannikuveest (jaama 125 andmed).



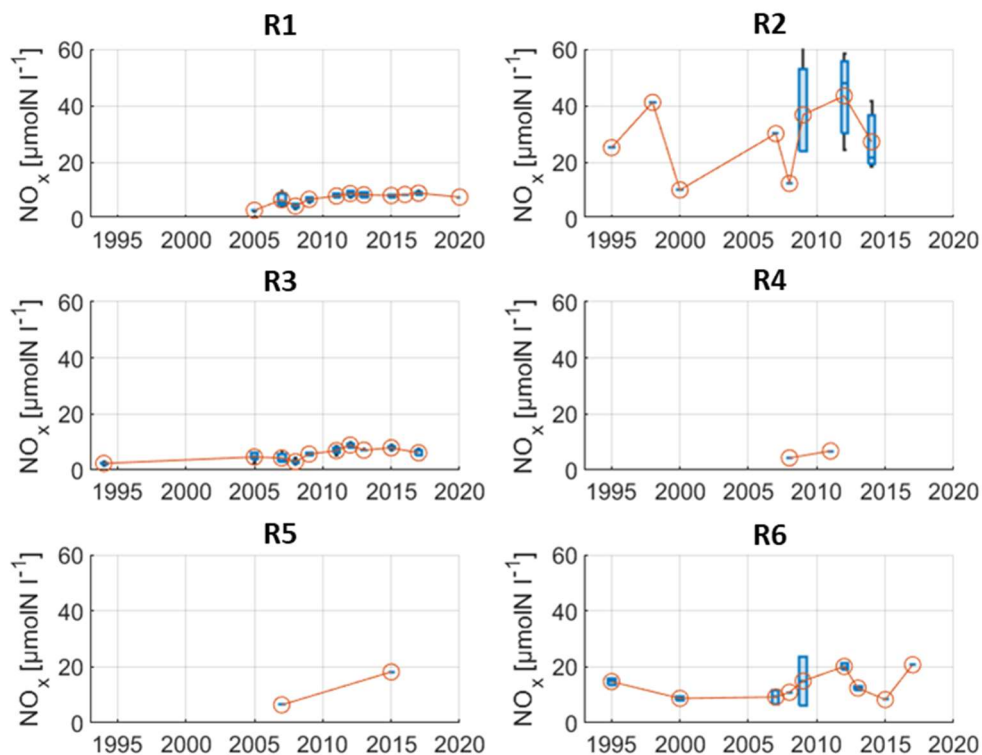
Joonis 5.1. Üldlämmastiku sisalduse pikaajalised muutused (1993-2019) pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) Eesti rannikumere kuue loodusliku tüübi piires. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piirid hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel (väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).



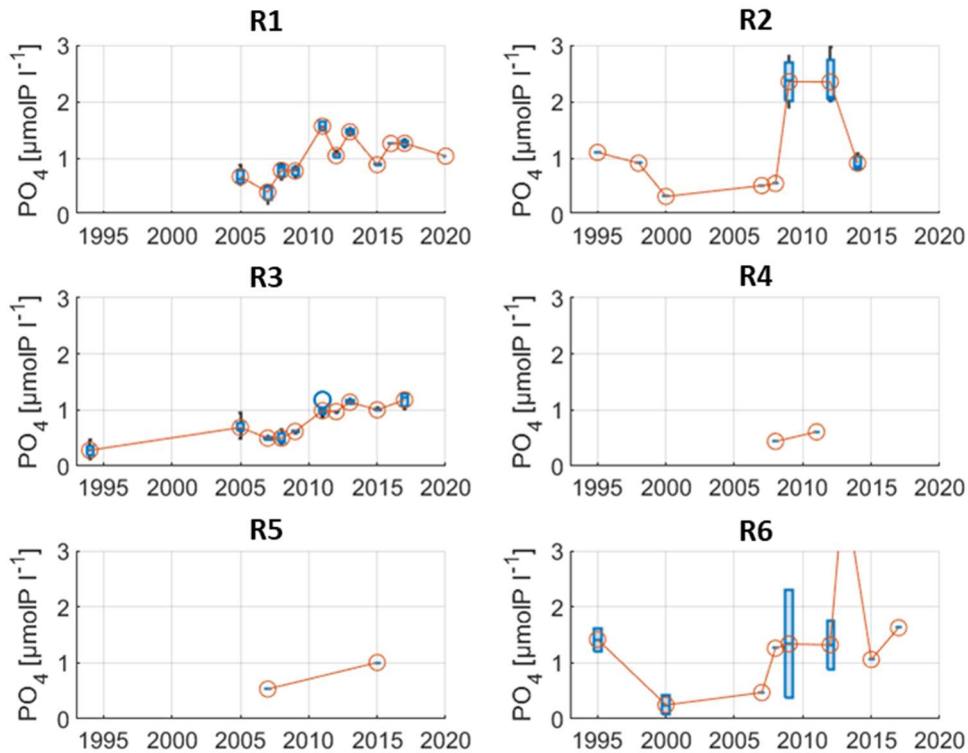


Joonis 5.2. Üldfosfori sisalduse pikaajalised muutused (1993-2019) pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) Eesti rannikumere kuu loodusliku tüübi piires. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piirid hea ja kesise veekvaliteedi klassi vahel (väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).

Joonistel 5.3 ja 5.4 on toodud pikaajalised muutused anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sisalduses kuu veekogutüübi jaoks analoogselt ülalpool analüüsitud üldainete muutlikkusele ja peatükis 4 analüüsitud pikaajalistele muutustele rannikuveekogumite kaupa. Tüübid R1 ja R2 (joonistel 1 ja 2) vastavad Narva-Kunda lahe ja Pärnu lahe veekogumitele. Teistes tüüpides on esindatud mitu veekogumit. Kuna toitainete sisaldusi talvel pole teistes veekogumites, peale nende, mis on kaetud püsiseirega, peaaegu mõõdetud, siis ka paikapidavat statistikat nende sisalduste muutuste kohta on raske teha. Oluliselt kõrgemad teistest piirkondadest on NO<sub>x</sub> sisaldused Pärnu lahe ja Liivi lahe veekogutüübis. Kuna fosfaatide kontsentratsiooni puhul on domineerivaks nimetatud mõlemas veekogumitüübis aastatevaheline muutlikkus, siis ei ole võimalik nende ühendite võrdlust erinevate tüüpide vahel teha.



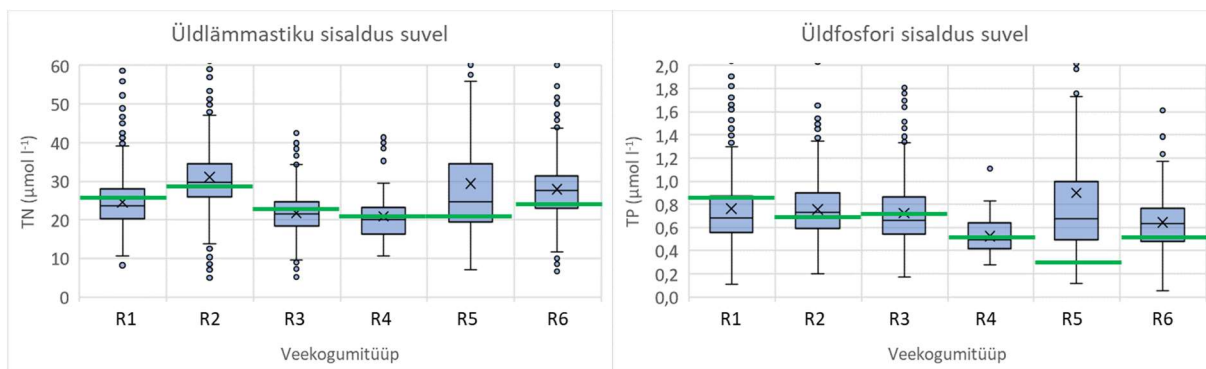
Joonis 5.3. Nitritite-nitratide sisalduse pikaajalised muutused (1993-2019) pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) Eesti rannikumere kuue loodusliku tüübi piires. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).



Joonis 5.4. Fosfaatide sisalduse pikaajalised muutused (1993-2019) pinnakihis (0-10 m) talvekuudel (detsember-veebruar) Eesti rannikumere kuue loodusliku tüübi piires. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

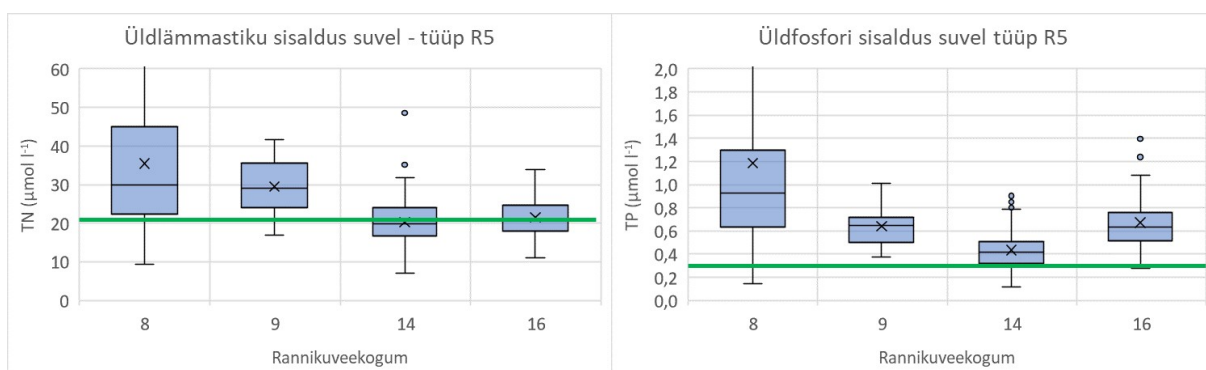
Järgnevalt on võrreldud üldlämmastiku ja üldfosfori suviste sisalduste muutlikkust erinevate veekogumitüüpide piires aastate 2006-2019 andmetel (algusaastaks on valitud 2006, sest sellest aastast käivitatakse veepoliitika raamdirektiivi kohane seire rannikumeres). Analüüsist on välja jäetud üldfosfori andmed aastatest 2012-2013. Joonisel 5.5 on toodud ka veekogumitüüpidele vastavad piirid hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel. Üldlämmastiku suviste kontsentratsioonide põhjal eristuvad teistest kõrgema keskmise väärtusega Pärnu lahe, Väinamere ja Liivi lahe rannikuvee tüübid, kuid nende piires on suurim ka muutlikkus. Suure muutlikkusega üldlämmastiku sisalduse väärtustes on ka Soome lahe kaguosa rannikuvee. Teistest eristuvad väiksema keskmise üldlämmastiku sisalduse ja väikseima muutlikkusega Läänesaarte lääneosa ja Soome lahe lääneosa rannikuvee tüübid.

Üldfosfori sisalduse keskmised väärtused ja muutlikkus on suurimad Väinamere rannikuvee tüübi piires ja väikseimad Läänesaarte lääneosa rannikuvee tüübi piires. Teiste tüüpide keskmised ja muutlikkus on suhteliselt sarnased, kuid veidi väiksem on keskmine sisaldus Liivi lahe rannikuvee tüübi piires võrreldes Pärnu lahe ja Soome lahe kaguosa ning lääneosa rannikuveetega. Jooniselt 5.5 on näha, et mõõdetud üldfosfori sisalduste aritmeetiline keskmine on kõige kõrgem Väinamere rannikuvees (R5), kuid sellele tüübile kehtestatud üldfosfori sisalduse hea-kesise klassipiir on teistele rannikuveetüüpidele kehtestatud piiridega võrreldes kõige väiksem (joonis 5.5).

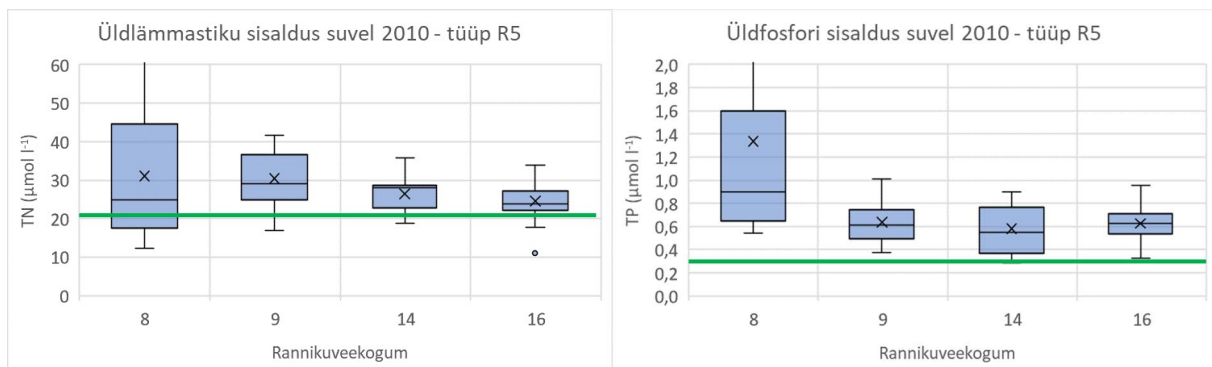


Joonis 5.5. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Eesti rannikumere veekogumitüüpides aastate 2006-2019 andmetel (juuni-september, pinnakiht 0-10 m). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Üldlämmastiku puhul on üksikud väärtused vertikaaltelje ulatusest väljas tüüpides R1, R2, R5 ja R6 ning üldfosfori puhul tüüpides R1, R2, R3 ja R5. Roheliste horisontaaljoontega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud tüübispetsiifilised piirid hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel (väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).

Väinamere rannikuveetüübi (R5) piires esineva suure muutlikkuse ja klassipiiride ning mõõdetud kontsentratsioonide märkimisväärse erinevuse detailsemaks kirjeldamiseks on joonistel 5.6 ja 5.7 toodud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse statistilisi parameetreid iseloomustavad graafikud. Joonisel 5.6 on näidatud kogu periood aastast 2006 kuni 2019 (fosfori puhul on välja jäetud 2012. ja 2013. aasta andmed) ja joonisel 5.7 on ainult 2010. aasta andmed, kui seiret teostati kõigis neljas R5 tüüpi veekogumis.



Joonis 5.6. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Eesti rannikumere tüübi R5 (Väinamere rannikuvee) veekogumites (8 – Haapsalu laht, 9 – Matsalu laht, 14 – Kassari-Õunaku laht, 16 – Väinameri) aastate 2006-2019 andmetel (juuni-september, pinnakiht 0-10 m). Joonisel on näidatud karpdiagrammina erinevate R5 tüüpi rannikuveekogumite mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel (väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).



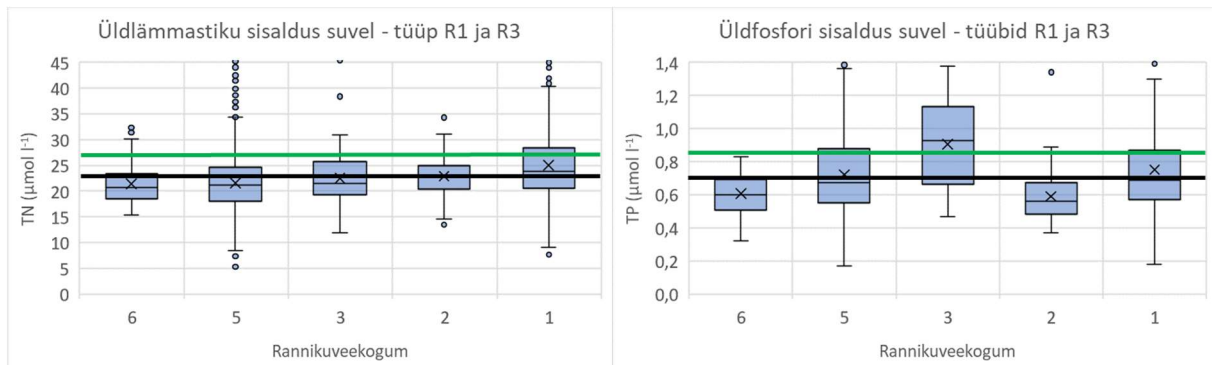
Joonis 5.7. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Eesti rannikumere tüübi R5 (Väinamere rannikuvesi) veekogumites (8 – Haapsalu laht, 9 – Matsalu laht, 14 – Kassari-Õunaku laht, 16 – Väinameri) 2010. aastal (juuni-september, pinnakiht 0-10 m), kui seiret teostati kõigis neljas veekogumis. Joonisel on näidatud karpdiagrammina iga R5 tüüpi rannikuveekogumi mediaanekeskmesed, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piir hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel (väärtused teisendatud ühikutesse µmol/l).

Üldlämmastiku sisaldused on keskmiselt kõrgemad Haapsalu lahe ja Matsalu lahe veekogumites nii kogu vaadeldud perioodi kui 2010. a andmetel. Kassari-Õunaku lahe (millesse kuulub ka Väikese Väina põhjapoolne osa) ja Väinamere veekogumis on keskmiselt üldlämmastiku kontsentratsioonid madalamad, eriti kui vaadata kogu perioodi andmestikku (andmeid on rohkem viimastest aastatest) ja mitte ainult 2010. aastat, millest alates on kontsentratsioonid enamuses Eesti rannikumeres vähenenud. Taolist vähenemist ei ole aga märgata Haapsalu ja Matsalu lahes ning nende veekogumite keskmised üldlämmastiku sisaldused on suhteliselt kaugel hea-kesise ökoloogilise klassi piirist.

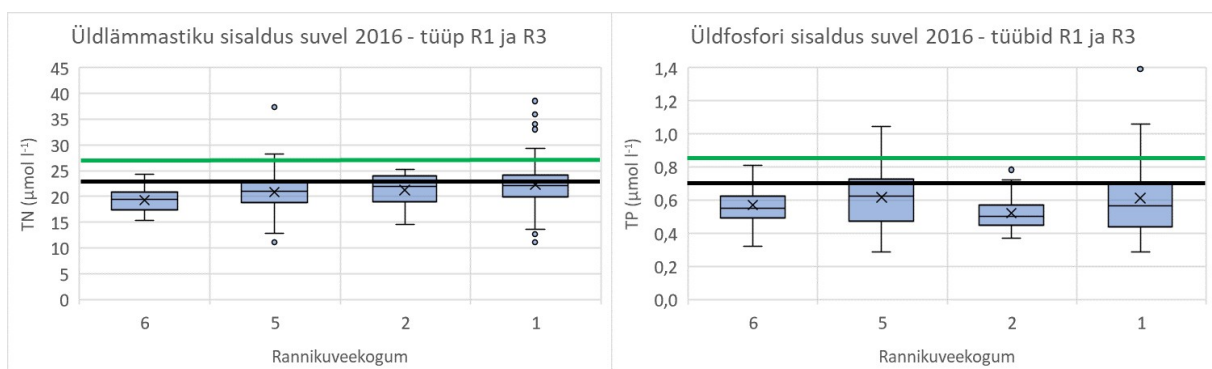
Üldfosfori sisaldustes eristub väga selgelt Haapsalu laht, kus on kõige kõrgem üldfosfori keskmine kontsentratsioon ja suur muutlikkus. 2010.a suve andmetel on teistes veekogumites üldfosfori keskmised kontsentratsioonid sarnased, olles veidi suurema muutlikkusega Kassari-Õunaku veekogumis. Selles veekogumis on kogu perioodi andmetel leitud kõige madalam üldfosfori kontsentratsioon, kuid ka see on veel suhteliselt kaugel praegu kehtivast hea-kesise klassi piirist. Üldfosfori keskmine sisaldus nii Matsalu lahes kui Väinamere veekogumis ületab hea-kesise klassi piiri ca 2 korda, Haapsalu lahes ca 4 korda. Tulemused viitavad vajadusele üle vaadata klassipiirid ja/või rannikuvee tüüpide piirjooned. Kui Matsalu laht on otsese Kasari jõe mõju all (suur magevee sissevoolu mõju, st klassipiire on võimalik kehtestada arvestades vee soolsust), siis Haapsalu lahte oleks vaja vaadelda pigem eraldi rannikuvee tüübina. Ettepanekud Matsalu lahe klassipiiride kohta on formuleeritud käesoleva aruande peatükis 8. Haapsalu lahe või selle osa (Tagalahe) hindamissüsteemi ettepanek vajab täiendavat analüüsi.

Täiendavalt oleme analüüsinud Eru-Käsmu lahe rannikuvee kuulumist Soome lahe kaguosa või Soome lahe lääneosa veekogumitüübi alla ning Soome hiljutist (2021. a) [ettepanekut](#) HELCOMis jagada Soome lahe avaosa eraldi kolmeks hinnangualaks. Eru-Käsmu veekogum on kehtivas määruses paigutatud

Soome lahe lääneosa rannikuvee tüübi alla, kuid vesikondade jaotuses kuulub see Ida-Eesti vesikonda nagu ka Narva-Kunda lahe rannikuvesi. Joonistel 5.8 ja 5.9 toodud graafikutel on võrreldud Eru-Käsmu veekogumi üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse statistilisi parameetreid Narva-Kunda lahe ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumite vastavate parameetritega. Kasutatud on kogu perioodi andmeid (alates 2006) ja ainult 2016. aasta andmeid, kui on teostatud seiret Eru-Käsmu lahe veekogumis ja veel kolmes Soome lahe rannikuveekogumis, mis välistab aastatevahelise muutlikkuse mõju statistilistele parameetritele.



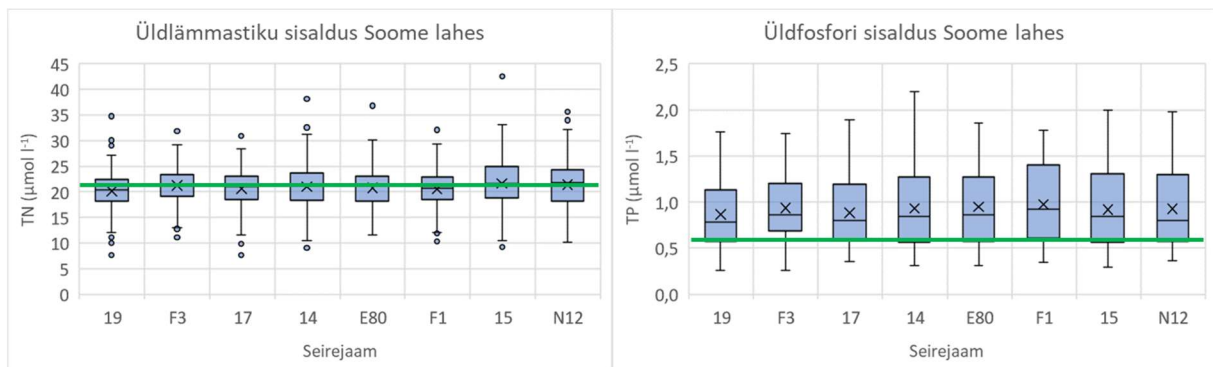
Joonis 5.8. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Eesti rannikumere veekogumites Soome lahes (1 – Narva-Kunda, 2 – Eru-Käsmu, 3 – Hara ja Kolga, 5 – Muuga-Tallinna-Kakumäe ja 6 – Pakri lahe rannikuvesi) aastatel 2007-2019 (juuni-september, pinnakiht 0-10 m). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise ja musta horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusega nr 19 kehtestatud piirid hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel Soome lahe kaguosas (roheline joon) ja Soome lahe lääneosas (must joon; väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).



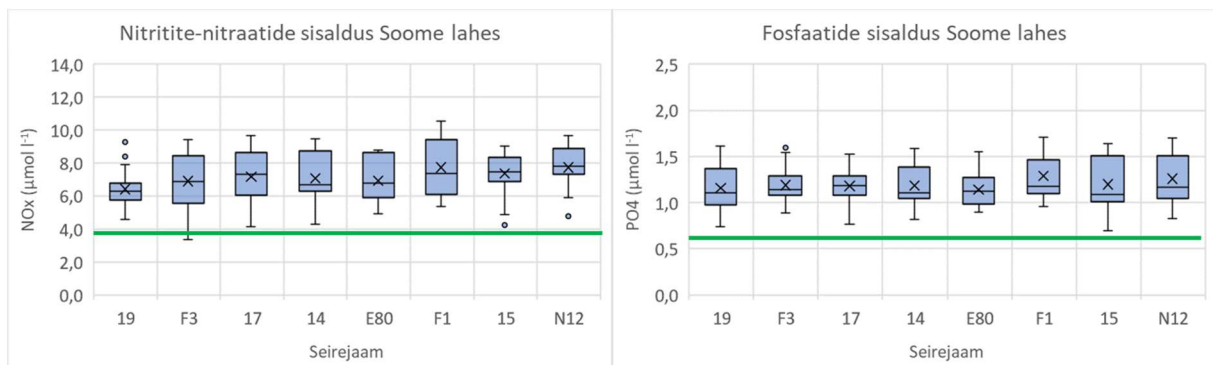
Joonis 5.9. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Eesti rannikumere veekogumites Soome lahes (1 – Narva-Kunda, 2 – Eru-Käsmu, 5 – Muuga-Tallinna-Kakumäe ja 6 – Pakri lahe rannikuvesi) 2016. aastal (juuni-september, pinnakiht 0-10 m), mil seiret teostati Eru-Käsmu veekogumis. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise ja musta horisontaaljoonega on toodud keskkonnaministri 16.04.2020. a

määrusega nr 19 kehtestatud piirid hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel vastavalt Soome lahe kaguosas (roheline joon) ja Soome lahe lääneosas (must joon; väärtused teisendatud ühikutesse  $\mu\text{mol/l}$ ).

Üldlämmastiku keskmises sisalduses suvel Soome lahe rannikuveekogumites on oodatult näha ida-läänesuunaline gradient – keskmised kontsentratsioonid kasvavad Pakri lahe rannikuveest kuni Narva-Kunda lahe rannikuveeni (joonised 5.8 ja 5.9, veekogum 6 kuni veekogum 1). Eru-Käsmu veekogumi 2016. a suve üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon vastab heale ökoloogilisele seisundile mõlema rannikuveetüübi klassipiiri alusel. Üldfosfori sisaldus on Eru-Käsmu lahe veekogumis kõige madalam võrdluses teiste Soome lahe rannikuveekogumitega. See kehtib nii kogu perioodi kui ka 2016. aasta kohta. Arvatavasti on põhjuseks kaugus suuremate koormusallikateni ja piirkonna väiksem sügavus võrreldes sellest lääne poole jäävate veekogumitega, mis piirab avamere süvakihtidest ülemisse kihti segatava fosforivoo mõju.



Joonis 5.10. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse muutlikkus Soome lahe avaosa seirejaamades aastatel 2010-2019 (kogu aasta, pinnakiht 0-10 m; jaamad on toodud graafikul suunaga läänest itta). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorite läviväärtused (HELCOM, 2018b; HELCOM, 2018c).



Joonis 5.11. Nitritite-nitraatide ja fosfaatide sisalduse muutlikkus Soome lahe avaosa seirejaamades aastatel 2010-2019 (talvel, pinnakiht 0-10 m; jaamad on toodud graafikul suunaga läänest itta). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanekeskised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid). Rohelise horisontaaljoonega on toodud HELCOM tuumindikaatorite läviväärtused (HELCOM, 2018d; HELCOM, 2018e).

Avamere seirejaamades on kõigi analüüsitud toitainete keskmiste sisalduste puhul märgata lääne-idasuunalise gradiendi olemasolu, kuid keskmised ei erine üksteisest jaamade vahel statistiliselt oluliselt (joonised 5.10 ja 5.11). Üldlämmastiku kogu aasta keskmise sisalduse alusel on teistest veidi erinevad Narva lahe jaamad N12 ja 15 (suurem kontsentratsioon) ja Naissaarest läände jääv jaam 19 (madalam kontsentratsioon). Üldfosfori sisalduste muutlikkus on suur, sest kasutatud on kõikide kuude andmeid, nagu HELCOM tuumindikaator ette näeb, mis ei luba teha mingeid järeldusi piki lahte gradiendi osas. See näitab ka, et selge sesoonse käiguga üldfosfori sisalduse aasta keskmise kontsentratsiooni hindamine kõrge usaldusväärsusega nõuab väga suurt hulka andmeid, mis on jaotunud üle aasta ühtlaselt.

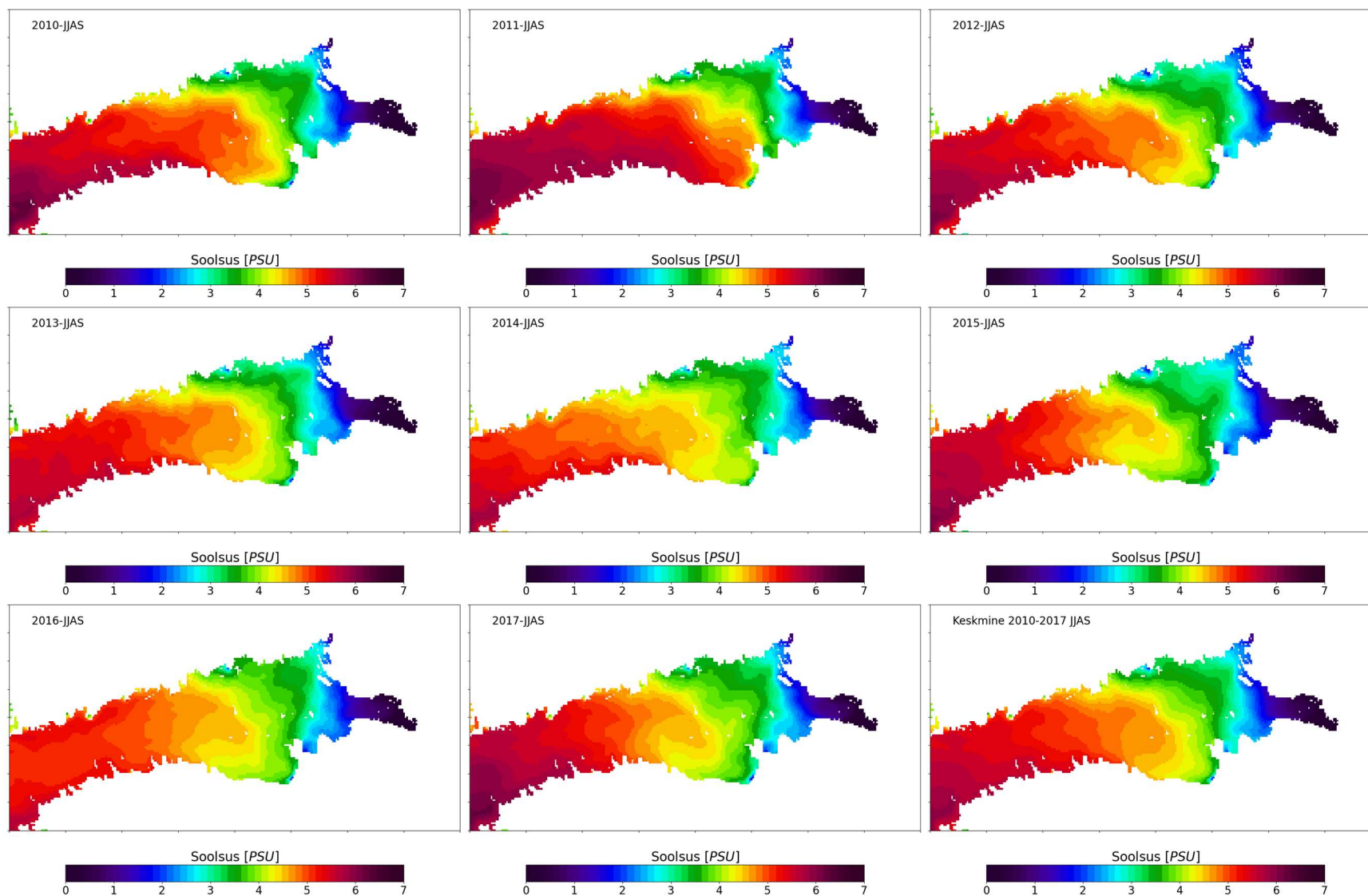
Nitritite-nitraatide talvistes keskmistes sisaldustes on piki lahte gradient selgemini näha (joonis 5.11; jaamade 19 ja N12 keskmised erinevad oluliselt) kui üldainete puhul. Jaamad võib keskmiste ja muutlikkuse alusel rühmitada kolmeks – jaam 19, jaamad F3, 17, 14 ja E80 ning jaamad F1, 15 ja N12. Fosfaatide kontsentratsioonide parameetrid talvekuudel aga piki lahte erinevate jaamade vahel statistiliselt oluliselt ei erine. Kokkuvõtteks võib väita, et toitainete jaotuse alusel on ainult Eesti mereseire andmetele tuginedes väga keeruline põhjendada Soome lahe avaosa jagamist kolmeks erinevaks hinnanguüksuseks. Kasutades Soome seireandmeid Soome lahe avaosast viimase 10 aasta jooksul, võib samuti täheldada lääne-ida suunalise gradiendi olemasolu, eelkõige talvistes nitritite-nitraatide sisalduses, kuid ka üldlämmastiku sisalduses kogu aasta kohta.

Soolsuse jaotused Soome lahe pinnakihis suvekuudel on kaheksa modelleeritud aasta (2010-2017) kohta ja kogu perioodi keskmisena toodud joonisel 5.12. Ida-läänesuunaline gradient soolsuses on näha kõikide aastate ja kogu perioodi keskmisel jaotusel. Suuremad gradiendid on täheldatavad lahe idaosas, kus Neeva laht läheb üle Soome lahe laiemaks osaks ja mõnel aastal ka Soome lahe lääneosas, kus gradiendid vastavad üleminekule Soome lahe ja Läänemere avaosa põhjasseini vahel. Lisaks ida-läänesuunalisele gradiendile esineb lahe kitsamas keskosas enamusel aastatel ka soolsuse põhjalõunasuunaline gradient pinnakihis – Eesti pool on soolsus kõrgem kui Soome pool. Selline suvekuudele iseloomulik soolsuse jaotus vastab lahe pinnakihi jäätsirkulatsioonile (Andrejev et al., 2004) ja seda on näidatud ka mõõtmisandmetega, näiteks Tallinn-Helsingi ferriboks-mõõtmiste abil (Kikas & Lips, 2016).

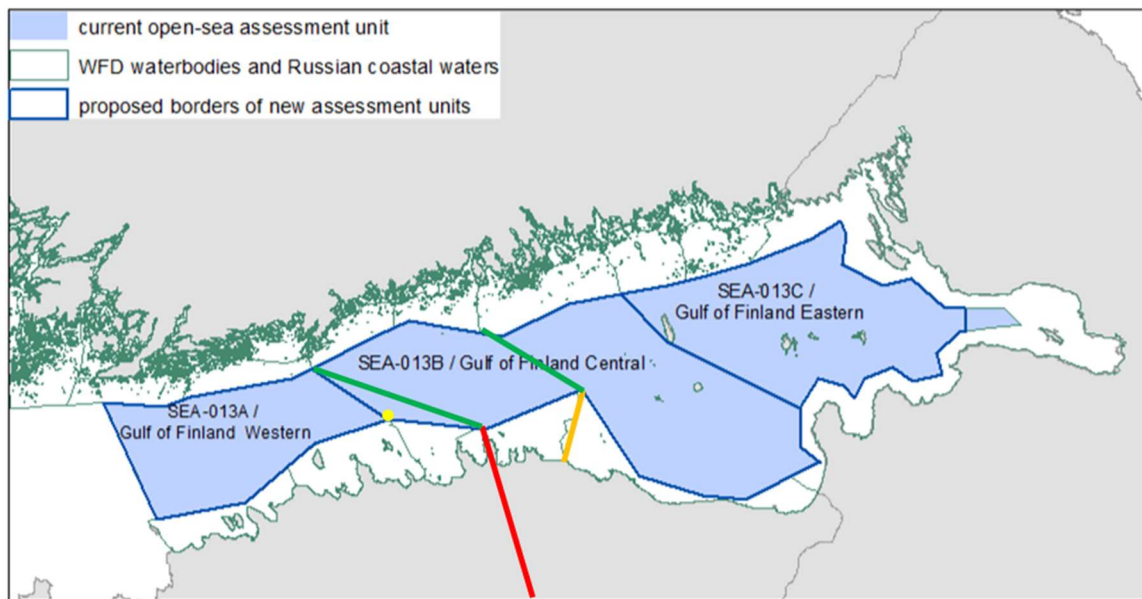
Kui tinglikult võtta oligohaliinse ja mesohaliinse rannikuvee piiriks soolsus 5 psu, siis keskmiselt jookseb nendevaheline piir läbi Eru-Käsmu lahe veekogumi. See tähendab, et soolsuse jaotuse mõttes, nagu ka eespool toodud toitainete sisalduse statistiliste parameetrite kohaselt, võiks see rannikuveekogum kuuluda mõlemasse rannikuveetüüpi – Soome lahe kaguossa või Soome lahe lääneossa. Soome ekspertide poolt tehtud ettepanek Soome lahe avaosa jagamiseks kolmeks hindamisüksuseks on küll üldise soolsuse ja toitainete gradiendi olemasolu mõttes mõeldav, kuid parameetrite horisontaalse jaotuse alusel on keeruline määrata, kus peaksid kulgema hindamisüksuste vahelised piirid. Soome



ettepanekus lähtuks Eesti rannikuvetes lahe läänepoolse ja keskosa vaheline piir Hara-Kolga lahe ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumite piirist. Rannikuvee tüpoloogiaga sobiks paremini piir, mis lähtuks Narva-Kunda lahe ja Eru-Käsmu lahe piirist või Eru-Käsmu lahe ja Hara-Kolga lahe veekogumite piirist (arvestades, et määruses 19 peaks Eru-Käsmu veekogum kuuluma rannikuveetüüpi R1).



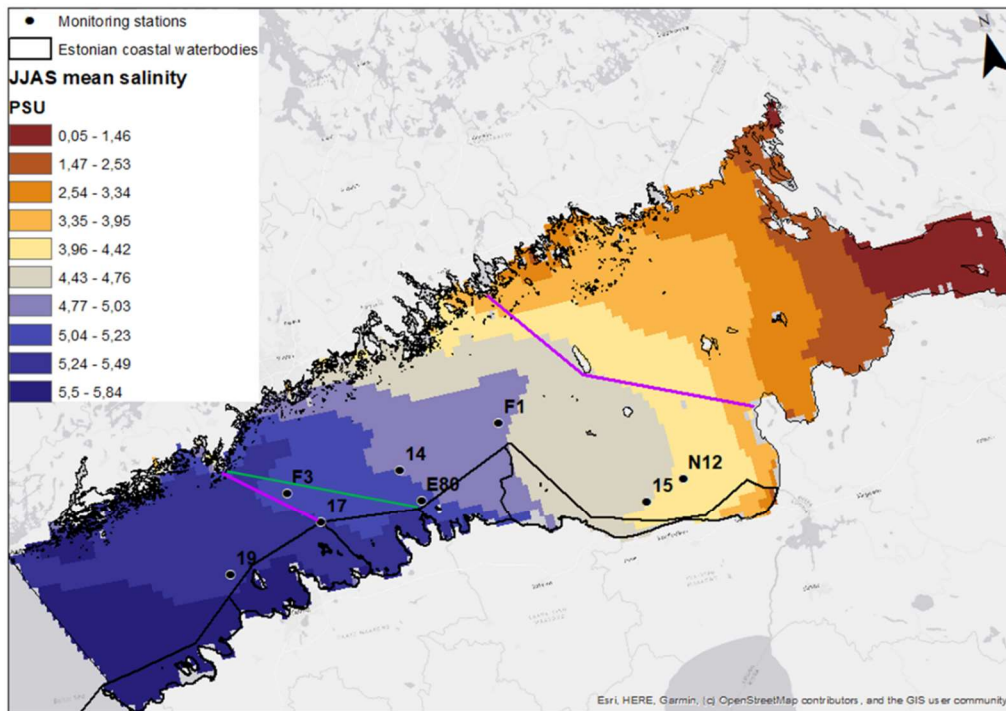
Joonis 5.12. Keskmine soolsuse jaotus Soome lahes suvekuudel igal aastal vahemikus 2010-2017 ja perioodi keskmisena (pinnakiht 0-10 m).



Joonis 5.13. Soome ettepanek Soome lahe avaosa jagamiseks kolmeks hindamisüksuseks (piirid antud siniste joontega). Kollase ja punase joonega on skemaatiliselt näidatud piirid vastavalt kahe rannikuveetüübi vahel Soome lahes ning Ida-Eesti ja Lääne-Eesti vesikondade vahel (kui arvestada, et määruses toodud piir on ekslik, siis ühtlasi ka piir tüüpide vahel punase joonega). Roheliste joontega on toodud kaks võimalikku varianti lahe avaosa jagamiseks lähtudes Eesti rannikuvee ja vesikondade piiridest.

Joonisel 5.13 on kujutatud Soome ettepanek Soome lahe avaosa jagamiseks kolmeks hindamisüksuseks koos kahe võimaliku variandiga lähtudes Eesti rannikumere veekogumitest, tüüpidest ja vesikondade piirist. Ühel puhul on lähtutud piiri algusest Eesti vetes, mis algab Narva lahe ja Eru-Käsmu lahe veekogumite piirist ning teine variant oleks algusega Eesti vesikondade piirist, st Eru-Käsmu lahe ja Hara-Kolga lahe rannikuveekogumite piirist.

Arvestades soolsuse keskmist jaotust Soome lahe pinnakihi suvel (joonis 5.14), oleks võimalikud mõlemad nimetatud variandid. Nendel juhtudel jääks mõlemasse hindamisüksusesse vähemalt kolm Eesti avamere seirejaama. Kui piir tõmmata Soome ettepaneku kohaselt, oleks läänepoolses hindamisüksuses (SEA-013A) ainult jaam 19 ja vajalik oleks lisada täiendavad seirejaamad (mida oleks mõistlik teha niigi, vähemalt ühe jaama näol).



Joonis 5.14. Soolsuse keskmine jaotus Soome lahe pinnakihis suvekuudel 2010-2017, Eesti rannikuveekogumite piirjooned ja Soome ettepanek avamere hindamisüksuste jagamiseks (lillad jooned). Joonisel on näidatud ka Eesti avamere seirejaamad ja üks võimalik alternatiiv avamere hindamisüksuste (Soome lahe lääneosa ja Soome lahe keskosa) vahel (roheline joon).

## 6. JÕGEDE LOODUSLIKE TÜÜPIDE KLASSIFITSEERIMISPIIRID

Autorid: Arvo Iital, Karin Pachel, Enn Loigu, Kati Roosalu

Jõgede seisundi hindamiseks on vooluveekogud keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 kohaselt suuruse ja huumusainete sisalduse alusel jagatud seitsmesse jõetüüpi, mille raames on eristatud viis kvaliteediklassi olulisemate kvaliteedinäitajate (vees lahustunud hapnik, pH, biokeemiline hapnikutarve, ammooniumlämmastik, üldlämmastik ja üldfosfor) alusel (Tabel 6.1).

- 1) tüüp V1A-KaVo – tumedaveelised ja humiaineterikkad (KHTMn 90%-ne väärtus üle 25 mgO/l) jõed valgala suurusega 10–100 km<sup>2</sup>, kus loodusliku veerežiimi (loodusliku perioodilise veepuuduse) tõttu ei ole püsiva kalakoosluse kujunemine võimalik;
- 2) tüüp V1A – tumedaveelised ja humiaineterikkad (KHTMn 90%-ne väärtus üle 25 mgO/l) jõed valgala suurusega 10–100 km<sup>2</sup>, kus püsiva kalakoosluse kujunemine on võimalik;
- 3) tüüp V1B-KaVo – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (KHTMn 90%-ne väärtus alla 25 mgO/l) jõed valgala suurusega 10–100 km<sup>2</sup>, kus loodusliku veerežiimi (loodusliku perioodilise veepuuduse) tõttu ei ole püsiva kalakoosluse kujunemine võimalik;
- 4) tüüp V1B – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (KHTMn 90%-ne väärtus alla 25 mgO/l) jõed valgala suurusega 10–100 km<sup>2</sup>, kus püsiva kalakoosluse kujunemine on võimalik;
- 5) tüüp V2A – tumedaveelised ja humiaineterikkad (KHTMn 90%-ne väärtus üle 25 mgO/l) jõed valgala suurusega >100–1000 km<sup>2</sup>;
- 6) tüüp V2B – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (KHTMn 90%-ne väärtus alla 25 mgO/l) jõed valgala suurusega >100–1000 km<sup>2</sup>;
- 7) tüüp V3A – tumedaveelised ja humiaineterikkad (KHTMn 90%-ne väärtus üle 25 mgO/l) jõed valgala suurusega >1000–10 000 km<sup>2</sup>;
- 8) tüüp V3B – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (KHTMn 90%-ne väärtus alla 25 mgO/l) jõed valgala suurusega >1000–10 000 km<sup>2</sup>;
- 9) tüüp V4B – jõed valgala suurusega üle 10 000 km<sup>2</sup> (Narva jõgi).

Tabel 6.1. Vooluveekogude füüsikalise-keemiliste üldtingimuste määramise klassipiirid

Kvaliteedi-näitaja		Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
<b>Veekogutüübid V1A, V1A-KaVo, V2A ja V3A</b>							
O <sub>2</sub> küllastustase	10% tagatusega väärtus	% küllastustastmest	>60	60–50	<50–40	<40–35	<35
BHT <sub>5</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgO <sub>2</sub> /l	<2,2	2,3-3,5	3,6-5,0	5,1-7,0	≥7,1
(N <sub>üld</sub> )	Aritmeetiline keskmine	mgN/l	≤1,5	1,6-3,0	3,1-6,0	6,1-8,0	≥8,1
P <sub>üld</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgP/l	≤0,050	0,051–0,080	0,081–0,100	0,101–0,120	≥0,121
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	90% tagatusega väärtus	mgN/l	≤0,10	0,11-0,30	0,31-0,45	0,46-0,60	≥0,61

pH	10% tagatusega väärtus	pH ühik	6–9	–	–	–	<6 või >9
Veekogutüübid V1B, V1B-KaVo, V2B ja V3B							
O <sub>2</sub> küllastustase	10% tagatusega väärtus	% küllastustastmest	≥ 70	69–60	59–50	49–40	≤39
BHT <sub>5</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgO <sub>2</sub> /l	≤1,8	1,8–3,0	>3,0–4,0	>4,0–5,0	≥5,1
(N <sub>üld</sub> )	Aritmeetiline keskmine	mgN/l	≤1,5	1,6–3,0	3,1–6,0	6,1–8,0	≥ 8,1
P <sub>üld</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgP/l	≤0,050	0,051–0,080	0,081–0,100	0,101–0,120	≥0,121
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	90% tagatusega väärtus	mgN/l	≤0,10	0,11–0,30	0,31–0,45	0,46–0,60	≥0,61
pH	10% tagatusega väärtus	pH ühik	6–9	–	–	–	<6 või >9
Veekogutüüp V4B (Narva jõgi)							
O <sub>2</sub> küllastustase	10% tagatusega väärtus	% küllastustastmest	≥70	69–60	59–50	49–40	≤ 39
BHT <sub>5</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgO <sub>2</sub> /l	≤1,8	1,9–3,0	3,1–4,0	4,1–5,0	≥5,1
(N <sub>üld</sub> )	Aritmeetiline keskmine	mgN/l	≤0,5	0,6–0,7	>0,8–1,0	>1,1–1,5	≥1,5
P <sub>üld</sub>	Aritmeetiline keskmine	mgP/l	≤0,040	0,041–0,060	0,061–0,080	0,081–0,100	≥0,101
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	90% tagatusega väärtus	mgN/l	≤0,10	0,11–0,30	0,31–0,45	0,46–0,60	≥0,61
pH	10% tagatusega väärtus	pH ühik	6,0–9,0	6,0–9,0	6,0–9,0	6,0–9,0	<6,0 või >9,0

Jõgede klassifitseerimispiiride täpsustamiseks kasutati lisaks valgla suurusele viimase 5 aasta andmeid lämmastiku ja fosfori keskmise sisalduse ja nende massi suhte, humiainete sisalduse, orgaanilise süsiniku ja KHT<sub>Mn</sub> 90% sisalduse kohta nii merre suubuvate kui ka teiste seirejõgede kohta (Tabel 6.2).

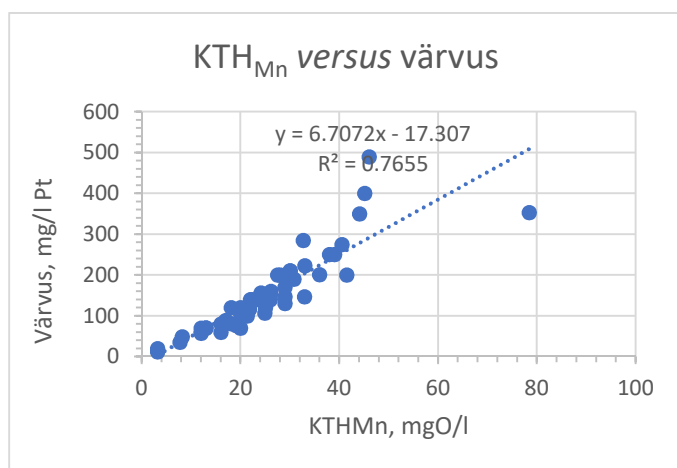
Tabel 6.2. Lämmastiku ja fosfori keskmine sisaldus ning humiainete, orgaanilise süsiniku ja KHT<sub>Mn</sub> 90% sisaldus jõgedes 2015-2019 a.

Jõgi	Seirejaam	Tüüp	KHTMn, mgO/l	Värvus, mg/l Pt	DOC, mgC/l	TOC, mgC/l	N <sub>üld</sub> , keskm	P <sub>üld</sub> keskm	N/P	Mets, %
Ahja	Kiidjärve	V2B	26,1	160	11,7	13	1,4	0,056	25	47,6
Ahja	Lääniste	V3B	20,7	108	-	-	1,5	0,058	26	47,3
Alajõgi	Griini (Alajõe)	V2A	45,1	400	-	-	1,1	0,04	26	83
Avijõgi	Mulgi	V2B	39	250	-	-	3,2	0,024	133	72,4
Emajõgi	Rannu-Jõesuu	V3B	16	60	11,7	14	1,3	0,038	34	46,4
Emajõgi	Tartu (Kvissental)	V3B	21,7	117	17,7	-	2,1	0,042	49	49,7

Emajõgi	Kavastu	V3B	21	110	17,8	19,8	2,2	0,056	39	48,4
Halliste	Riisa	3A	32,7	285	-	27,6	1,4	0,038	37	60
Jägala	Jägala juga	V3B	28	200	19	23	2,5	0,05	50	62,5
Jänijõgi	Jäneda	V1A	7,7	40	-	-	7,2	0,027	267	40,8
Kasari	Kasari sild	V3B	26	150	20	21,7	2,1	0,04	53	61
Keila	Keila linn	V2B	20	120	-	21,8	3,2	0,08	40	45,2
Keila	Keila-Joa	V2B	22	140	18	-	3,2	0,08	40	45
Kullavere	Tartu-Mustvee mnt sild	V2B	18	81	14	15,3	2,7	0,037	73	42
Kunda	Lavi küla	V1B	3,2	20	2,29	14,5	0,5	0,011	47	
Kunda	suue	V2B	29	171	14,9	18	2,6	0,04	65	59,1
Linnusaare	Linnusaare	-	78,4	353	-	-	0,6	0,019	32	-
Loobu	Jõekäärü (Vihasoo)	V2B	22,2	140	14	15	3,4	0,04	85	51,6
Mustajõgi	Mustajõe	V1B- KaVo	40,5	275	13,4	13,7	1,7	0,02	85	74,4
Mustjõgi	Tsirgumäe	V2B	24,9	107	17,4	17,6	-	-	-	64,2
Mustjõgi	Tulijärve	1A	32,9	147	-	-	1,9	0,04	48	66,6
Narva	Narva	V4B	20,1	100	15,7	17,7	0,7	0,03	23	-
Narva	Vasknarva	V4B	20	70	12	14,5	0,7	0,036	18	-
Navesti	Aesoo	2B	27,5	200	-	-	2,2	0,04	55	57,5
Õhne	allpool Suislepat	V2B	23,2	140	-	-	-	-	-	56,2
Õhne	Roobe	V2B	30,8	190	-	-	1,1	0,045	24	66,8
Oostriku	Oostriku	V1B	24,5	153	-	-	4,2	0,024	175	26,5
Pärnu	Oore	V3B	30	210	22,9	24,8	2	0,04	50	57,5
Pärnu	Türi-Alliku	V3B	21,8	116	-	-	2,8	0,04	70	-
Pärnu	Tahkuse Jõgeva	3B	-	158	-	-	2,1	0,046	45	56,1
Pedja	sordiaretusjaam	V2B	29	147	-	-	3,2	0,03	107	62,1
Pedja	Tõrve	V2B	29	130	30,6	-	3,2	0,05	64	59,6
Pirita	Lükati	V2B	26	140	17,9	22,3	2,9	0,05	58	56
Piusa	Värsksa-Saatse mnt	V2B	13	71	10,84	8,02	0,9	0,064	15	52,6
Põltsamaa	Rutikvere	V2B	21,4	113	23,7	-	3,6	0,025	144	52,3
Porijõgi	Reola	V2B	12	57	-	-	1,5	0,042	36	44,2
Preedi	Varangu	V1B	8,2	49	-	-	4,8	0,019	253	42,6
Pudisoo	Pudisoo	V1A	30	210	18	18	1,3	0,09	14	75
Pühajõgi	suue	V2B	25	120	14	14	1,5	0,05	30	58,1
Purtse	suue	V2A	36	201	20,8	22,6	1,4	0,03	47	66
Rägina	Lähtru	V1B- KaVo	17	89	-	-	4,4	0,056	79	61,3
Rannapungerja	Mustvee mnt sild	V2A	44,1	350	26,5	26,8	1	0,029	34	77,5
Räpu	Arkma	V1B	12	70	-	-	9	0,05	180	29
Reiu	Lähkma	V1A	33	223	-	-	1,2	0,035	34	77,5
Saarjõgi	Kaansoo	V2A	29	193	-	-	1,9	0,034	56	77
Sauga	Nurme veskipais	2A	41,5	200	-	-	2	0,06	33	56,1
Seljajõgi	suue	2B	19,1	76	9,3	12	5,8	0,07	83	28,7
Tagajõgi	Tudulinna	V1A	46	490	29,1	31,1	1	0,039	26	85
Tännassilma	Kõrtsi (Oiu)	V2B	20	107	-	-	1,9	0,06	32	52,8

Vääna	Vääna-Jõesuu sild	V2B	24	150	17,8	18	2,9	0,11	26	41,3
Väike-Emajõgi	Pikasilla	V3B	17	87	15,6	-	1,3	0,05	26	51,9
Väike-Emajõgi	Tõlliste	3B	16	80	-	-	1,5	0,057	26	46,3
Valgejõgi	Loksa	V2B	24,1	156	14,7	15,7	2	0,04	50	62
Valgejõgi	Porkuni	V1B	3,2	12	-	-	3,1	0,026	118	31,4
Velise	Valgu	V1A	21,3	100	-	-	1,2	0,02	60	74
Vihterpalu	Vihterpalu	V2A	38	250	27	29	2,1	0,05	42	72
Vodja	Vodja	V1B	13	70	-	-	2,6	0,028	93	35,5
Võhandu	Räpina	V3B	18,1	120	13	12	-	-	-	47,3
Võhandu jõgi	Himmiste	V2B	12	60	-	-	1,2	0,07	17	47,3
Võisiku pkr	enne paisjärve	-	-	80	-	-	4,1	0,029	141	46,7

Veekvaliteedi andmete statistiline analüüs näitab, et jõgede orgaaniliste ainete ( $KHT_{Mn}$ ) ja huumusainete sisaldust kirjeldava veevärvuse vahelist positiivset korrelatiivset seost ( $r = 0.87$ ) (joonis 6.1).

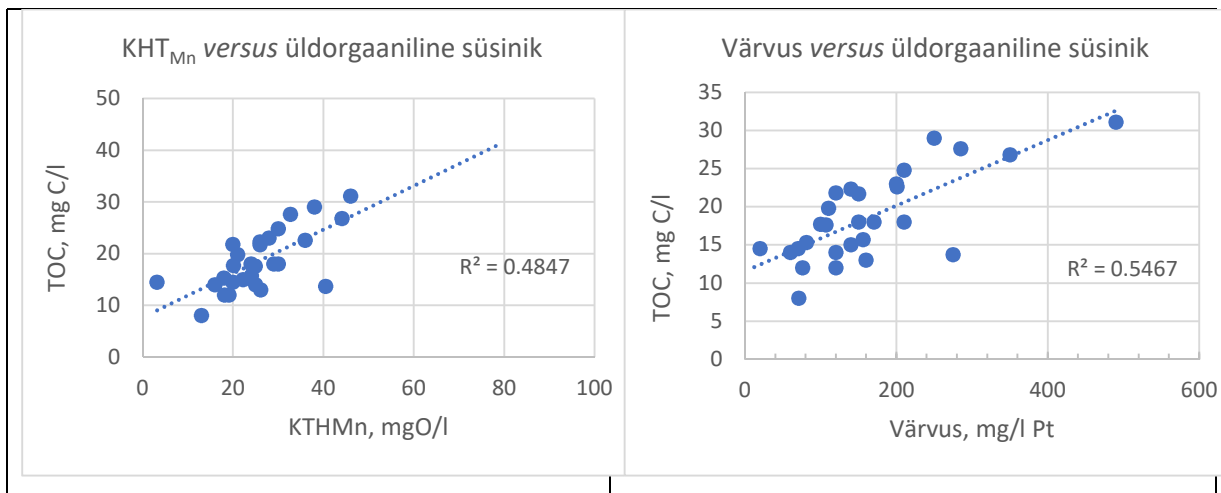


Joonis 6.1. Vee värvuse ja  $KHT_{Mn}$  sisalduse seos Eesti jõgedes 2015-2019 aasta andmetele tuginedes.

Rohkesti orgaanilisi aineid sisaldavatele vetele on iseloomulik kõrge värvusaste, mis kinnitab huumusainete suurt osatähtsust nende vete orgaaniliste ainete koostises. Jõed, kus vee värvus on üle 120 mg/l Pt, klassifitseeritakse kui tumedaveelised ja huumusainete rikkad. Sellele vastab viimase 5 aasta veekeemia andmetele tuginedes  $KHT_{Mn}$  väärtus 20 mgO<sub>2</sub>/l (joonis 6.1). Narva-Vasknarva jaamas on  $KHT_{Mn}$ =20 mgO/l vastav värvusaste üksjagu madalam (70 mg/l Pt), kirjeldades Peipsi s.s. seisundit.

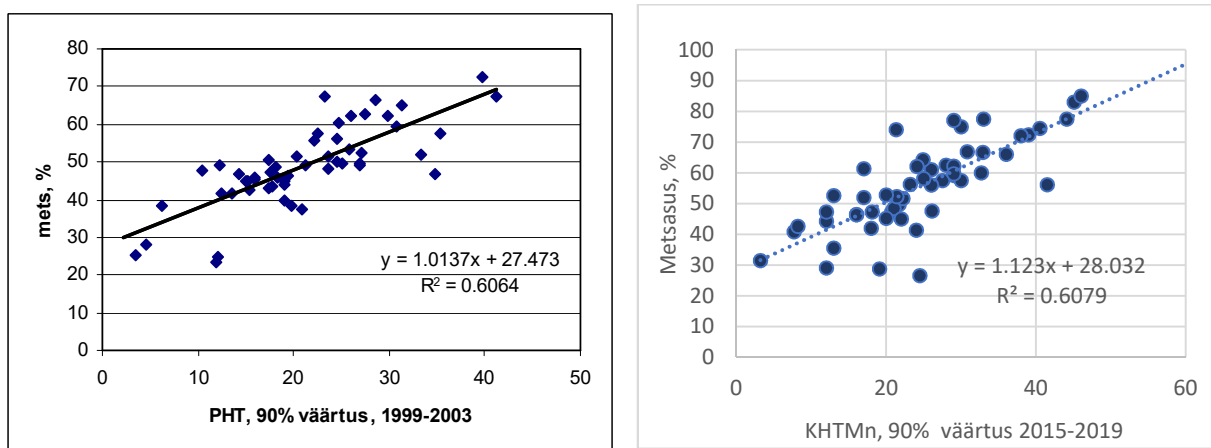
Hea seos on ka  $KHT_{Mn}$  ja üldorgaanilise süsiniku (TOC) sisalduse vahel ( $r=0,70$ ) ning ka värvuse ja TOC vahel ( $r=0,74$ ) (joonis 6.2). Orgaanilise süsiniku seierandmeid protsentiili arvutamiseks on samas olemas vaid osade jõgede kohta.





Joonis 6.2. Üldorgaanilise süsiniku ja KHT<sub>Mn</sub> ning värvuse vaheline seos Eesti jõgedes 2015-2019 aasta seireandmetele tuginedes.

Nii varasemad uuringud 1999-2003 aasta andmetele tuginedes kui ka 2015-2019 a. andmed näitavad väga head korrelatsiooni valgla metsasuse ja jõevee orgaaniliste ainete sisalduse vahel (joonis 6.3), indikeerides seega ka inimtegevuse potentsiaalset mõju vee orgaanikasisaldusele.

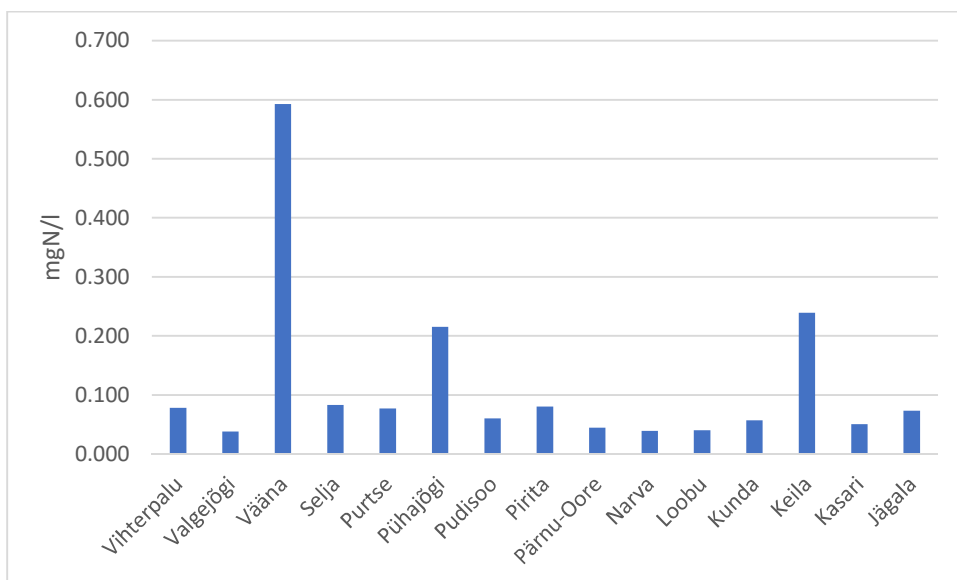


Joonis 6.3. KHTMn 1999-2003 90% väärtuse ja valgla metsasuse osakaalu seos.

Sellest tulenevalt on klassifikatsiooni aluseks võetud orgaanilise aine PHT, ehk KHT<sub>Mn</sub> 90 %-ne väärtus ja sellele vastav vee värvusaste (joonis 6.1) veekeemia seirejaamades. Varasema klassifikatsiooniga võrreldes tuleks nendele kriteeriumidele tuginedes ümber hinnata seniste B-tüüpi kuuluvate Avijõe, Jägala, Kunda, Kasari, Navesti ja Õhne jõe veetüübid, kus KHT 90%-ne väärtus ületab tuntuvalt 20 (ja ka 25) mg O/l taset ja värvusaste on vahemikus 150-250 mg/l Pt. Selle alusel kuuluksid need jõed A tüüpi (tumedaveelised ja huumusainerikkad). Täpsustada tuleks edaspidi ka Pedja ja Pirita jõe senist määratlust B klassi, ehkki KHT<sub>Mn</sub> 90%-ne väärtus ületab 25 mg O/l taset vaid vähesel määral ja värvusaste on vahemikus 130-147 mg/l Pt, nii nagu ka Emajõe määratlust, kus Tartu ja Kavastu jaamade andmetel on pigem tegemist tumedaveelise ja huumusainerikka jõetüübiga. Jänijõgi kuuluks aga

nende kriteeriumide alusel B tüüpi (mitte senisesse A tüüpi), kuna viimaste aastate andmetel on  $KHT_{Mn}$  90 % - ne väärtus vaid 7,7 mg O/l ja värvus 35 mg/l Pt. Samas tuleb silmas pidada, et seire raames kogutud veeproovide  $KHT_{Mn}$  ja värvuse 90-protsentiilid võivad olla mõjutatud proovivõtu perioodist ega tarvitse adekvaatselt iseloomustada kõiki sesoone. Hinnang tugineb veekeemia püsiseirejaama lävendi andmetele. Kõigi veekogumite tüübi kuuluvuse selgitamine, sh. jõed, mis on piiri peal (Pedja, Pirita, Emajõgi), vajab väliuuringuid piki jõge. Jänijõgi on allikavee toitumusega ja ei saa olla tumedaveeline, sh ülikõrge nitraatide sisalduse tõttu.

Tulemused näitavad, et orgaaniline reostus ei ole enam jõgedes probleemiks ning selle kvaliteedinäitajad vastavad nõuetele. Veēs lahustunud hapniku sisaldus on kõrge ning kergesti laguneva orgaanika (BHT) ja ammoniumlämmastiku tase madal.  $BHT_5$  keskmine sisaldus uuritud jõgedes jääb alla 2 mgO<sub>2</sub>/l (joonis 3.3). Ning NH<sub>4</sub>-N 90% tagatusega sisaldus on enamasti alla 0,1 mg/l. Vääna jões ulatub see 0,6 mgN/l (joonis 6.4) ning kehtivat väga hea seisundi taset ( $\leq 0,10$  mgN/l) ületatakse lisaks veel Pühajões ja Keila jõe veekeemia püsiseirejaamades, jäädes siiski heasse seisundiklassi. Ammooniumlämmastiku sisaldus nimetatud jõgedes on langevas suundumuses viimasel 10 aastal, kusjuures Keila jões on langustrend statistiliselt oluline.



Joonis 6.4. NH<sub>4</sub>-N 90% tagatusega sisaldus uuritud jõgedes 2009-2019.

Ka Narva jões oli NH<sub>4</sub>-N sisaldus 90% tagatusega 2009-2019 aastal vaid 0,039 ning maksimaalne sisaldus 0,085 mgN/l. Seega oleks mõistlik Narva jõe (tüüp V4B) hea klassi piiriks määratleda senisest  $\leq 0,3$  mgN/l madalam NH<sub>4</sub>-N tase 0,1 mgN/l. Klassipiiride täpsustamine, sh. väga hea ja hea klassi piir, vajaks lisauuringuid, kuna Narva on kalamajandusliku tähtsusega jõgi ja vajab põhjalikumat analüüsi ammoniumlämmastiku ja gaasilise lämmastiku NH<sub>3</sub> seose selgitamiseks eri lävendites. Kaladele on teatavasti toksiline gaasiline lämmastik, mille sisaldus on tasakaalus ammoniumlämmastiku sisaldusega vees sõltuvalt veetemperatuurist ja pH-st. Klassi piir kuulub täpsustamisele Eesti-Vene piiriveekogude ühiskomisjonis.

BHT<sub>5</sub> sisaldus Narva-Narva jaamas on 2009-2019 a. keskmisena 1,7 mgO<sub>2</sub>/l ning 90% tagatusega ei ületata 2,3 mg/l taset (joonis 3.3). Seega ei ole vajadust üle vaadata klassi piiri selle näitaja alusel, ning püstitatud eesmärk on saavutatud.

Narva-Narva lävendi N<sub>üld</sub> ja P<sub>üld</sub> keskmised sisaldused 2014-2019 olid vastavalt 0,58 ja 0,026 mg/l, mis märgib head seisundiklassi N<sub>üld</sub> alusel ja väga head klassi P<sub>üld</sub> alusel. N/P suhe on 23. Nii lämmastiku- kui fosforisisaldus on olnud langevas trendis viimasel kümnel aastal. Seetõttu on tüübi V4B üldfosfori sisalduse hea seisundiklassi piiri mõistlik alandada seniselt 0,06 mgP/l tasemele 0,04 mg/l ning väga hea seisundi piiri 0,032 mgP/l. Üldlämmastiku sisalduse edasist langust on raske prognoosida, arvestades ka kasvavat suundumust N<sub>üld</sub> sisalduses Emajõe-Kavastu lävendis. Seega ei ole põhjendatud N<sub>üld</sub> klassi piiride muutmine.

Üldlämmastiku keskmine sisaldus perioodil 2009-2019 ületab uuritud jõgedes hea seisundi (≤3 mgN/l) taset Selja, Loobu ja Keila jões (Tabel 3.2). Nendes jõgedes on ka N/P massisuhe suhteliselt kõrge, vastavalt 83, 85 ja 40. Kõrgemad N<sub>üld</sub> keskmised sisaldused on ka Vääna ja Pirita jões, mõlemas 2,9 mgN/l. Muudes Eesti jõgedes ületatakse 2015-2019 aasta keskmisena 3 mgN/l taset Avijões, Oostriku, Pedja, Põltsamaa ja Preedi jões ning Võisiku, Rägina ja Räpu peakraavis (Tabel 6.2). Kaks viimast on põllumajandusmaa domineerimisega ja ulatusliku karstiga väikevalglad, kus eelkõige Räpu jões ei ole hea seisundi saavutamine üldlämmastiku alusel realistlik. Üldiselt ületatakse kehtivat hea seisundi piiri vaid vähesel määral ning hea seisundi saavutamine on realistlik, v.a Selja jões, kus lämmastikuisaldus on viimasel kümnel aastal kasvanud. Seega ei ole põhjendatud N<sub>üld</sub> klassi piiride muutmine.

N/P massisuhe ületab 2015-2019 aasta andmetel 100 piiri Avijões, Jänijões, Oostriku, Pedja, Põltsamaa, Preedi, Räpu ja Valgejões ning Võisiku peakraavis (Tabel 6.2). Enamikku neist vooluveekogudest iseloomustab põhjaveelise toitlisuse olulisus ning kõrge fooniline N tase, mille alandamine on aeganõudev.

## 7. KOORMUSED HEA KESKKONNASEISUNDI SAAVUTAMISEKS RANNIKUMERES

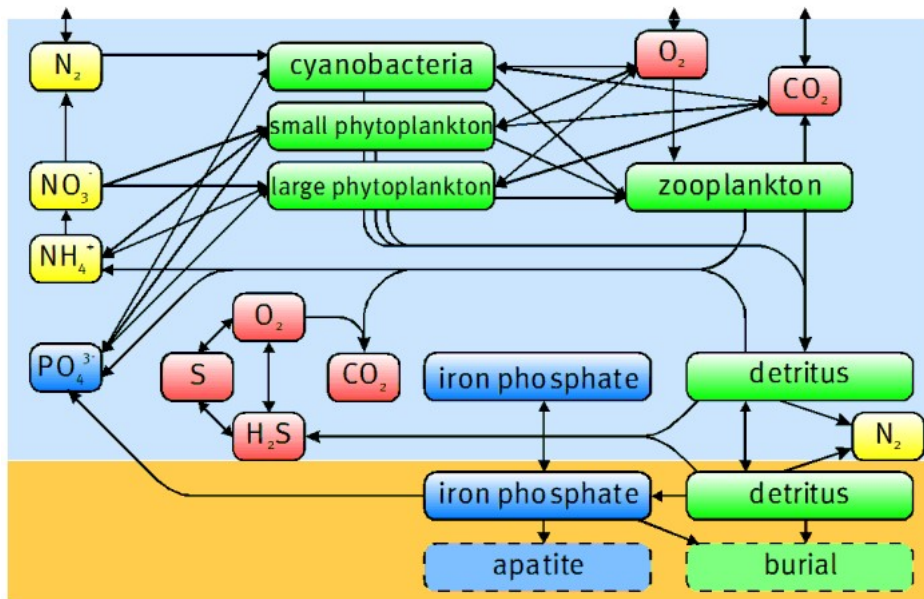
Autorid: Germo Väli, Jaan Laanemets, Urmas Lips

### 7.1. MUDELSÜSTEEMI KIRJELDUS

Käesolevas töös on kasutatud ökoloogilist mudelit ERGOM (*Ecological Regional Ocean Model*, Neumann et al., 2002), mis läbi FABM liidese töötab koos hüdrodünaamika mudeliga GETM (*General Estuarine Transport Model*). Hüdrodünaamika mudeliga arvutatakse hüdrodünaamilised tingimused (temperatuur, soolsus, veetase, hoovuse kiirused) nii Pärnu, Tallinna ja Narva lahe piirkonnas kui ka Läänemeres tervikuna. Ökoloogia mudeliga arvutatakse toitainete, fütoplanktoni, sinivetikate, zooplanktoni, hapniku ja detriidi dünaamika 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 GETM-is arvutatakse, kasutades GOTM (General Ocean Turbulence Model, Umlauf and Burchard, 2005) mudelit. Vertikaalsed turbulentse difusiooni ja viskoossuse koefitsiendid arvutatakse kasutades  $k-\epsilon$  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 GETM-is kasutusel termodünaamiline jää mudel (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 adveksiooniga, kuid võimaldab jää olemasolu korral vähendada läbi veepinna mõjuvaid soojavoo ja tuulepinge komponente.

Ökoloogia mudel ERGOM põhineb lämmastikuringel ja sisaldab 12 põhimuutujat (Joonis 7.1). 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 ( $H_2S$ ). Hapniku tarbimine ja produktsioon on seotud biogeokeemiliste protsessidega läbi stöhhiomeetriliste suhete. Surnud fütoplankton ja zooplankton akumulerevad põhimuutujasse detriit. Detriit vajub veesambas ja samaaegselt mineraliseerub ammooniumiks ja fosfaadiks, protsessi kiirus sõltub vee temperatuurist. Teatud hulk detriiti settib merepõhja, akumulerevudes 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 lahkub süsteemist. Kui nitraat ammendub põhjalähedase veekihi anoksilistes tingimustes, siis detriit oksüdeeritakse sulfaadiga ja tekib väävelvesinikgaas. Hapniku olemasolu korral seotakse reaktiivsed fosfaadid raud-fosfaatideks, mis settivad veesambast välja akumulerevudes settesse. Anoksilistes tingimustes ja väävelvesiniku juuresolekul raudoksiid redutseeritakse ja vabanev fosfaat läheb tagasi süsteemi kui fütoplanktoni poolt omastatav toitainet. Osa raudfosfaadi kompleksidest mattub settesse sõltuvalt settimiskiirusest.



Joonis 7.1. Ökoloogia mudeli ERGOM põhimuutujate vaheliste seoste skeem. Käesolevas töös kasutatud versioonis ei sisalda mudel süsinikuringet ega apatiite. Allikas: www.ergom.net, 25.04.2020.

## 7.2. MUDELITE SEADISTUSED, KASUTATUD ANDMED JA ALTERNATIIVID

Käesolevas töös on kasutatud GETM ja ERGOM mudelite järgmisi seadistusi:

- 1) kogu Läänemere madala lahutusega seadistus 1 meremiilise horisontaalse võrgusammuga ja 51 kihiga vertikaalis (Joonis 7.2)
- 2) kõrglahutusega mudeli (horisontaalne võrgusamm 250 m ja 15 vertikaalset kihti) Pärnu lahe (Joonis 7.3), Tallinna ja Muuga lahe (Joonis 7.4) ja Narva lahe (Joonis 7.5) arvutuspiirkonnad.

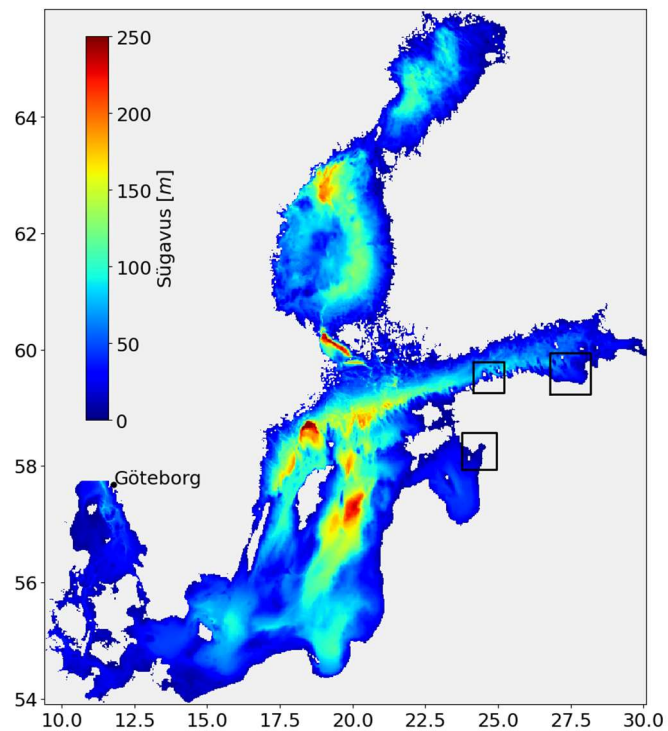
Madala lahutusega (1 meremiil) mudelite GETM ja ERGOM simulatsioonidest saadakse algväljad ja tingimused avatud rajal kõrglahutusega mudelitele.

Madala lahutusega mudelite põhjatopograafia on konstrueeritud lähtudes olemasolevast Läänemere batümeetriast (<http://data.bshc.pro/#2/58.6/16.2>, viimati kontrollitud 02.07.2020) ja kasutades lineaarse interpolatsiooni meetodit. Kõrglahutusega Pärnu, Tallinna ja Narva lahe ja lahtedega piirnevate merealade mudelite batümeetria on koostatud kasutades EMODnet andmebaasi andmeid. Maismaapiiri määramiseks kasutati Euroopa kõrgusmudelit 25 m lahutusega.

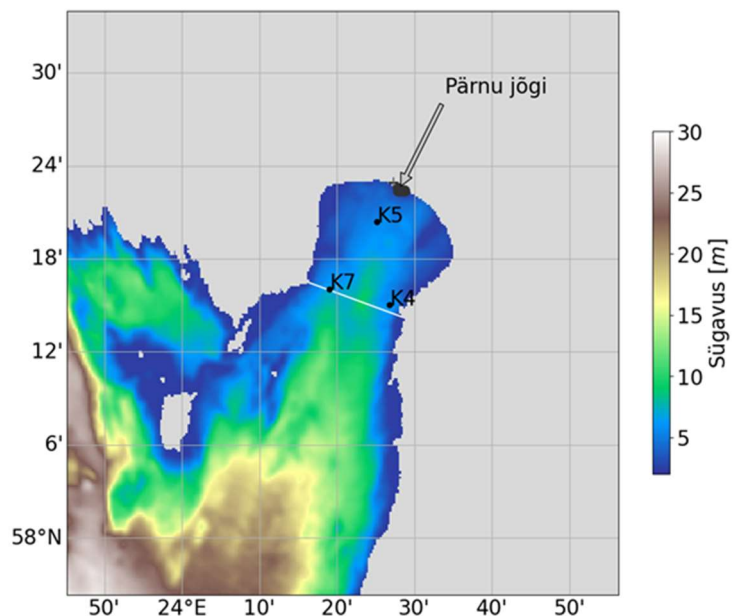
Läänemere jõgede vooluhulkade saamiseks on kasutatud projekti BMIP (Baltic Model Intercomparison Project) raames kompileeritud andmestikku, mis põhineb Rootsi Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi hüdrograafia mudelil E-HYPE (Väli et al., 2019). Pärnu, Pirita ja Narva jõgede vooluhulki korrigeeriti Eesti seireandmetega nii, et summaarsed sissevoolud basseinidesse ei muutuks. Seiramata alade vooluhulkade sesoonne käik konstrueeriti vaadeldava basseini sesoonse käigu järgi.

Atmosfääri rajatingimustena kasutatakse kõigis arvutustes ERA5 andmeid (Hersbach, 2020), millede abil arvutatakse nii soojavoogude komponendid kui ka tuulemõju veepinnal. Andmete ruumiline lahusus on ligikaudu 25 km ja ajaline lahusus 1 tund. Madala lahutusega mudeli GETM avatud rajatingimustena kasutatakse klimatoloogilisi vee temperatuuri ja soolsuse vertikaalseid profiile

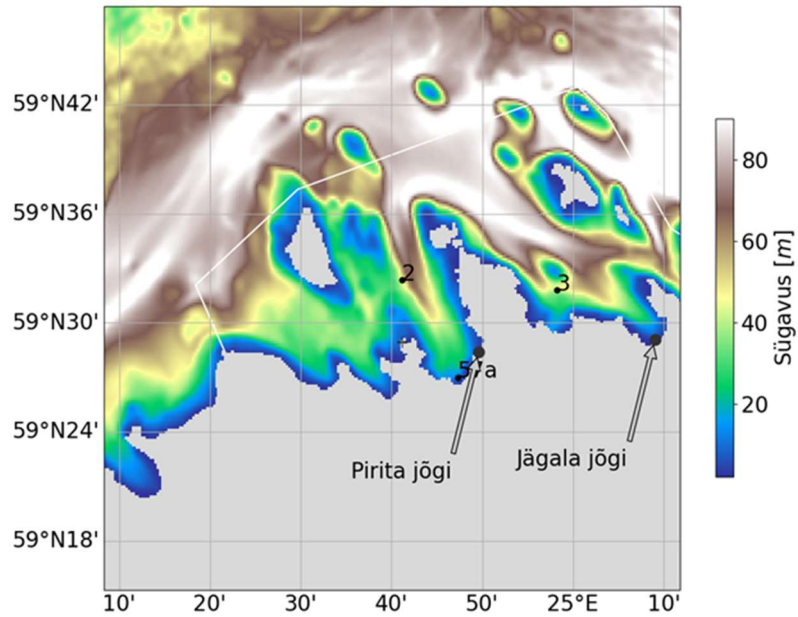
Kattegatis (Janssen et al. 1999) ning veetasemetena Göteborgi veetasemete mõõtmisi (Joonis 7.2; Göteborgi jaama kasutatakse kui lähimat jaama mudeli avatud rajale).



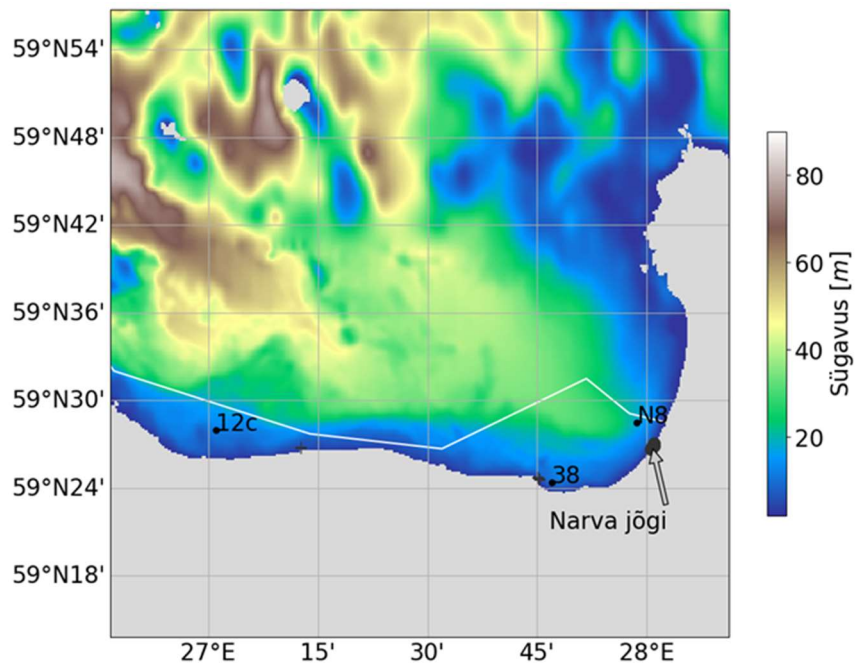
Joonis 7.2. Kogu Läänemere mudeli seadistus ning prioriteetsed uuringupiirkonnad Eesti rannikumeres (mustad kastid): Pärnu laht (1), Tallinna laht (2) ja Narva laht (3). Joonisel on näidatud avatud raja piir Kattegatis ja Göteborgi veetasemete mõõtmisjaam. Värvusskaalaga on näidatud veesügavus meetrites.



Joonis 7.3. Pärnu lahe ja lahega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli seadistus koos Eesti meresire jaamade (K4, K5 ja K7) asukohtadega. Valge joon tähistab Pärnu lahe rannikuveekogumi piiri. Näidatud on ka Pärnu jõe suudme asukoht. Värvusskaalaga on näidatud veesügavus meetrites.



Joonis 7.4. Tallinna lahe ja lahtedega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli seadistus koos Eesti mereseire jaamade (2, 57a ja 3) asukohtadega. Valge joon tähistab Tallinna lahe (Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi) piiri. Näidatud on ka Pirita ja Jägala jõgede suudmete asukohad. Värvusskaalaga on näidatud veesügavus meetrites.



Joonis 7.5. Narva lahe ja lahega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli seadistus koos Eesti mereseire jaamade (12c, 38 ja N8) asukohtadega. Valge joon tähistab Narva lahe (Narva-Kunda lahe rannikuvesi) piiri. Näidatud on ka Narva jõe suudme asukoht. Värvusskaalaga on näidatud veesügavus meetrites.

Temperatuuri ja soolsuse algaotuse kogu Läänemere 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 algingimused 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 30. detsember 2009.

Toitainete koormuste mõju hindamiseks keskkonnaseisundile Pärnu, Tallinna ja Narva lahtedes teostati kõrglahutusega mudelisüsteemiga simulatsioonid kolme alternatiivi jaoks. Alternatiiv A0 vastab praegusele toitainete koormusele jõgedest, otselaskudest ja seiramata aladelt Läänemerre (HELCOM PLC andmebaas, andmed 1995-2017). Koormused Pärnu, Tallinna ja Narva lahte saadi, kasutades seireandmeid jõgede toitainete kontsentratsioonide ja vooluhulkade kohta. Arvutusperioodi (2010-2017) keskmised toitainete koormused aastas on toodud Tabelis 7.1.

Alternatiivi A1 korral vastavad toitainete koormused Läänemere hindamisüksustesse (basseinidesse) Läänemere tegevuskavale (BSAP) ja on toodud Tabelis 7.1. Tabelis on toodud ka koormuste erinevused alternatiivide A0 (tegelik koormus 2010-2017) ja A1 (koormus vastavalt BSAP eesmärkidele) vahel protsentides. Tabelist on näha, et Läänemere tegevuskavale vastavad koormused oleksid kogu Läänemerele lämmastikukoormuse osas 11,9 ja fosforikoormuse osas 29,9% väiksemad, kui olid tegelikud koormused 2010-2017. Pärnu, Tallinna ja Narva lahte väheneks lämmastikukoormus 6,4–9,3% ja fosforikoormus 9,8–21,5%. Vastavalt Läänemere tegevuskavale ja viimaste aastate tegelikule koormusele on toitainete koormuse vähendamise vajadus kõige suurem Pärnu lahele, eriti fosforikoormuse osas. Alternatiivi A1 koormuste arvutusel on eeldatud, et jõgede vooluhulgad ei muutu, st on samad, mis alternatiivi A0 korral. Samuti on eeldatud, et mudelisüsteemi algväljad ning atmosfääri ja avatud raja tingimused on samad, mis alternatiivi A0 korral.

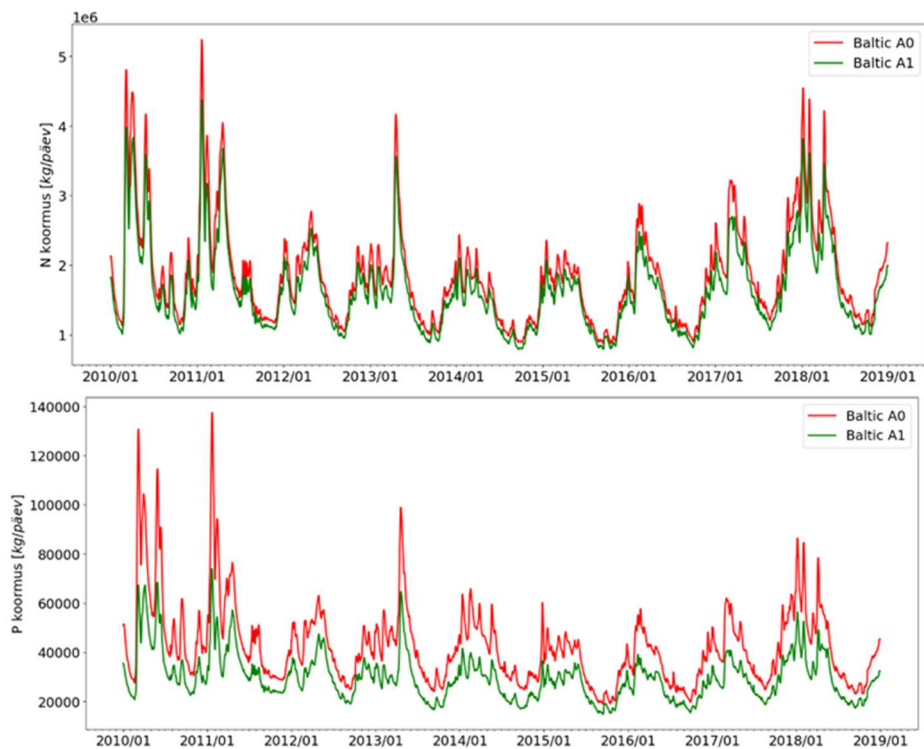
Joonistel 7.6–7.9 on toodud lämmastiku- ja fosforikoormuste ajaline käik Läänemeres, Pärnu lahes, Tallinna lahes ja Narva lahes alternatiivide A0 ja A1 korral perioodil 2010–2017. Joonistelt on näha, et aastatevaheline muutlikkus koormustes on suur, sõltudes jõgede vooluhulkade muutlikkusest. Samuti on mõlema alternatiivi, A0 ja A1 korral ajaline käik sarnane, kuna eeldati, et jõgede vooluhulgad ei muutu.

Alternatiivi A2 korral teostatakse arvutus, kus toitainete koormus Läänemerre vastab alternatiivile A0, kuid toitainete koormused Pärnu, Tallinna ja Narva lahte vastavad Läänemere tegevuskavale. See võimaldab hinnata, kuidas mõjub ainult nende jõgede toitainete koormuse vähendamine veekogumite keskkonnaseisundile. Samuti on eeldatud, et mudelisüsteemi algväljad ning atmosfääri ja avatud raja tingimused on samad, mis alternatiivi A0 korral. Arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

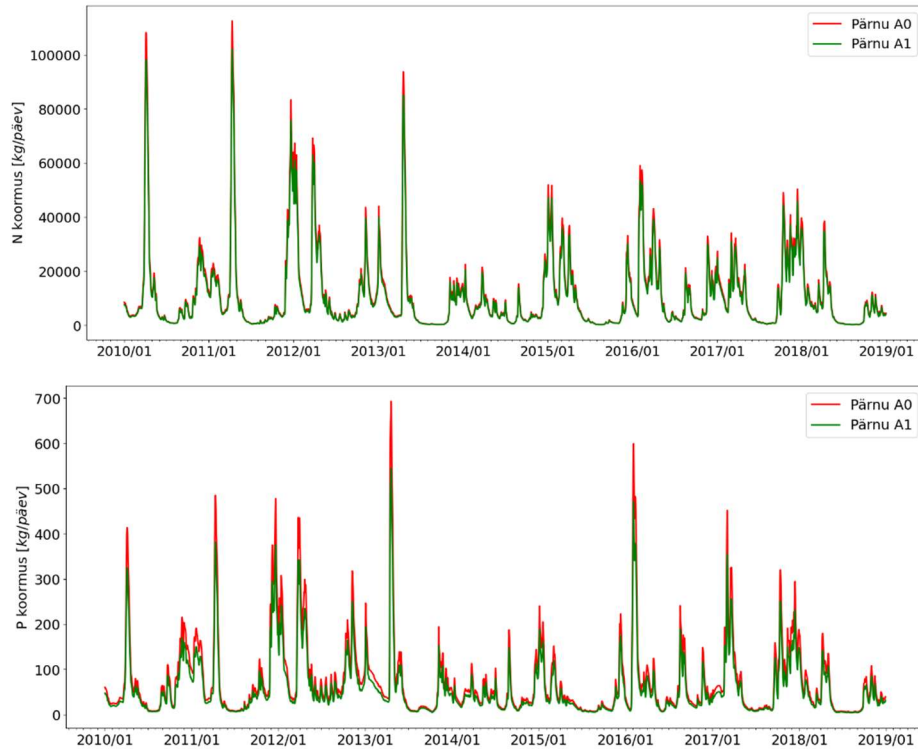


Tabel 7.1. Arvutusperioodi (2010–2017) keskmised lämmastiku- ja fosforikoormused Läänemere ning Pärnu, Tallinna ja Narva lahte alternatiivide A0 (tegelik koormus) ja A1 (koormus vastab Läänemere tegevuskavale) korral. Tabelis toodud koormustele ei ole lisatud lämmastiku- ega fosforikoormusi atmosfäärist.

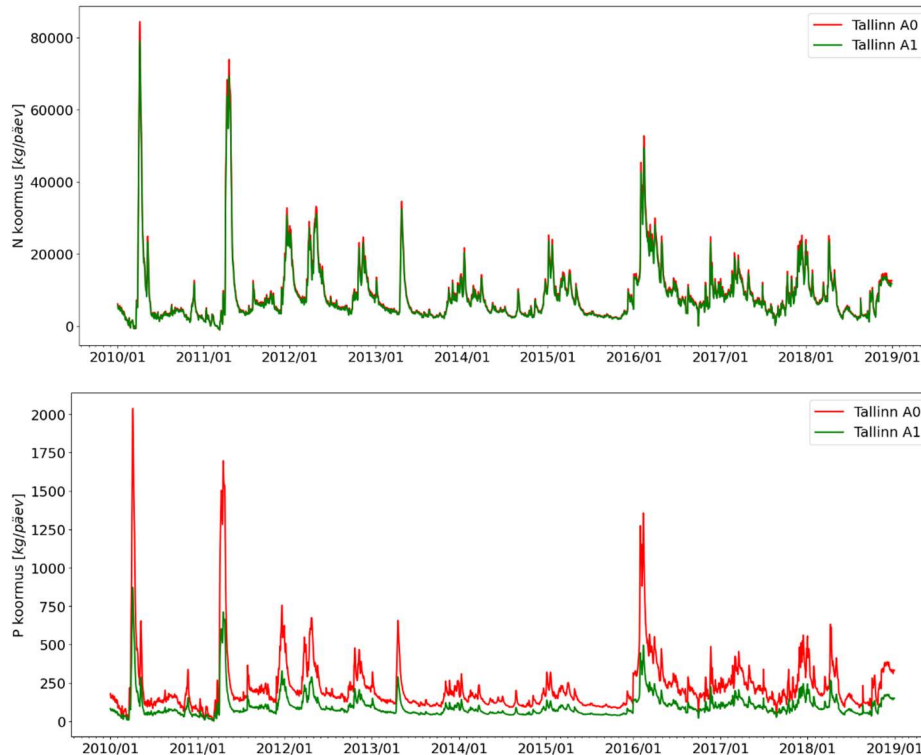
	Lämmastikukoormus (tonni aastas)			Fosforikoormus (tonni aastas)		
	A0	A1	Erinevus (%)	A0	A1	Erinevus (%)
Läänemeri	636647	560919	11,9	27358	19170	29,9
Pärnu laht	4372,9	3966,2	9,3	74,7	58,6	21,5
Tallinna laht	3142,3	2941,2	6,4	80,9	64,0	20,9
Narva laht	10424,8	9529,5	8,6	499,1	450,0	9,8



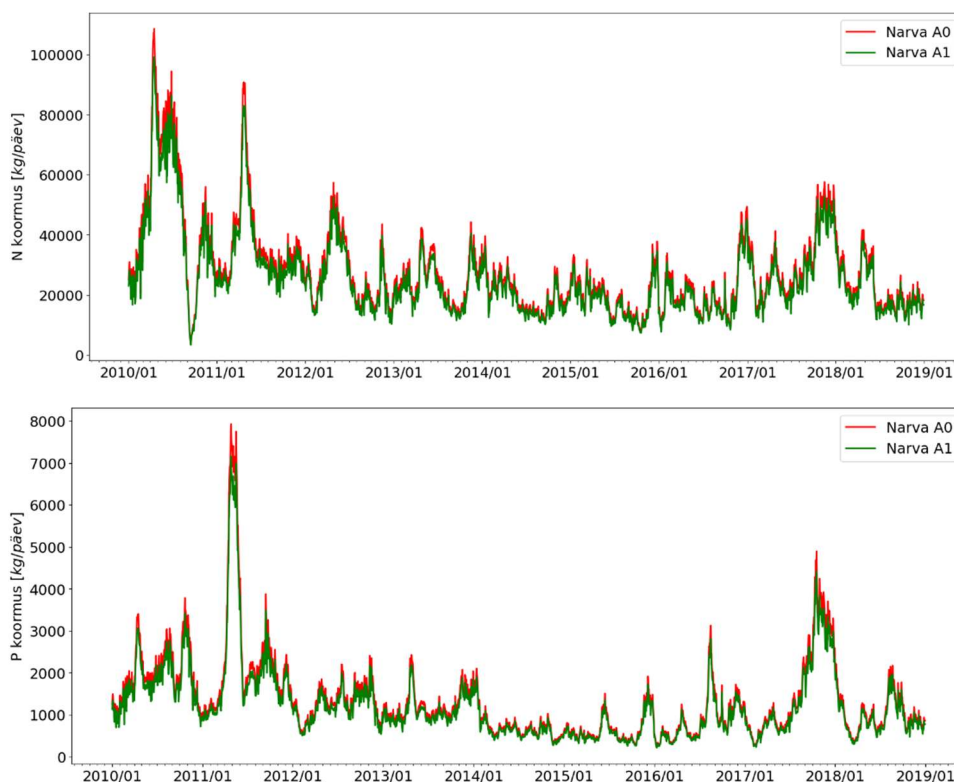
Joonis 7.6. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosforikoormuste (kg/päev) ajaline käik Läänemere praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, punane joon) ja vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1, roheline joon) perioodil 2010–2018.



Joonis 7.7. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosfori- (alumine paneel) koormuste (kg/päev) ajaline käik Pärnu lahte praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, punane joon) ja vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1, roheline joon) perioodil 2010–2018.



Joonis 7.8. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosfori- (alumine paneel) koormuste (kg/päev) ajaline käik Tallinna lahte praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, punane joon) ja vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1, roheline joon) perioodil 2010–2018.



Joonis 7.9. Lämmastiku- (ülemine paneel) ja fosfori- (alumine paneel) koormuste (kg/päev) ajaline käik Narva lahte praeguste tingimuste korral (alternatiiv A0, punane joon) ja vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1, roheline joon) perioodil 2010–2018.

Keskkonnaseisundi hindamiseks kasutame kehtestatud veekvaliteedi klassipiire (vt Keskkonnaministri 16.04.2020. a määrus nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmereseisundiklasside 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 tüüpidele R1, R2 ja R3 kehtestatud ökoloogilise seisundi klassipiirid on toodud tabelis 7.2.

Tabel 7.2. Veekogumi tüüpidele R1, R2 ja R3 kehtestatud ökoloogilise seisundi klassipiirid klorofüll a (Chl a), üldlämmastiku (TN) ja üldfosfori (TP) jaoks vastavalt Keskkonnaministri 16.04.2020. a määrusele nr 19.

Veekogum	R1 (Narva laht)		R2 (Pärnu laht)		R3 (Tallinna laht)		
	Hea	Kesine	Hea	Kesine	Hea	Kesine	
Chl a (µg/l)	3,1–3,7	3,8–7,6	3,7–4,5	4,6–9,1	2,3–2,7	2,8–5,4	
TN	mg/l	0,31–0,38	0,39–0,76	0,34–0,41	0,42–0,83	0,26–0,32	0,33–0,65
	µmol/l	21,9–27,5	27,6–54,6	24,0–29,6	29,7–59,6	18,3–23,2	23,3–46,8
TP	mg/l	0,022–0,026	0,027–0,053	0,018–0,021	0,022–0,042	0,018–0,022	0,023–0,042
	µmol/l	0,70–0,85	0,86–1,72	0,57–0,69	0,70–1,37	0,57–0,72	0,73–1,37

Kõrglahutusega mudeli alternatiivile A0 vastava seadistusega saadud üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid kalibreeritakse mõõtmisandmetega. Mudeli tulemuste põhjal moodustatakse seirejaamade asukohtades klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ööpäeva keskmiste väärtuste aegread pinnakihi (10 m) suviseks perioodiks (juuni-september). Nendest aegridadest leitakse parameetrite aasta keskmised suvised kontsentratsioonid seirejaamade asukohtades perioodil 2010–2017 ja kogu perioodi keskmised väärtused. Kõrglahutusega mudeli andmetest koostatakse klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi keskmiste suviste kontsentratsioonide jaotused mudeli arvutuspiirkonnas aastatel 2010–2017 ning kogu perioodi keskmised jaotused. Samuti leitakse iga aasta ja arvutusperioodi keskmised suvised pinnakihi klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid kogu lahe jaoks

### 7.3. PÄRNU LAHT

Toitainete koormuse mõju hindamiseks Pärnu lahe keskkonnaseisundile kasutatakse seireandmeid ja kõrglahutusega mudelisüsteemi GETM+ERGOM simulatsioonide tulemusi. Pärnu lahe ja lahega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli arvutuspiirkond koos Eesti mereseire jaamade (K4, K5 ja K7) asukohtadega on toodud Joonisel 7.3. Pärnu laht on madal, suurim veesügavus on ligikaudu 12 m.

#### ***Praegune olukord (alternatiiv A0)***

Kõrglahutusega füüsikamudel GETM kirjeldab kiirusvälja lahes hästi, lahutades ka mesomastaapseid protsesse. Näitena on toodud pinnakihi soolsuse jaotus lahes kevadise suurvee ajal 19. aprillil 2011 (Joonis 7.10, vasakpoolne paneel). Jooniselt on näha, et mage jõevesi levib piki lahe läänerannikut, kusjuures tekivad mageda vee filamendid. Samuti on lahe pinnakihi näha mesomastaapseid keeriseid. Samasugune muster on nitraatide jaotuses lahe pinnakihi (Joonis 7.10, parempoolne paneel). Nitraatide kõrge kontsentratsiooniga jõevesi levib piki lahe läänerannikut ja filamendid kannavad toitaineid avalahele, st füüsikalised protsessid mõjutavad oluliselt toitainete jaotust lahes.

Joonistel 7.11–7.13 on toodud nitraatide, fosfaatide ja klorofüll  $a$  kontsentratsioonide ajaline käik ja võrdlus mõõtmisandmetega Pärnu lahe seirejaamades K4, K5 ja K7 arvutusperioodil 2010–2017. Arvestades nii toitainete koormuse suurt ajalist muutlikkust (Joonis 7.7) kui ka võimalikku toitainete jaotuse suurt ajalist ja ruumilist muutlikkust lahes (nt Joonis 7.10) ning seireandmete suhtelist suurt ajalist intervalli, kirjeldab mudel toitainete ajaliskäiku üldiselt hästi. Fosfaatide kontsentratsioonid on mudelis alahinnatud. Nitraatide ja fosfaatide kontsentratsioonid on kõrgemad jaamades K4 ja K5, kus jõe mõju on suurem (vt Joonis 7.3) ja madalamad jaamas K7, mis paikneb rohkem avalahel. Samuti on toitainete ja klorofüllil ajalises käigus näha aastatevaheline muutlikkus. Joonistel 7.14 ja 7.15 on toodud üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ajaline käik ja võrdlus mõõtmisandmetega Pärnu lahe seirejaamades K4, K5 ja K7 arvutusperioodil 2010–2017. Mudeli üldlämmastiku ja üldfosfori kokkulangevus mõõtmisandmetega on hea. Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid on suuremad jaamas K5, mis on Pärnu jõe suudmele kõige lähemal.

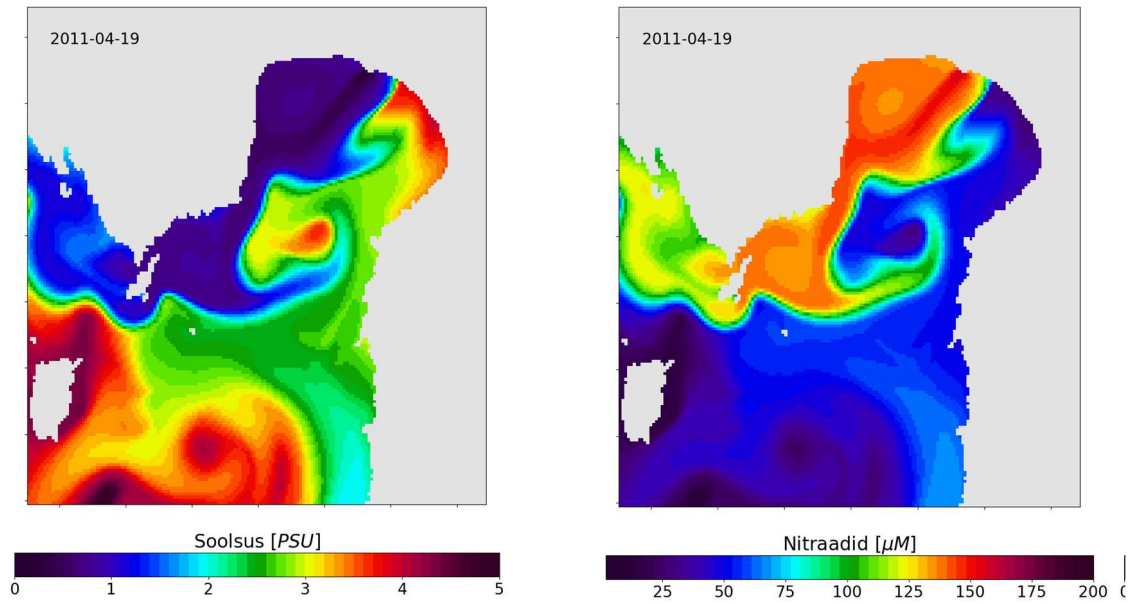
Seire ja mudelisimulatsiooni andmete põhjal võrdleme järgnevalt pinnakihi (10 m) suviseid (juuni–september) arvutusperioodi keskmisi klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone seirejaamade asukohtades. Keskmise klorofüll  $a$  kontsentratsioon oli kõige suurem jõesuudmele lähimas jaamas K5 ja väiksem jaamades K4 ja K7 (Tabel 7.3). Seire andmetel oli seirejaamade perioodi

keskmise klorofüll  $a$  kontsentratsioon 7,4  $\mu\text{g/l}$ . Ka mudeli andmetel oli kõige suurem klorofüll  $a$  kontsentratsioon jaamas K5 ja väikseim jaamas K7, kusjuures keskmise klorofüll  $a$  kontsentratsioon oli 6,9  $\mu\text{g/l}$ . Keskmiste väärtuste erinevus seire andmete ja mudeli andmete vahel seirejaamades oli 7%. Mudeli andmed võimaldasid leida ka kogu Pärnu lahe keskmise klorofüll  $a$  kontsentratsiooni, mis oli 8,9  $\mu\text{g/l}$ . Pinnakihi keskmise suvise klorofüll  $a$  kontsentratsiooni jaotuste aastatevaheline ruumiline muutlikkus ja ka aasta keskmiste väärtuste muutlikkus oli lahes suur (Joonis 7.16, Tabel 7.3) ja sõltus toitainete koormuse ja tsirkulatsioonirežiimi muutlikkusest. Jooniselt on ka näha, et kõrged klorofüll  $a$  kontsentratsioonid on suhteliselt kitsas rannikumere tsoonis ja seirejaamad paiknevad sellest tsoonist väljapool. See seletab kogu lahe kõrgemat klorofüll  $a$  kontsentratsiooni. Pinnakihi (10 m) suviste (juuni–september) üldlämmastiku ja üldfosfori keskmised kontsentratsioonid nii mõõtmiste kui ka mudeli andmetel seirejaamade asukohtades on toodud Tabelis 7.3.

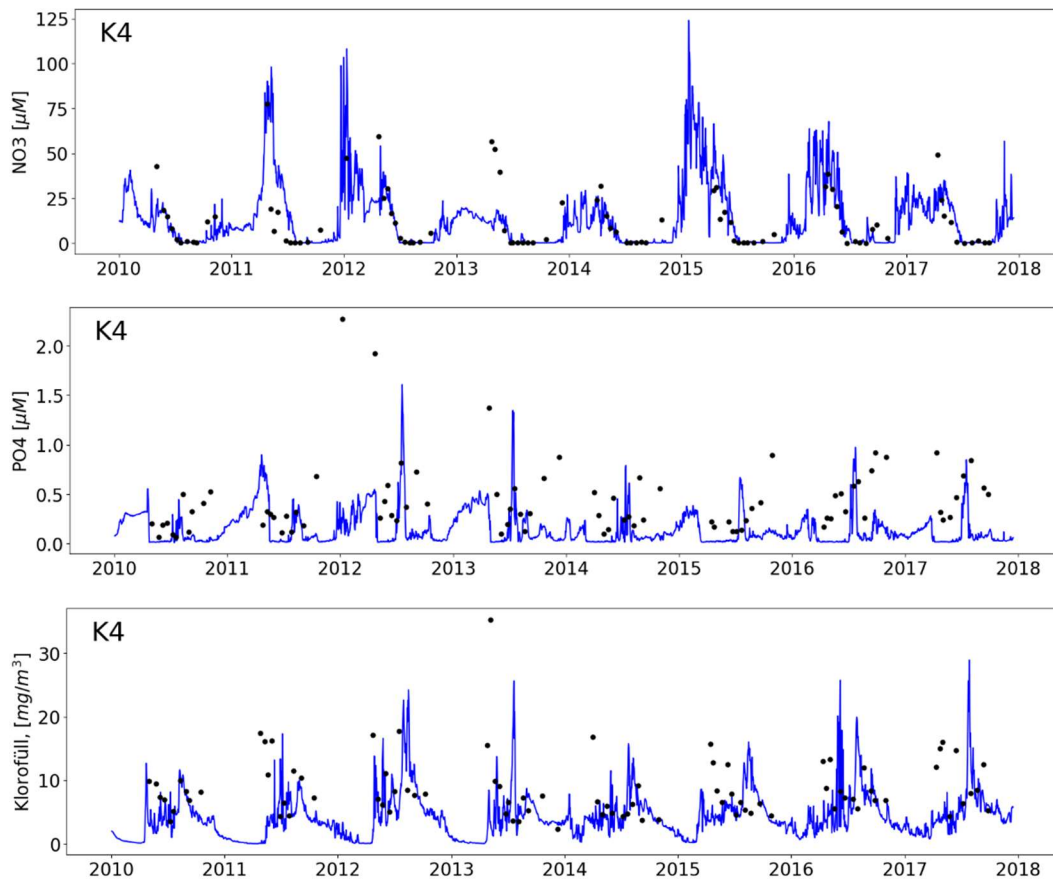
Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide erinevus mõõtmiste ja mudeli vahel seirejaamades keskmistes oli vastavalt 7 ja 3%. Mudeli andmetest leitud kogu lahe üldlämmastiku ja üldfosfori perioodi keskmised kontsentratsioonid pinnakihis olid seirejaamade asukohtades määratudest suuremad, vastavalt 0,50 ja 0,039 mg/l. Joonistel 7.17 ja 7.18 on toodud üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi juuni-september keskmiste kontsentratsioonide jaotused Pärnu lahes aastatel 2010-2017. Nagu klorofüll  $a$ , iseloomustab ka neid välju suur ruumiline ja ajaline muutlikkus. Kõrged üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid on Pärnu jõe suudmeala ümbruses ja suhteliselt kitsas rannikumere tsoonis, seirejaamad paiknevad sellest tsoonist väljapool. See seletab, nagu klorofüll  $a$  puhul, kogu lahe kõrgemaid üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone. Vastavalt kehtestatud pinnakihi veekvaliteedi klassipiiridele (Tabel 7.2) on keskkonnaseisund seirejaamade asukohtades kõikide parameetrite järgi kesine, nii seire kui ka mudeli andmetel.

Tabel 7.3. Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmised klorofüll  $a$  (Chl), üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide väärtused seirejaamades K4, K5 ja K7 mõõtmiste (keskmise leidmisel on arvestatud kõiki andmeid, sh 2012.-2013. a üldfosfori andmeid) ja mudelarvutuse andmete põhjal perioodil 2010–2017. KS on seirejaama asukoha perioodi keskmine väärtus. KM on mudeli andmetel Pärnu lahe perioodi keskmine, sulgudes on perioodi maksimaalne ja minimaalne väärtus.

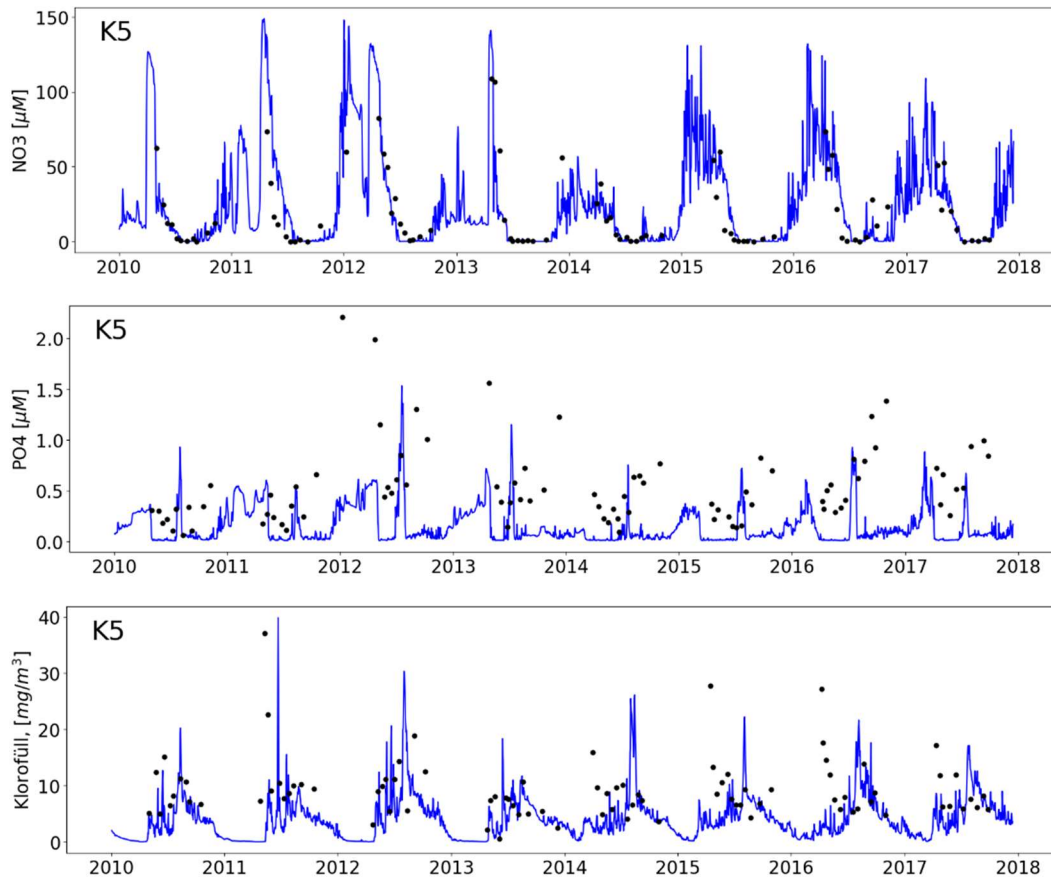
	K4	K5	K7	KS	KM (max/min)
Chl ( $\mu\text{g/l}$ )					
Mõõtmised	7,6	8,3	6,3	7,4	
Mudel	7,6	8,0	5,0	6,9	8,9 (11,3/7,3)
TOTN (mg/l)					
Mõõtmised	0,44	0,48	0,41	0,44	
Mudel	0,48	0,49	0,44	0,47	0,50 (0,56/0,46)
TOTP (mg/l)					
Mõõtmised	0,030	0,036	0,031	0,033	
Mudel	0,036	0,036	0,028	0,034	0,039 (0,035/0,046)



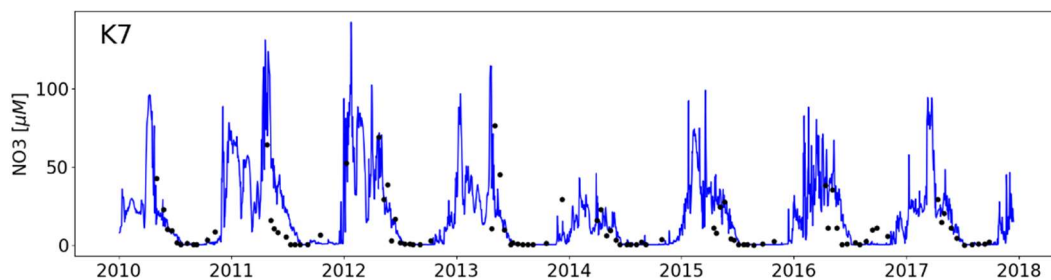
Joonis 7.10. Soolsuse (vasakpoolne paneel) ja nitraatide (parempoolne paneel) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneva mereala pinnakihis kõrglahutusega simulatsioonidest kevadise suurvee ajal (19. aprillil 2011).

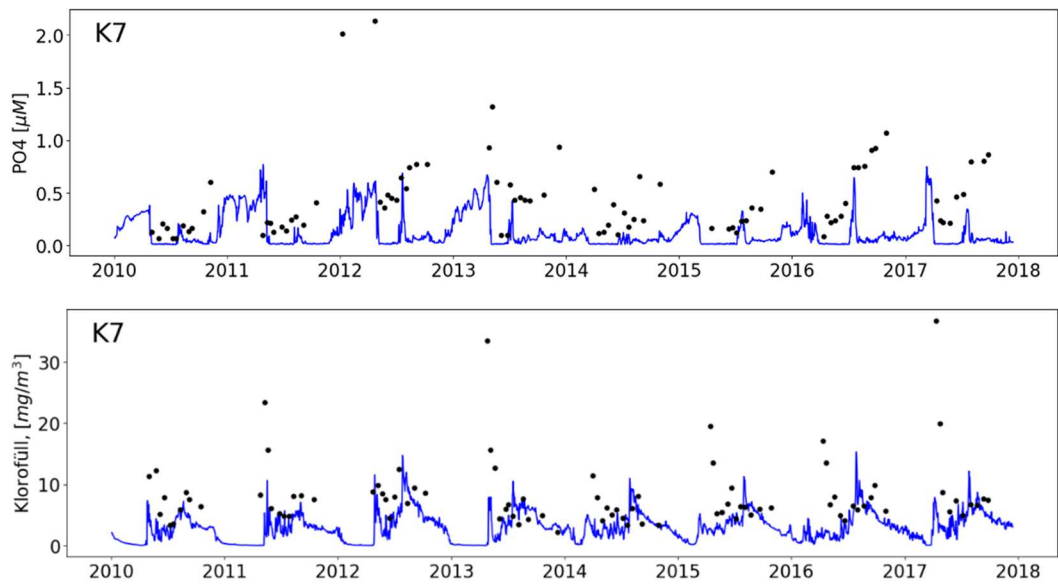


Joonis 7.11. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll *a* (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas K4 (vt Joonis 7.3).

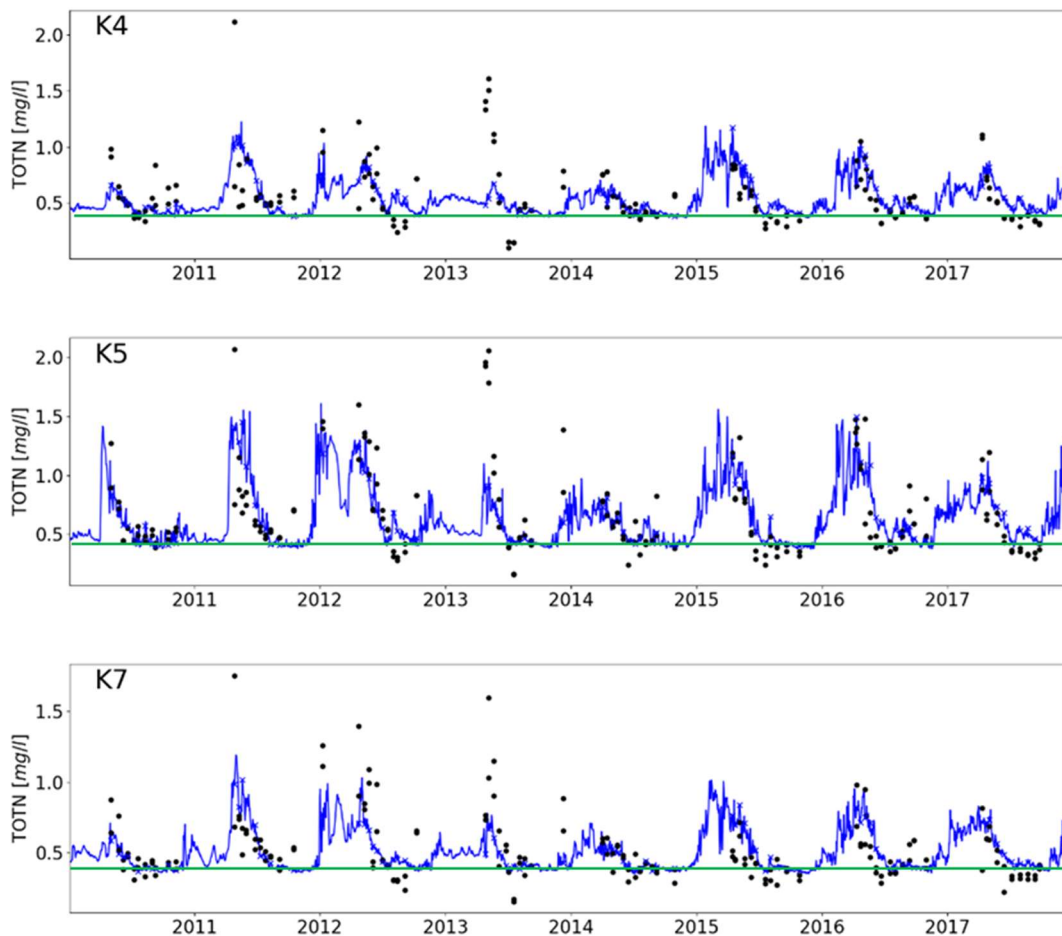


Joonis 7.12. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll *a* (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas K5 (vt Joonis 3.5.3).





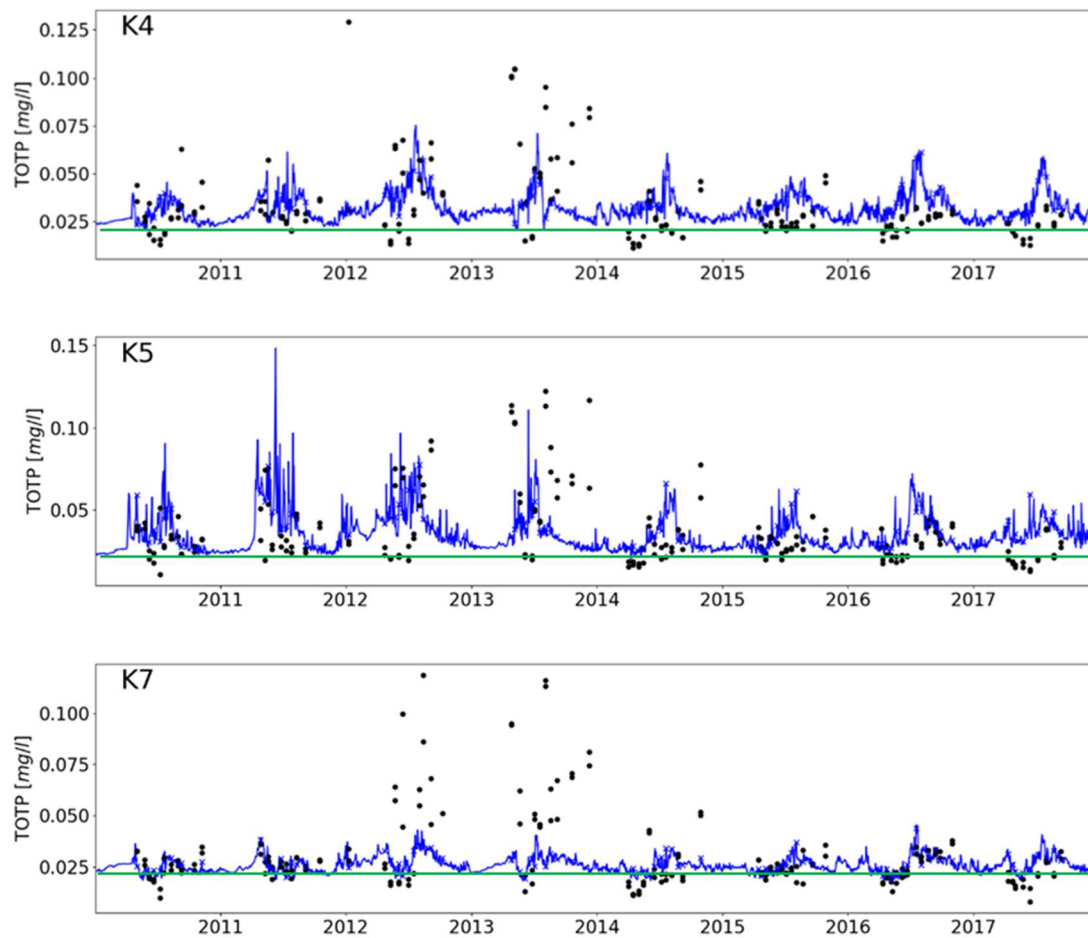
Joonis 7.13. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas K7 (vt Joonis 7.3).



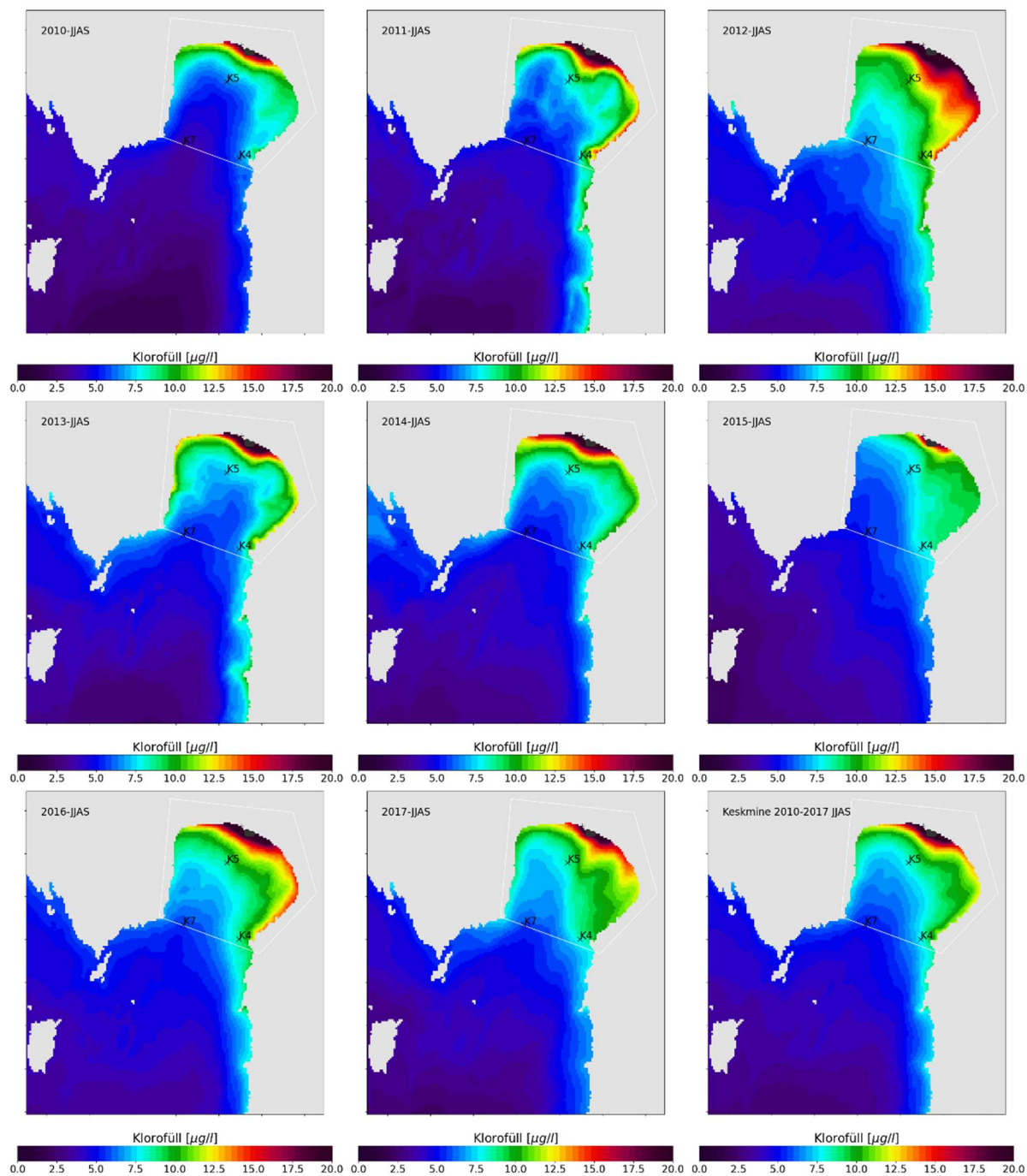
Joonis 7.14. Pinnakihi (10 m) modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) suviste (juuni-september) üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsioonide ( $\text{mg/l}$ ) ajaline käik seirejaamades K4 (ülemine



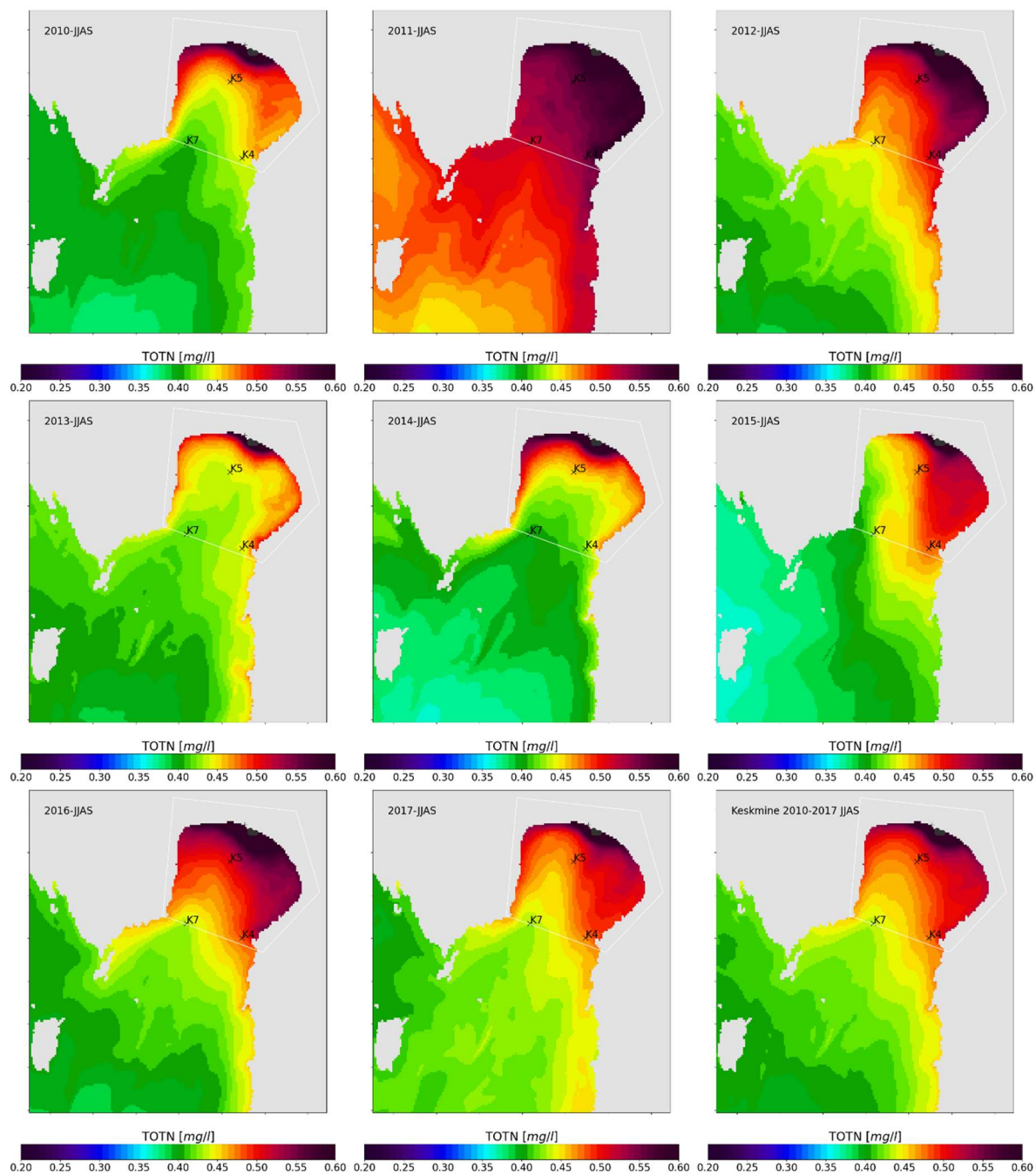
paneel), K5 (keskmine paneel) ja K7 (alumine paneel). Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir.



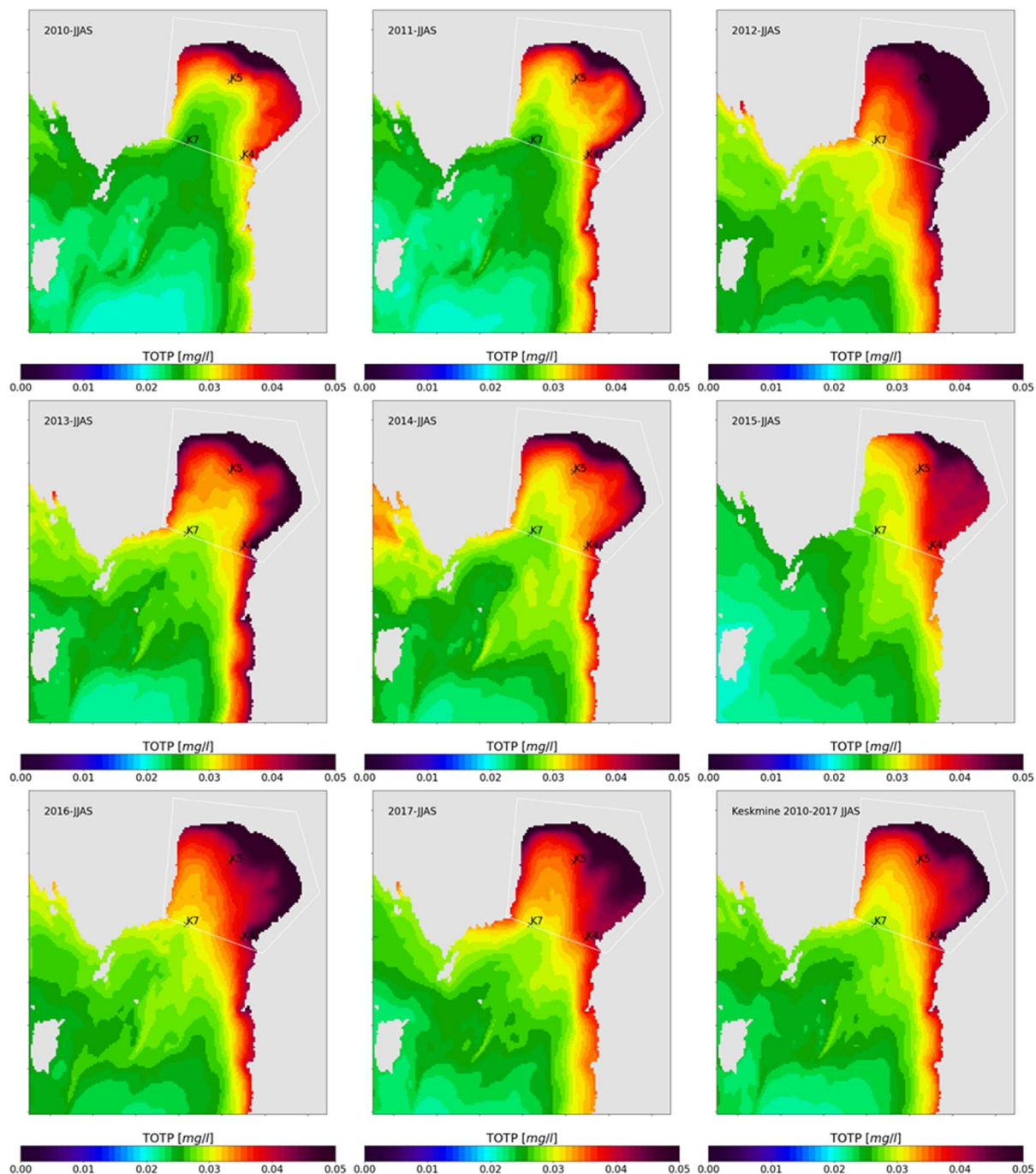
Joonis 7.15. Pinnakihi (10 m) modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) suviste (juuni–september) üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide (mg/l) ajaline käik seirejaamades K4 (ülemine paneel), K5 (keskmine paneel) ja K7 (alumine paneel). Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir. Üldfosfori mõõtmistulemused aastatel 2012–2013 ei ole usaldusväärsed (vt ka analüüs ptk 5 ja 8).



Joonis 7.16. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus alternatiivi A0 korral Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.17. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) üldlämmastiku (TOTN) keskmise kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.18. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) üldfosfori (TOTP) keskmise kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

### ***Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1)***

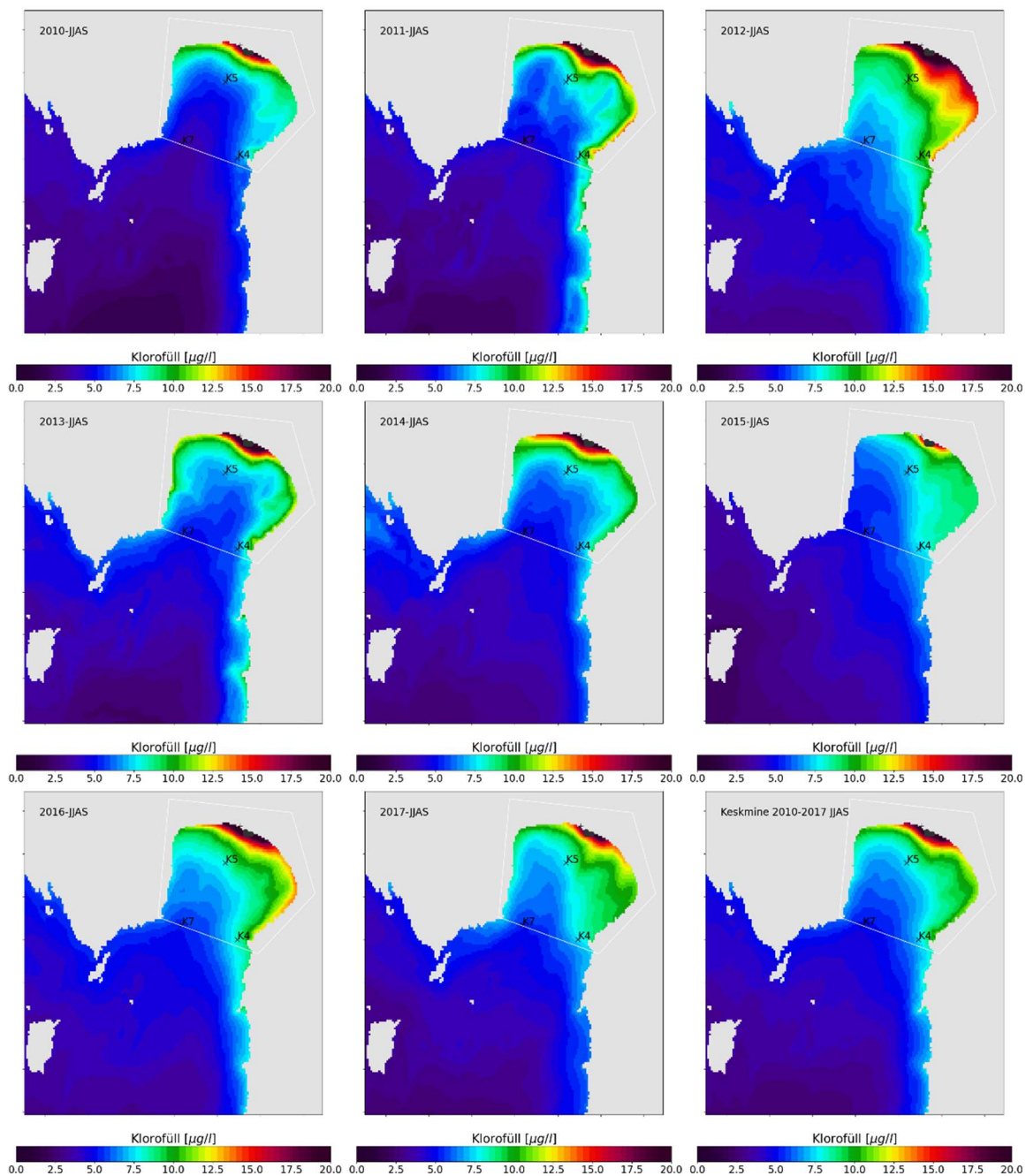
Alternatiivi A1 korral vähendati toitainete koormusi Pärnu lahte vastavalt Läänemere tegevuskavale (BSAP) (Tabeli 7.1). Tabelist on näha, et vastavalt Läänemere tegevuskavale peab lämmastikukoormus Pärnu lahte vähenema 9,3% ja fosfori koormus 21,5% võrreldes alternatiiviga A0. Alternatiivi A1 korral eeldatakse, et füüsikalised tingimused ei muutu. Arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

Joonisel 7.19 on toodud pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotused Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010–2017. Jooniselt on näha, et olulisi muutusi jaotuste mustrites alternatiivi A1 korral ei ole toimunud, suuremad klorofüll kontsentratsioonid on jõe suudmeala ümbruses ja piki rannikut. Tabelis 7.4 on toodud Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades K4, K5 ja K7 alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. Seirejaamade perioodi keskmine klorofüll kontsentratsioon võrreldes alternatiiviga A0 vähenes 5%, üldlämmastiku kontsentratsioon 1% ja üldfosfori kontsentratsioon 3%.

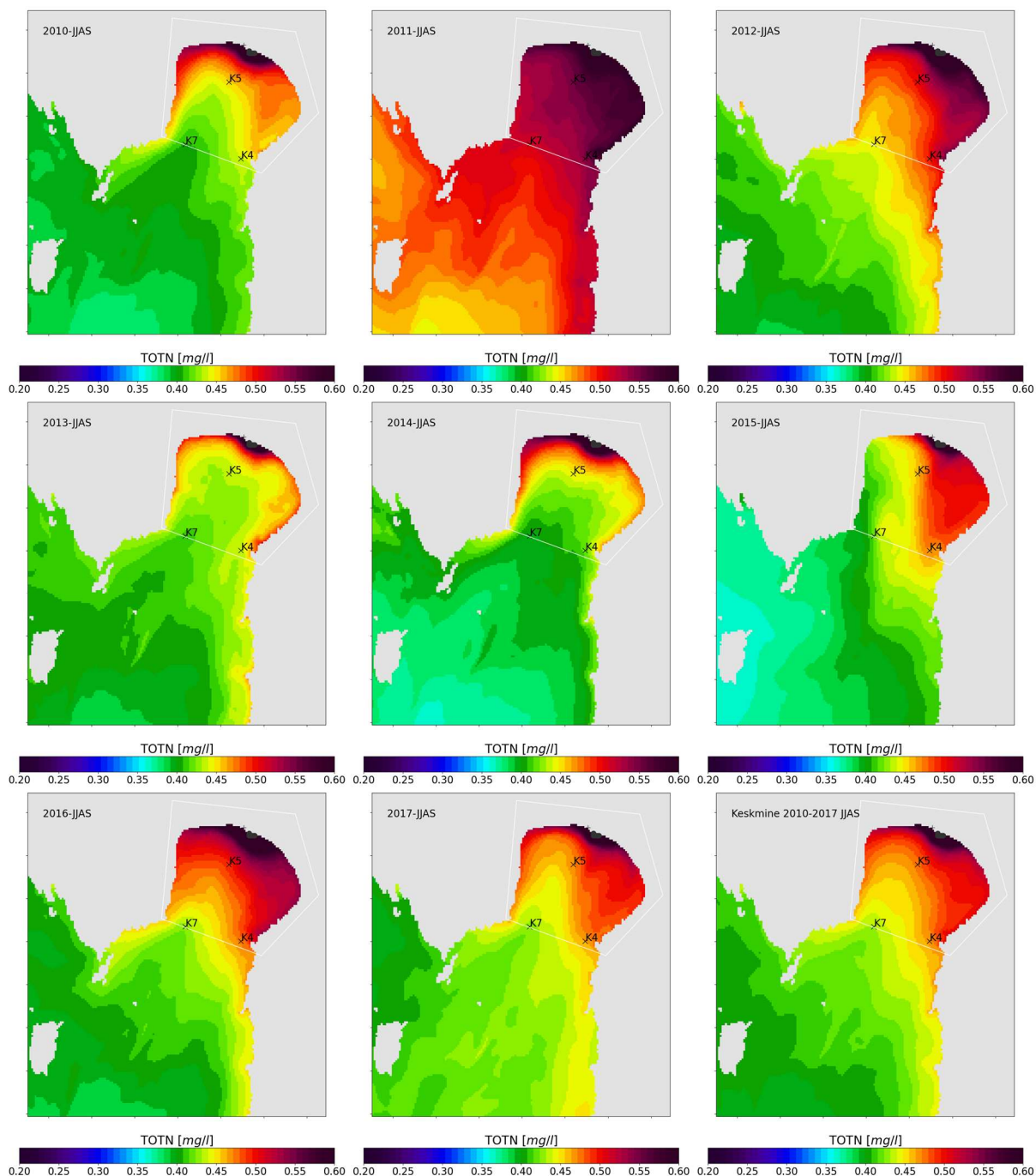
Joonistel 7.20 ja 7.21 on toodud üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi juuni-september keskmiste kontsentratsioonide jaotused Pärnu lahes aastatel 2010–2017. Nagu klorofüll jaotuses, ei ole ka üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotustes olulisi muutusi märgata. Perioodi keskmised klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid, mis on arvatud üle kogu Pärnu lahe pinnakihi, olid vastavalt 8,3 µg/l, 0,49 mg/l ja 0,037 mg/l (Tabel 7.4). Seega suve keskmised klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid Pärnu lahes vähenesid vastavalt 7, 2 ja 5%.

Tabel 7.4. Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades K4, K5 ja K7 alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel Pärnu lahe perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmiste väärtuste vähenemine võrreldes alternatiiviga A0 (protsentides).

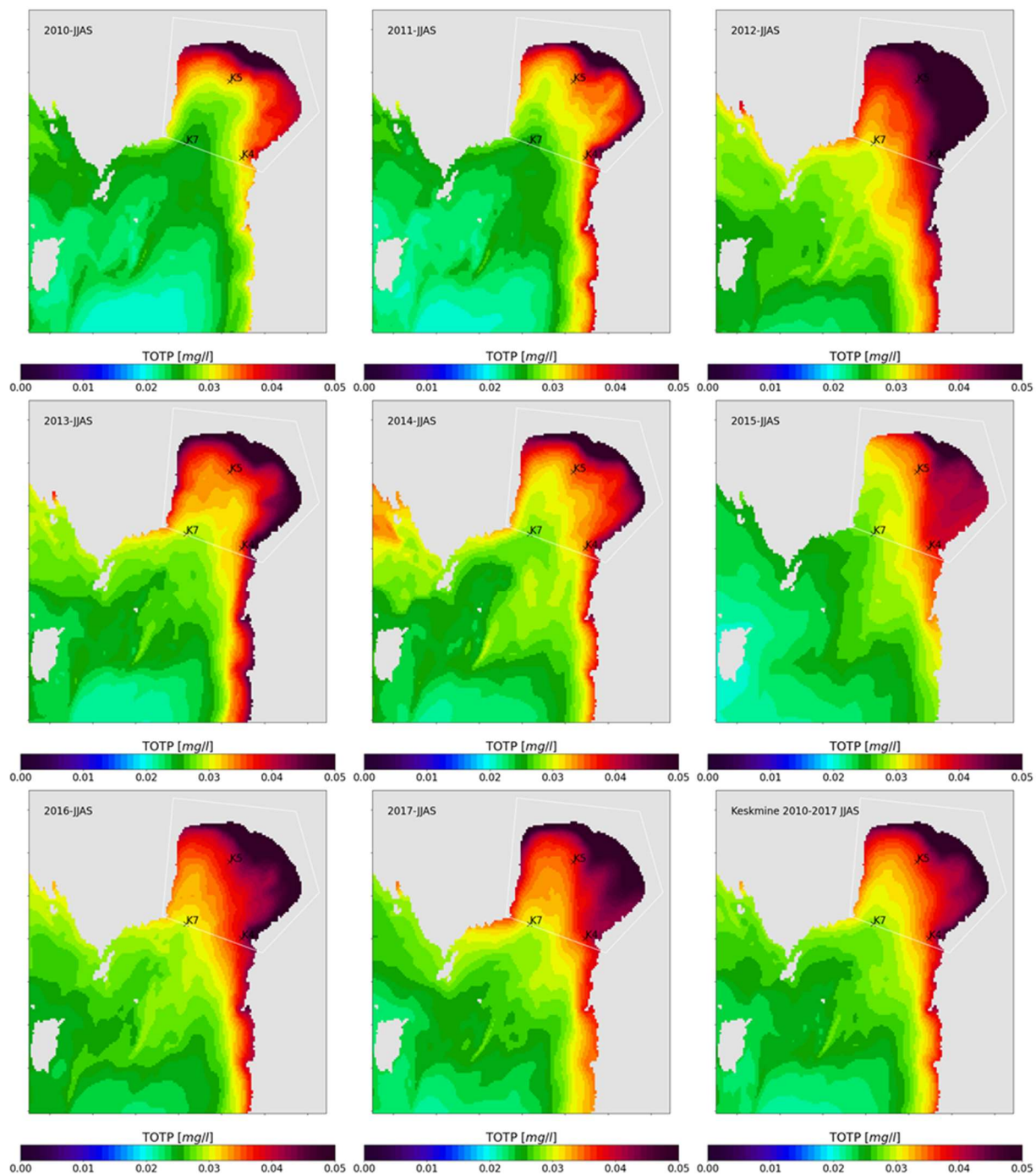
Chl <i>a</i> (µg/l)	K4	K5	K7	KS	KM
Mudeli andmed	7,3	7,5	4,9	6,5 (5)	8,3 (7)
Üldlämmastik (mg/l)					
Mudeli andmed	0,47	0,48	0,43	0,46 (1)	0,49 (2)
Üldfosfor (mg/l)					
Mudeli andmed	0,035	0,035	0,028	0,033 (3)	0,037 (5)



Joonis 7.19. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus alternatiivi A1 korral Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.20. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) üldlammastiku (TOTN) keskmise kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmise üldlammastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.21. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmise üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



### **Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale ainult Pärnu lahe koormuse osas (alternatiiv A2)**

Alternatiivi A2 korral teostatakse arvutus, kus toitainete koormus Läänemerre vastab alternatiivile A0, kuid toitainete koormus Pärnu lahte vastab Läänemere tegevuskavale. Alternatiivi A2 korral eeldatakse, et füüsikalised tingimused ei muutu ja arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

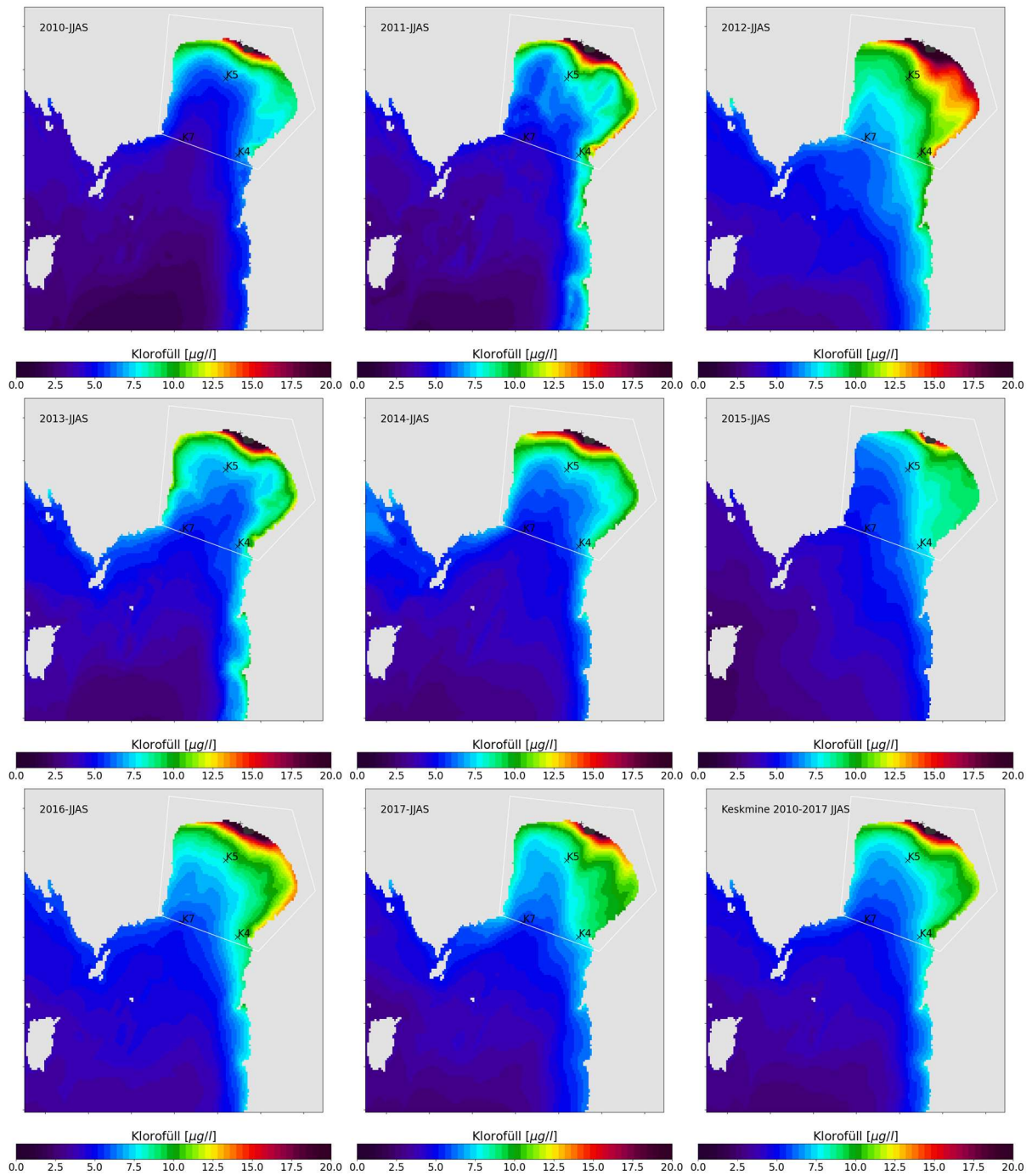
Joonistel 7.22–7.24 on toodud Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotused perioodil 2010–2017. Olulisi erinevusi jaotustes võrreldes alternatiividega A0 ja A1 ei ole, kuna füüsikalised tingimused on samasugused.

Tabelis 7.5 on Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused mudeli andmetel seirejaamades K4, K5 ja K7 alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. Tabelist on näha, et kõige suurem on vähenemine klorofüll keskmises kontsentratsioonis – 4%. Perioodi üldlämmastiku ja üldfosfori keskmise kontsentratsiooni vähenemine oli väike, vastavalt 1 ja 2%.

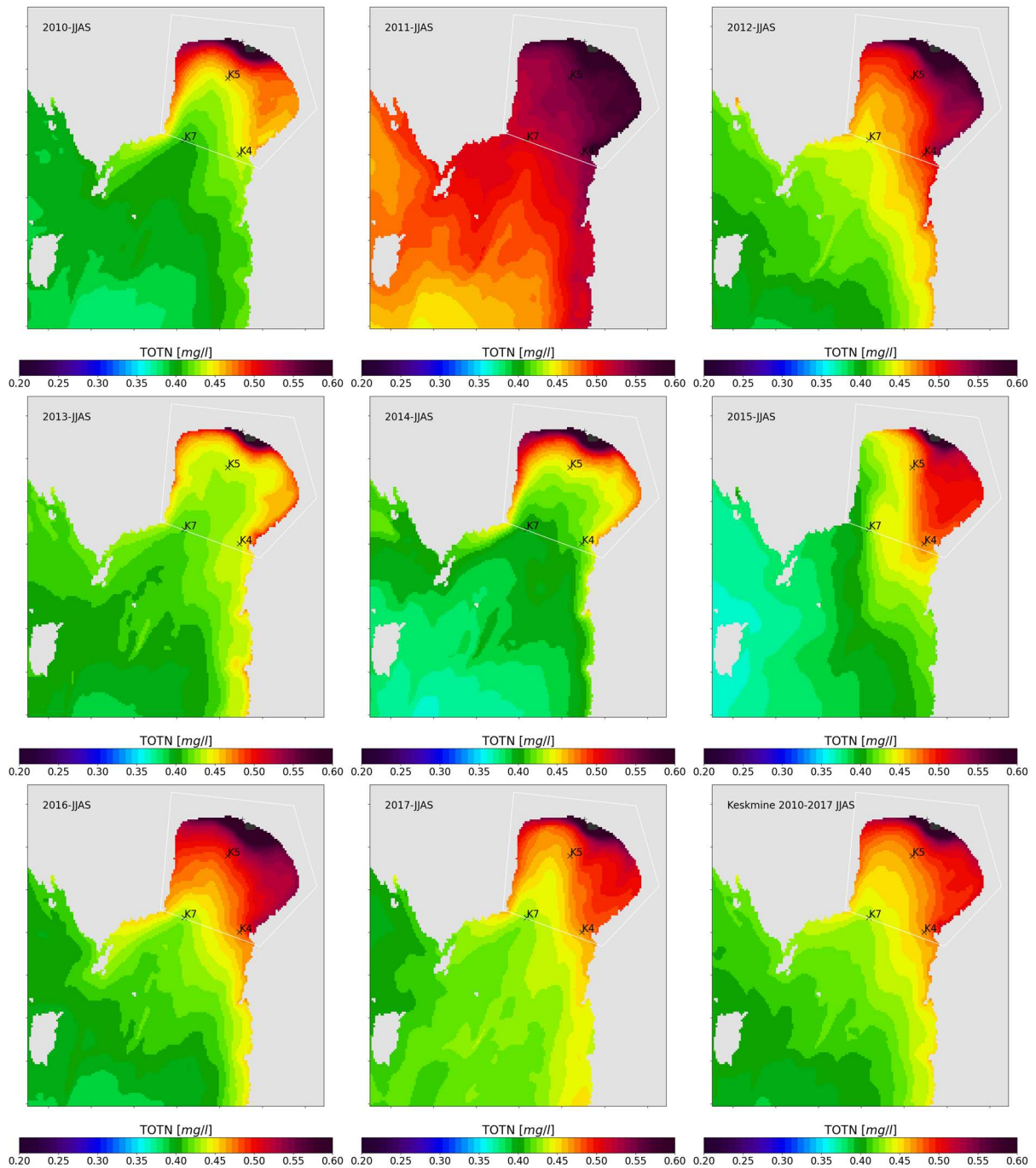
Perioodi keskmised klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid, mis on leitud üle kogu Pärnu lahe pinnakihi (mitte ainult seirejaamades), olid vastavalt 8,4 µg/l, 0,49 mg/l ja 0,038 mg/l (Tabel 7.5). See tähendab, et klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid kogu lahe keskmisena vähenesid vastavalt 6, 2 ja 3%. Võrreldes alternatiiviga A1 oli keskkonnaseisundi paranemine väiksem, st kogu Läänemere koormuse vähenemine avaldab mõju Pärnu lahe keskkonnaseisundile, kuid mõju ilmumine on pikaajaline protsess.

Tabel 7.5. Pärnu lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades K4, K5 ja K7 alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel Pärnu lahe perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmise väärtuse vähenemine võrreldes alternatiiviga A0 (protsentides).

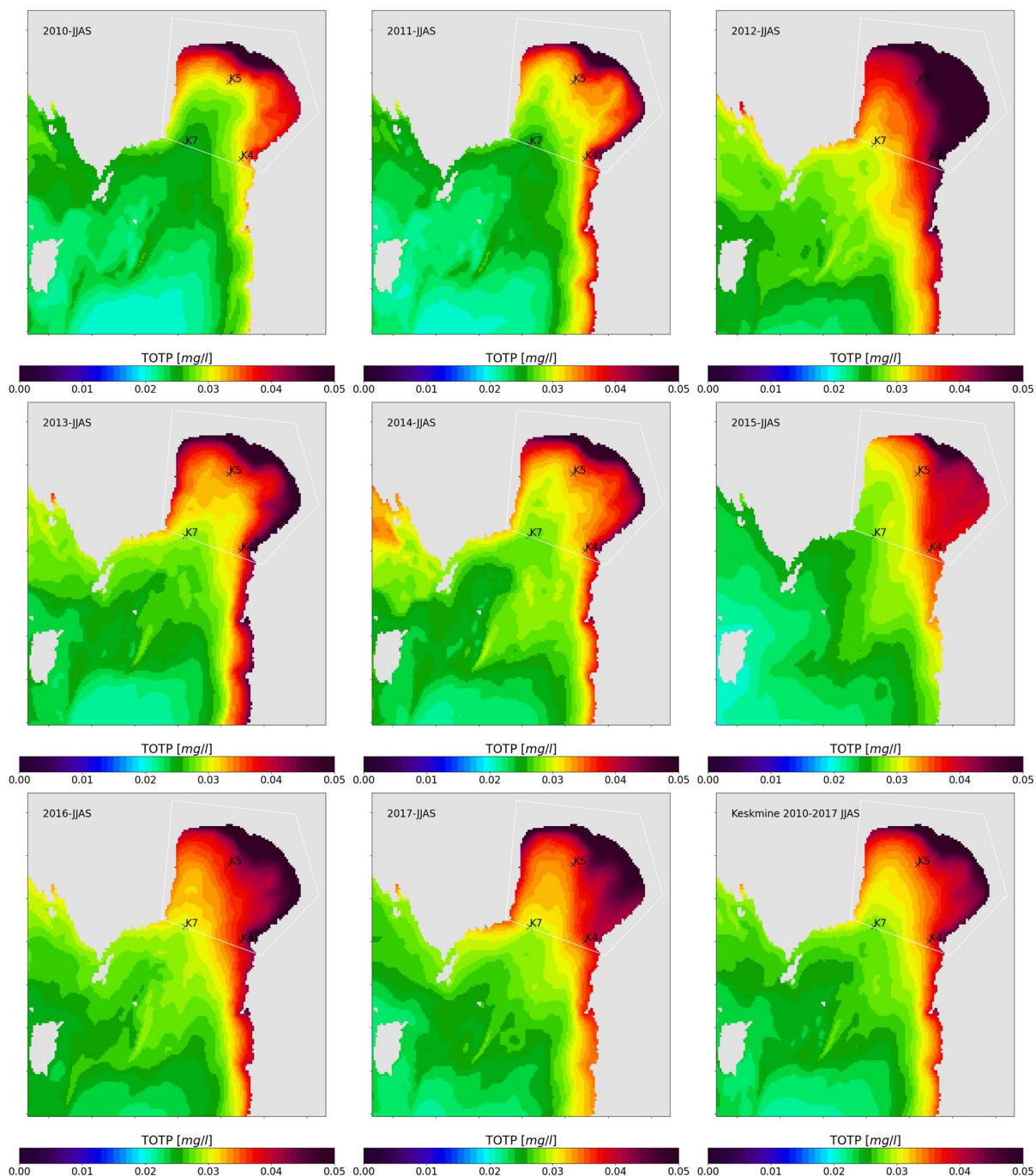
Chl <i>a</i> (µg/l)	K4	K5	K7	KS	KM
Mudeli andmed	7,4	7,6	4,9	6,6 (4)	8,4 (6)
Üldlämmastik (mg/l)					
Mudeli andmed	0,48	0,48	0,43	0,46 (1)	0,49 (2)
Üldfosfor (mg/l)					
Mudeli andmed	0,036	0,035	0,028	0,033 (2)	0,038 (3)



Joonis 7.22. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni (µg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.23. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolisel alumisel paneelil.



Joonis 7.24. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Pärnu lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmise üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

### **Hea ökoloogilise seisundi saavutamisest**

Võrreldes Pärnu lahe mudelsimulatsioonide tulemusi alternatiivide A0, A1 ja A2 vahel võib järeldada, et muutused klorofülli, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonides oleksid protsentuaalselt tunduvalt väiksemad kui rakendatud koormuste muutused (A1 vs A0 ja A2 vs A0). Koormuste vähendamine kogu Läänemerele vastavalt HELCOM Läänemere tegevuskava eesmärkidele, mis

muuhulgas näeb ette fosforikoormuse vähendamise Eestist Liivi lahele (sh Pärnu jõe koormuse vähendamise) 21,5% võrra, viiks Pärnu lahes üldfosfori suvise keskmise kontsentratsiooni vähenemiseni 5% võrra. See tulemus on saadud kaheksa aasta simulatsiooni jooksul, kus esimese kolme aasta jooksul toimuks kiirem vähenemine ja edasi oleks keskkonnaseisundi paranemine juba väga aeglane. Kui analüüsida muutusi alternatiivide A1 ja A0 vahel ning alternatiivide A2 ja A0 vahel võib järeldada, et Pärnu lahe seisundi jaoks on suurema mõjuga lokaalse koormuse vähendamine – ligikaudu 60–70% seisundi muutustest toimuks ka tingimustel, kui ülejäänud Läänemerele koormus ei väheneks. Järelikult on Pärnu lahe seisundi parandamiseks oluline planeerida veemajanduskavadesse meetmed, mis vähendaksid koormust lahele Pärnu jõe kaudu. Kuigi Pärnu jõe seisund on kehtivate klassipiiride järgi hea, on vajalik koormust vähendada tasemele, mis on ette nähtud Läänemere tegevuskavaga.

Ennustatud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste vähenemine Pärnu lahes on tunduvalt väiksem kui aastatevaheline muutlikkus indikaatorite väärtustes. Tabelis 4.1 toodud andmetel oli viimase kümne aasta üldlämmastiku ja üldfosfori suviste keskmiste sisalduste standardhälve vastavalt 0,13 mg/l ja 0,008 mg/l. Pikaajaline trend koormuse vähendamise tõttu oleks nendest väärtustest ligikaudu 10%, mis näitab, et seisundi paranemist koormuste vähenemise tõttu ei ole võimalik märgata loodusliku muutlikkuse taustal kiiremini kui 10–20 aastat isegi suhteliselt suletud ja madalas Pärnu lahes. Järelikult on põhjendatud selle rannikuveekogumi hea seisundi saavutamise tähtaeg sätestada mitte algava perioodi (2021–2027) lõppu, vaid kaugemaase tuleviku, kõige optimistlikuma hinnangu järgi järgmise perioodi lõppu (2034).

#### 7.4. TALLINNA LAHT

Toitainete koormuse mõju hindamiseks Tallinna lahe keskkonnaseisundile kasutatakse seireandmete ja kõrglahutusega mudelisüsteemi GETM+ERGOM simulatsioonide tulemusi. Tallinna lahe ja lahega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli arvutuspiirkond koos Eesti mereseirejaamade (57a, 2 ja 3) asukohtadega on toodud Joonisel 7.4. Samuti on näidatud Pirita ja Jägala jõe suudmeala. Tallinna ja Muuga laht on keerulise rannajoonega ja batümeetriaga. Tallinna laht on Eesti üks sügavamaid lahtesid, suurim sügav küünib ligi 100 m.

##### ***Praegune olukord (alternatiiv A0)***

Kõrglahutusega füüsikamudeli GETM võimet kirjeldada kiirusvälja ja füüsikaliste protsesside mõju toitainete jaotusele suhteliselt väikeses lahes hästi, näidati Pärnu lahe simulatsiooniga.

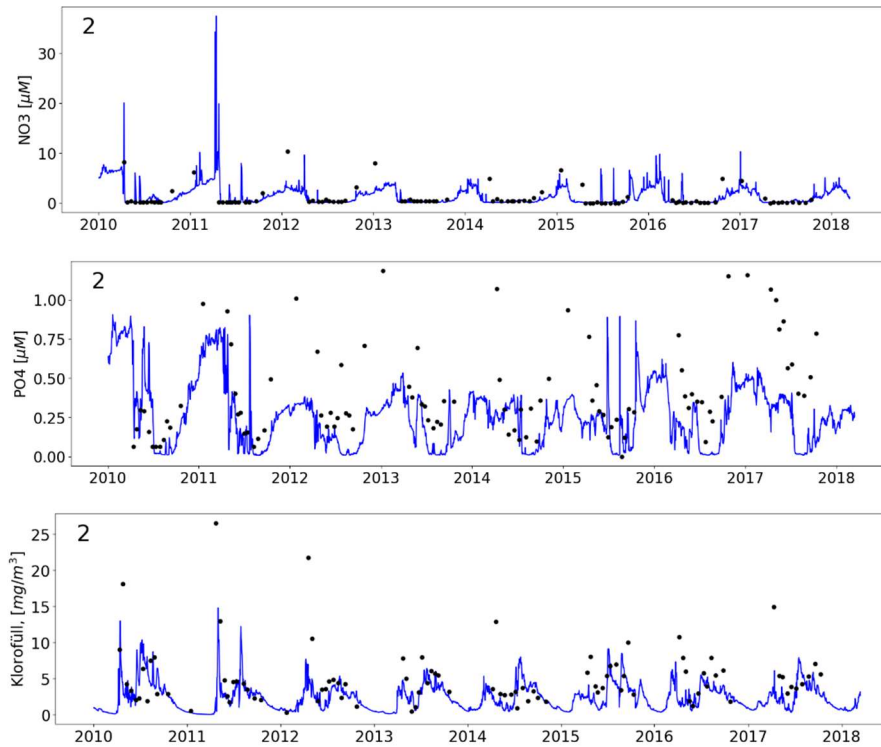
Joonistel 7.25–7.27 on toodud nitraatide, fosfaatide ja klorofüll *a* kontsentratsioonide ajaline käik ja võrdlus mõõtmisandmetega Tallinna lahe seirejaamades 2, 3 ja 57a arvutusperioodil 2010–2017. Arvestades nii toitainete koormuse suurt ajalist muutlikkust (Joonis 7.8) kui ka võimalikku toitainete jaotuse suurt ruumilist muutlikkust lahes ning seireandmete suhtelist suurt ajalist intervalli, kirjeldab mudel toitainete ajaliskäiku üldiselt hästi. Samuti on toitainete ja klorofüllil ajalises käigus näha aastatevaheline muutlikkus. Joonistel 7.28 ja 7.29 on toodud üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ajaline käik ja võrdlus mõõtmisandmetega Tallinna lahe seirejaamades 2, 3 ja 57a arvutusperioodil 2010–2017. Mudeli üldlämmastiku ja üldfosfori kokkulangevus mõõtmisandmetega on üldiselt hea.

Seire ja mudelisimulatsiooni andmete põhjal võrdleme järgnevalt pinnakihi (10 m) suviseid (juuni–september) arvutusperioodi keskmisi klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone seirejaamade asukohtades. Seire andmetel olid keskmised klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid kõige suuremad rannikule kõige lähemas jaamas 57a ja väiksemad väärtused jaamades 2 ja 3, mis paiknevad rohkem avalahel (Tabel 7.6). Seireandmetel oli seirejaama 57a perioodi keskmine klorofüll  $a$  kontsentratsioon 5,8  $\mu\text{g/l}$ , mudeli andmetel 4,7  $\mu\text{g/l}$ . Seirejaamade perioodi mõõtmiste keskmine klorofüll  $a$  kontsentratsioon oli 4,9  $\mu\text{g/l}$ , mudeli andmetel 4,0  $\text{mg/l}$ . Seirejaamade keskmiste väärtuste erinevus seire andmete ja mudeli andmete vahel oli 18%. Mudeli andmetest leiti ka kogu Tallinna lahe keskmine klorofüll  $a$  kontsentratsioon, mis oli 3,8  $\mu\text{g/l}$ , st väiksem kui seirejaamade keskmine klorofüll  $a$  kontsentratsioon.

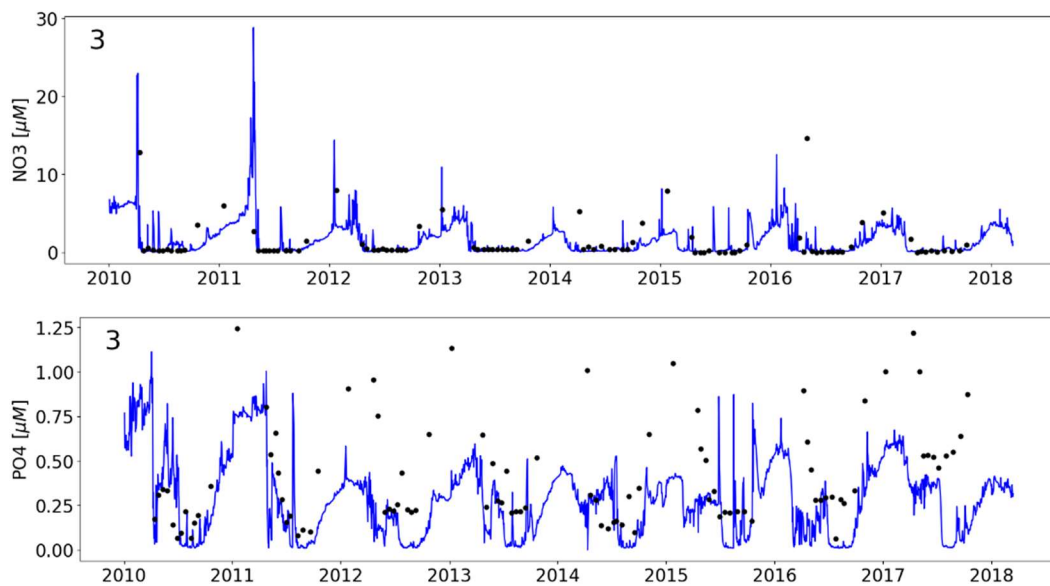
Seire andmetel oli jaamas 57a üldlämmastiku kontsentratsioon 0,31  $\text{mg/l}$  ja mudeli andmetel 0,32  $\text{mg/l}$ , st mudeli andmetest määratud kontsentratsioon oli 3% suurem. Seire andmetel oli jaamas 57a üldfosfori kontsentratsioon 0,030  $\text{mg/l}$  ja mudeli andmetel 0,034  $\text{mg/l}$ , st mudeli andmetest määratud kontsentratsioon oli 13% suurem. Mudeli andmetest leitud Tallinna lahe üldlämmastiku ja üldfosfori perioodi keskmised kontsentratsioonid pinnakihis olid vastavalt 0,29 ja 0,028  $\text{mg/l}$ , st seirejaamade asukohtades määratudest mõnevõrra väiksemad. Joonistel 7.30–7.32 on toodud klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi perioodi juuni–september keskmiste kontsentratsioonide jaotused Tallinna lahes ja ümbritseval merealal perioodil 2010–2017. Klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori välju iseloomustab suur ruumiline ja ajaline muutlikkus (vt ka Tabel 7.6), kõrged kontsentratsioonid on Tallinna ja eriti Muuga lahes, kuhu suubuvad Pirita ja Jägala jõgi. Vastavalt kehtestatud pinnakihi veekvaliteedi klassipiiridele (Tabel 7.2) vastab Tallinna lahe üldlämmastiku kontsentratsioon seisundile hea nii seire kui ka mudeli andmetel. Klorofüll ja üldfosfori kontsentratsioonid vastavad seisundile kesine nii seire kui ka mudeli andmetel.

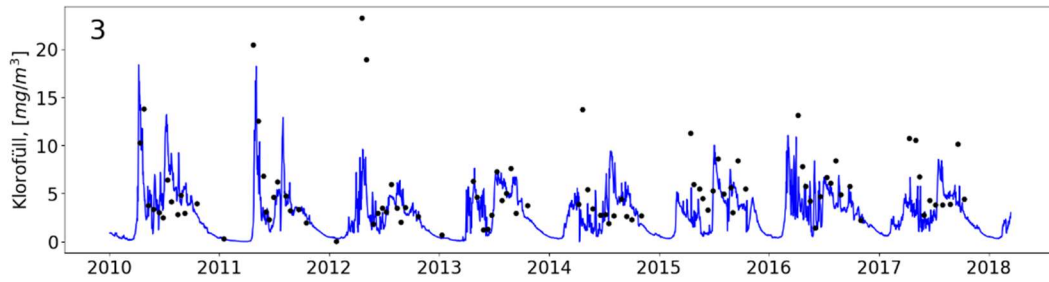
Tabel 7.6. Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvised (juuni–september) keskmised klorofüll  $a$  (Chl), üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 2, 3 ja 57a mõõtmiste (keskmise leidmisel on arvestatud kõiki andmeid, sh 2012.–2013. a üldfosfori andmeid) ja mudelarvutuse andmete põhjal perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudelandmetel kogu lahe perioodi keskmine väärtus, sulgudes on perioodi maksimaalne ja minimaalne väärtus.

	2	3	57a	KS	KM (max/min)
Chl ( $\mu\text{g/l}$ )					
Mõõtmised	4,4	4,5	5,8	4,9	
Mudel	3,3	4,0	4,7	4,0	3,8 (3,2/4,7)
TOTN ( $\text{mg/l}$ )					
Mõõtmised	0,29	0,28	0,31	0,29	
Mudel	0,28	0,29	0,32	0,30	0,29 (0,28/0,31)
TOTP ( $\text{mg/l}$ )					
Mõõtmised	0,022	0,025	0,030	0,026	
Mudel	0,026	0,029	0,034	0,029	0,028 (0,026/0,033)

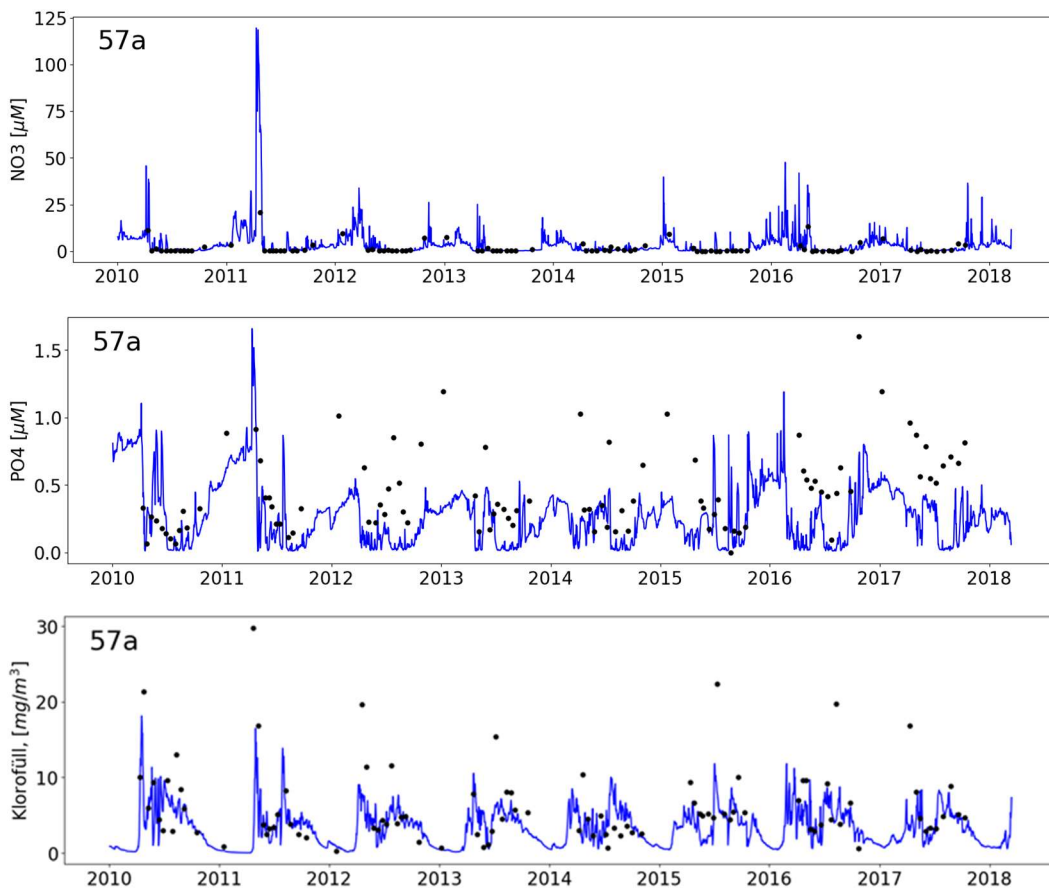


Joonis 7.25. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol}/\text{l}$ ) ja klorofüll *a* (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg}/\text{m}^3$  ehk  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) ajaline käik seirejaamas 2 (vt Joonis 7.4).



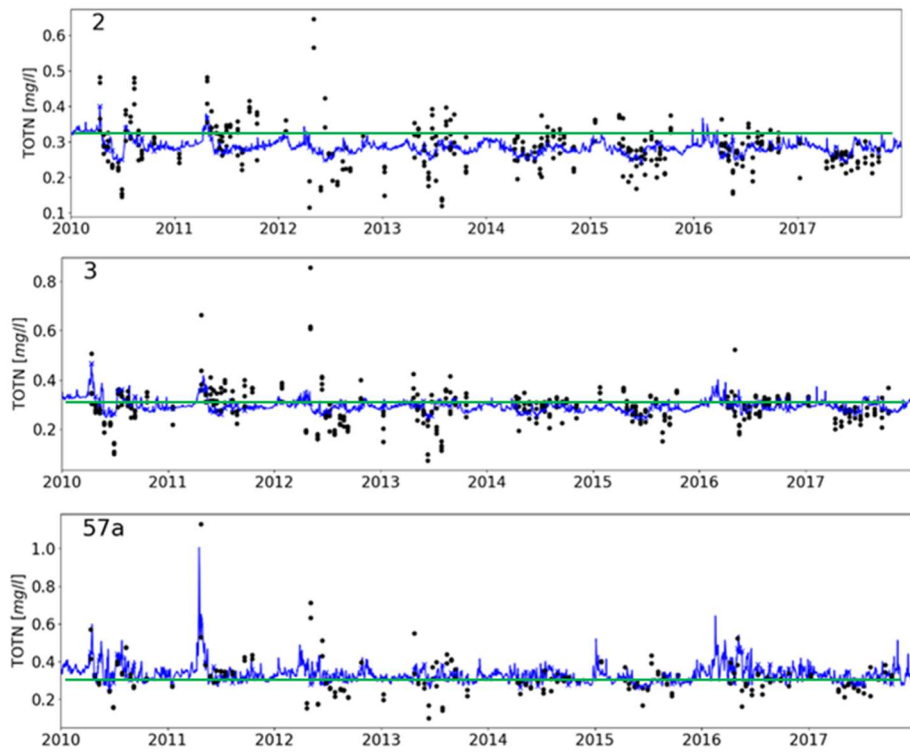


Joonis 7.26. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmise paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas 3 (vt Joonis 7.4).

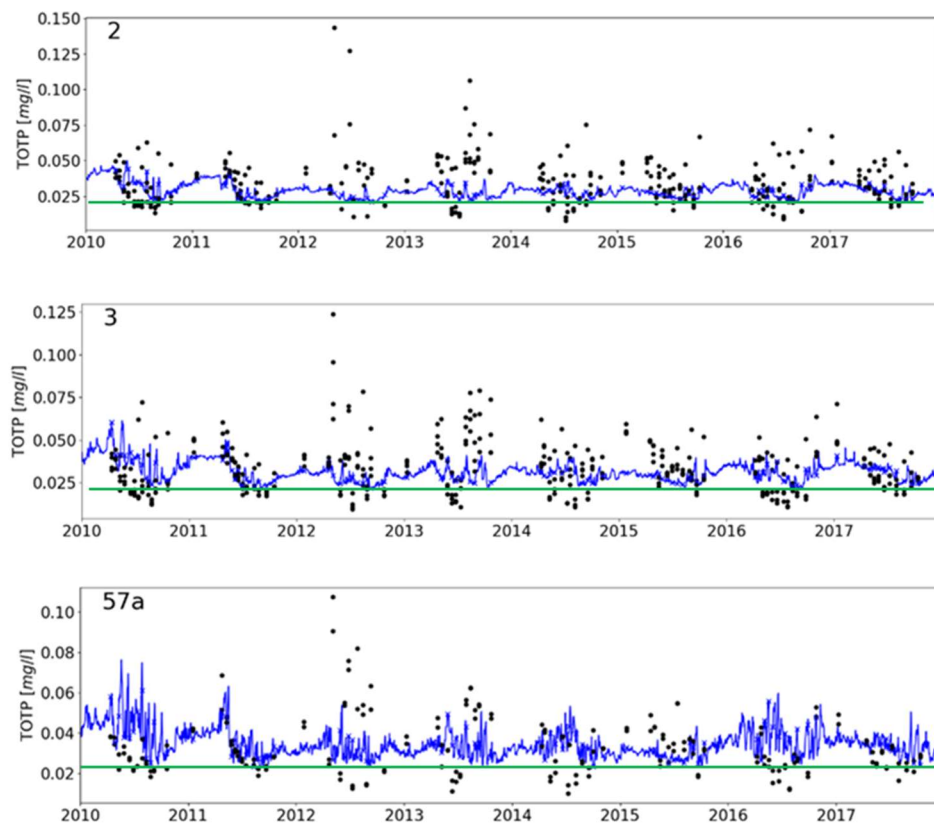


Joonis 7.27. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmise paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas 57a (vt Joonis 7.4).

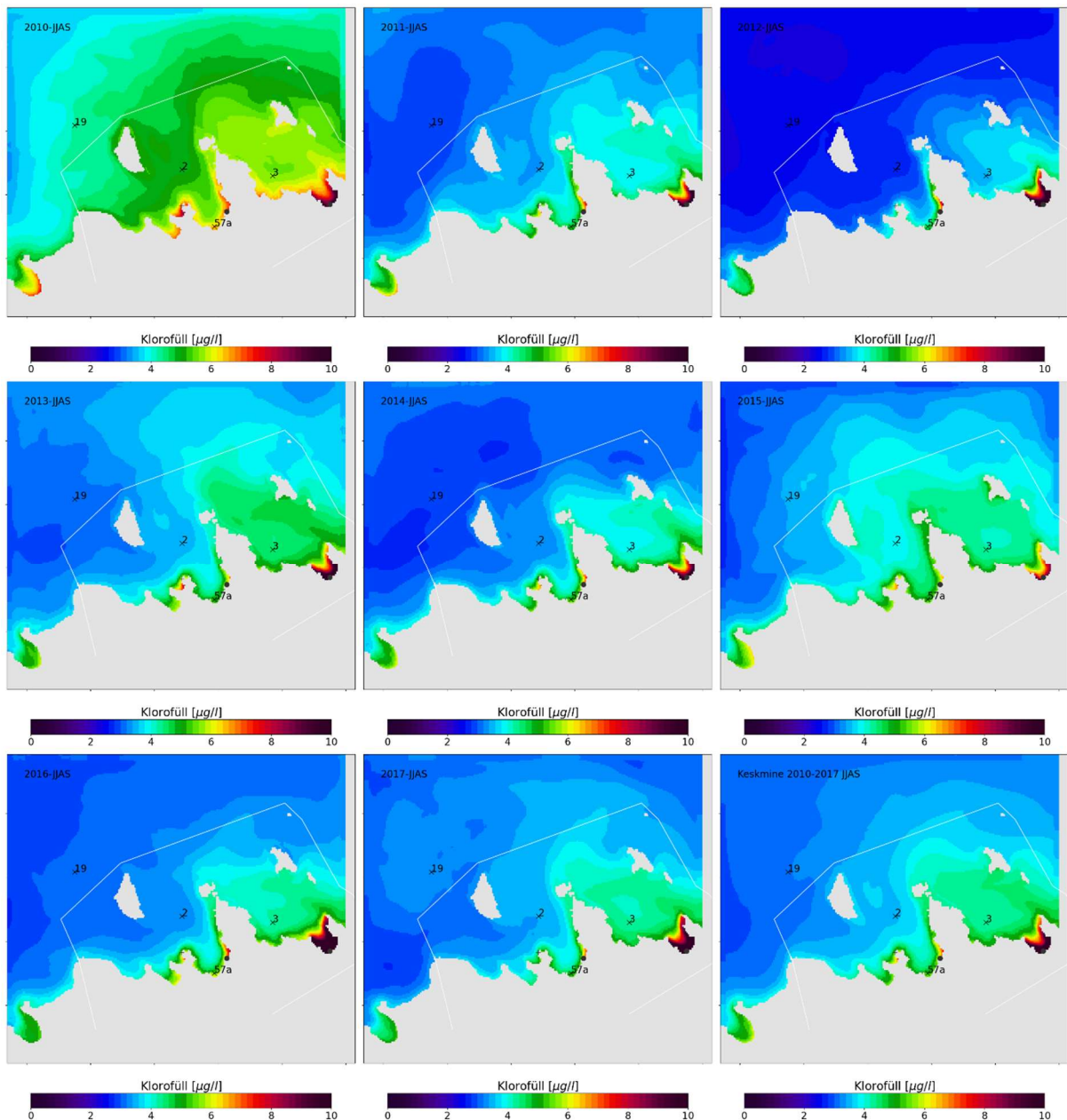




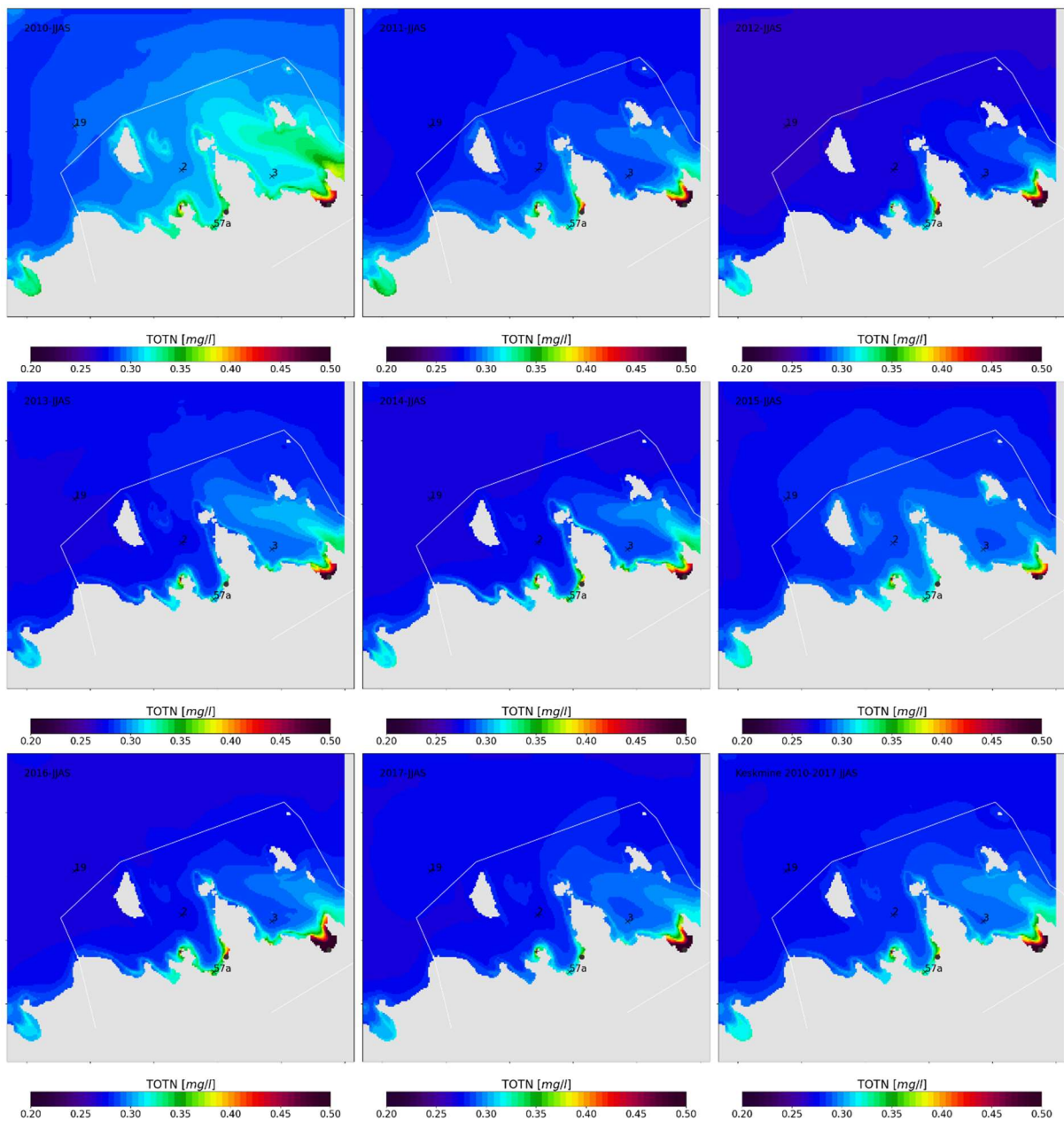
Joonis 7.28. Pinnakihi (10 m) modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) suviste (juuni–september) üldlammastiku (TOTN) kontsentratsioonide (mg/l) ajaline käik seirejaamades 2 (ülemine paneel), 3 (keskmine paneel) ja 57a (alumine paneel). Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir.



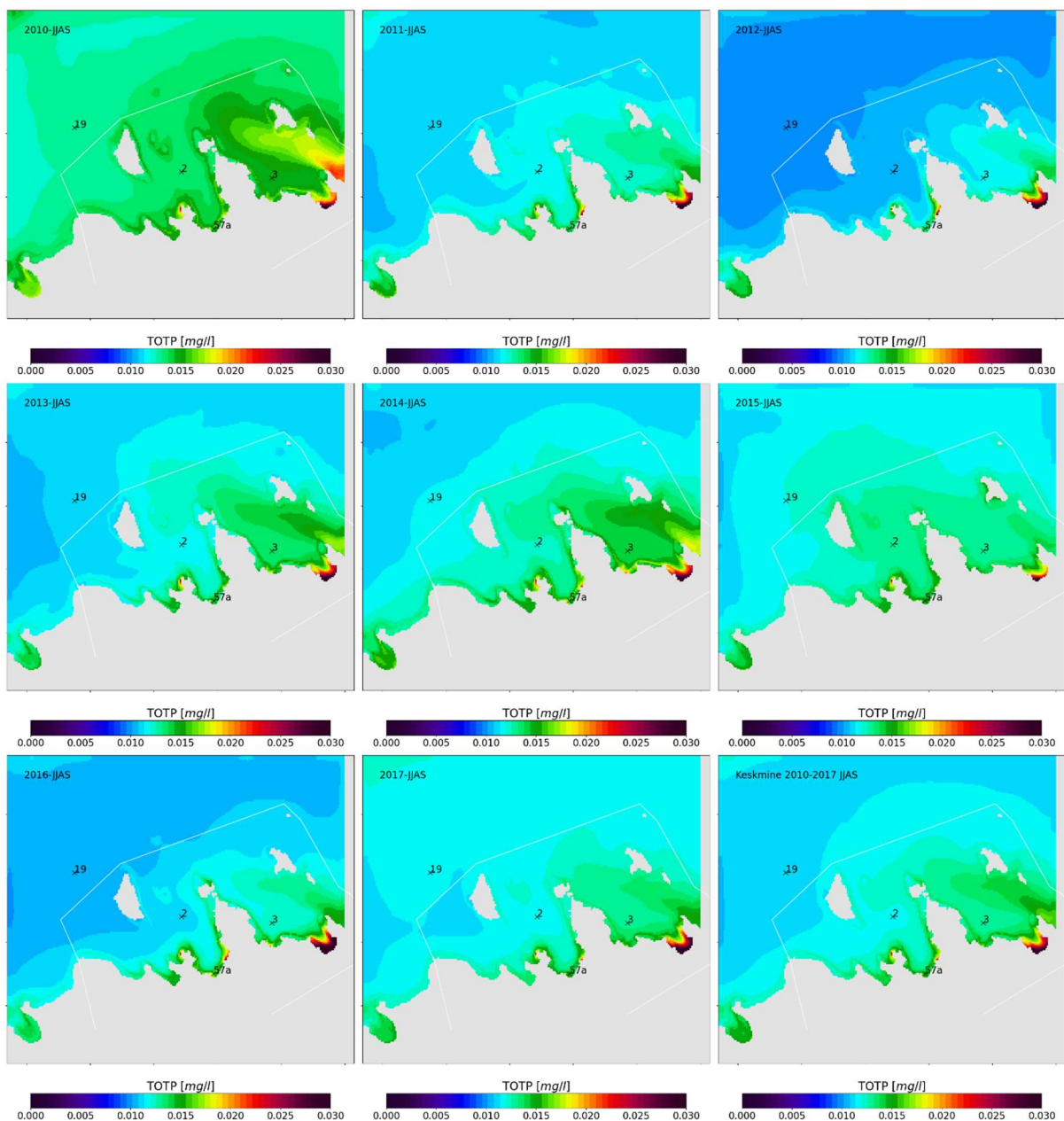
Joonis 7.29. Pinnakihi (10 m) modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) suviste (juuni–september) üldfosfori (TOTP) kontsentratsioonide (mg/l) ajaline käik seirejaamades 2 (ülemine paneel), 3 (keskmine paneel) ja 57a (alumine paneel). Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir. Üldfosfori mõõtmistulemused aastatel 2012–2013 ei ole usaldusväärsed (vt ka analüüs ptk 5 ja 8).



Joonis 7.30. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni (µg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.31. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolisel alumisel paneelil.



Joonis 7.32. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmise üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

### ***Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1)***

Alternatiivi A1 korral vähendati toitainete koormusi Tallinna lahte vastavalt Läänemere tegevuskavale (BSAP) (Tabeli 7.1). Tabelist on näha, et vastavalt Läänemere tegevuskavale peab lämmastikukoormus Tallinna lahte vähenema 6,4% ja fosfori koormus 20,9% võrreldes alternatiiviga A0. Alternatiivi A1 korral eeldatakse, et füüsikalised tingimused ei muutu ja arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

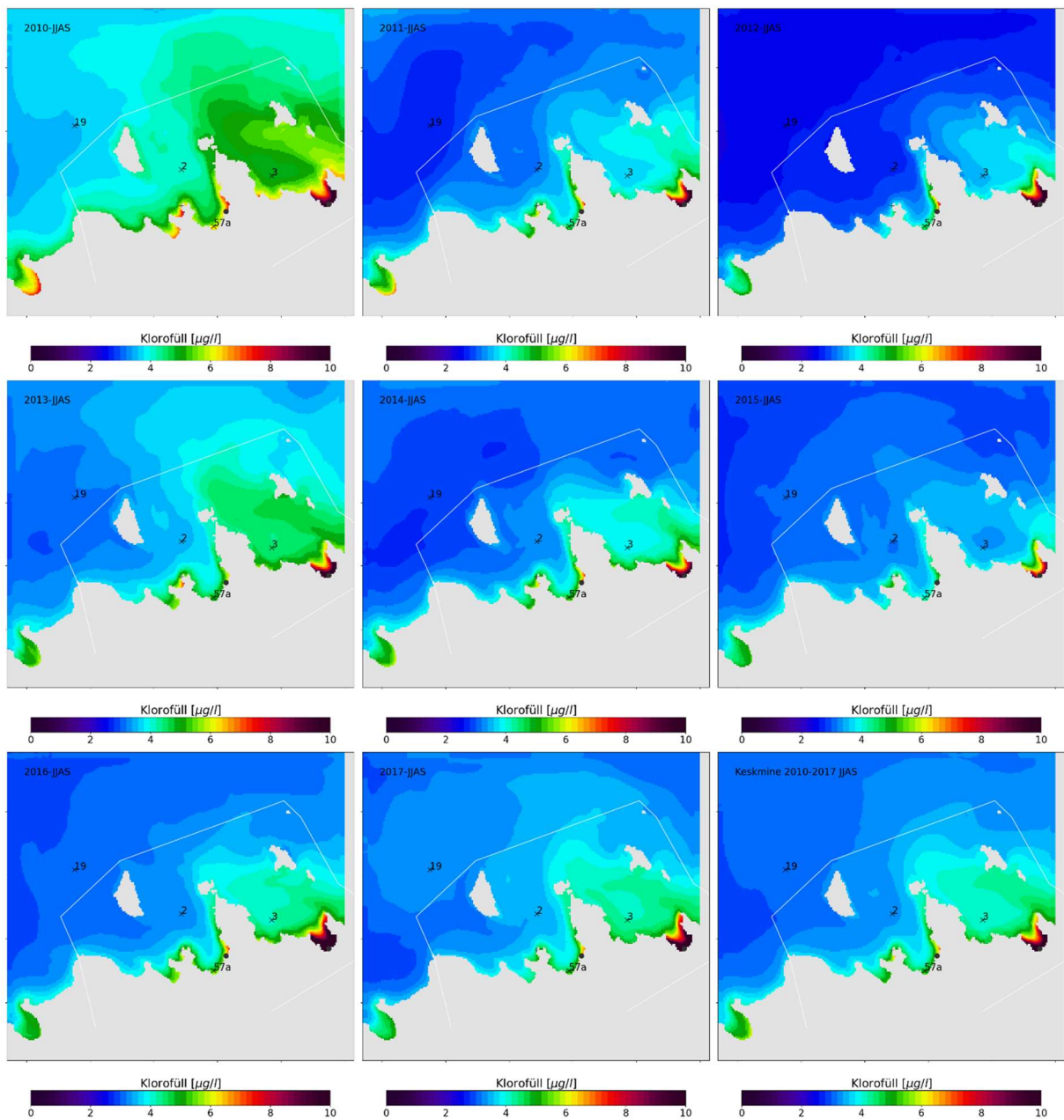
Joonistel 7.33–7.35 on toodud Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüllü, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotused alternatiivi A1 korral perioodil

2010–2017. Olulisi erinevusi jaotustes võrreldes alternatiiviga A0 ei ole, kuna füüsikalised tingimused on samasugused.

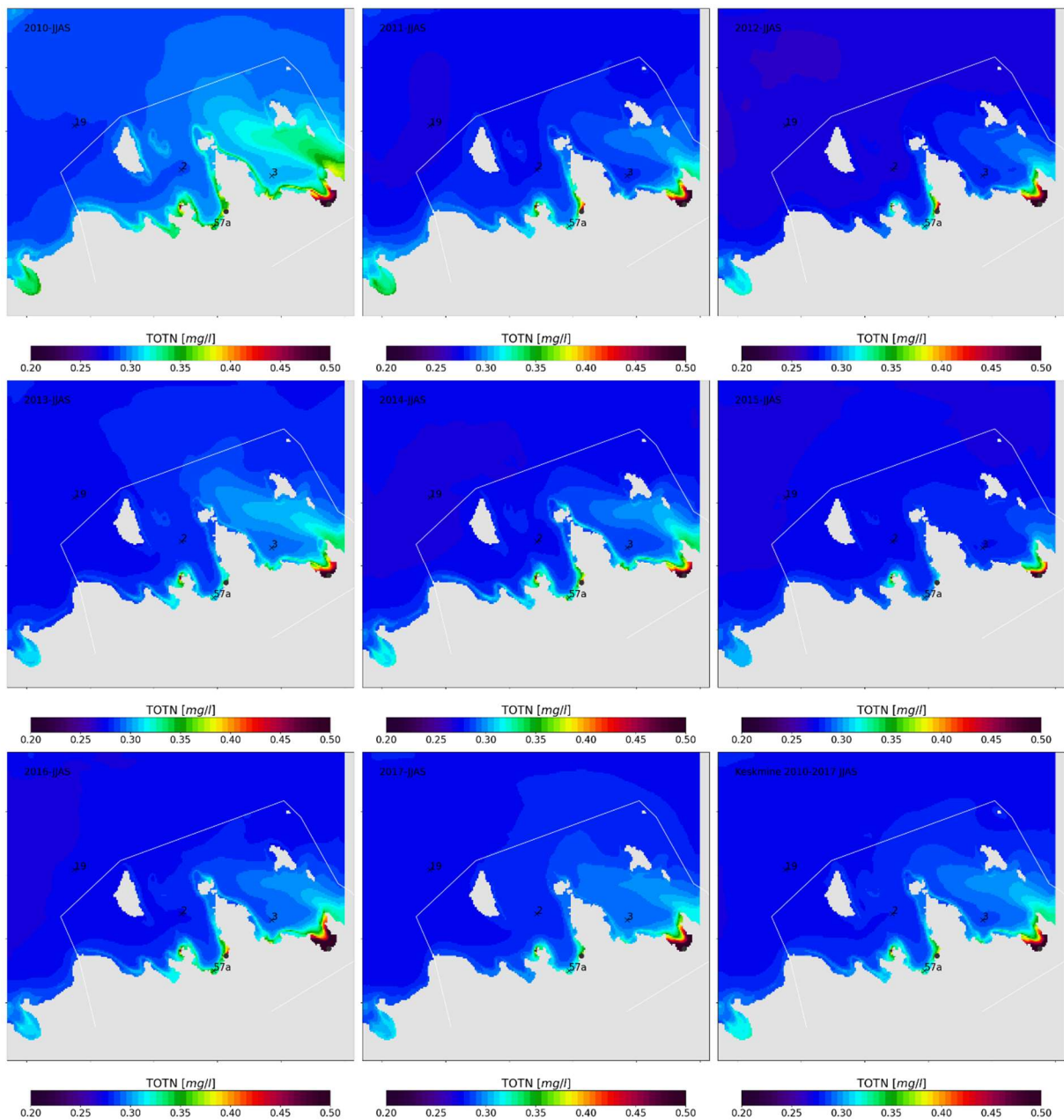
Tabelis 7.7. on toodud Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide väärtused mudeliandmetel seirejaamades 2, 3 ja 57a alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. Tabelist on näha, et seirejaamades alternatiivi A1 korral võrreldes alternatiiviga A0 muutusi ei ole (muutused on <1%). Perioodi keskmistes klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi kontsentratsioonides kogu Tallinna lahes ei olnud samuti muutusi võrreldes alternatiiviga A0 (<1%). Tallinna laht on Soome lahele avatud, seetõttu lokaalne toitaine koormuse vähendamine lahe keskkonnaseisundile praktiliselt mõju ei avalda.

Tabel 7.7. Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 2, 3 ja 57a alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel seirekoha perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmise väärtuse vähenemine protsentides võrreldes alternatiiviga A0.

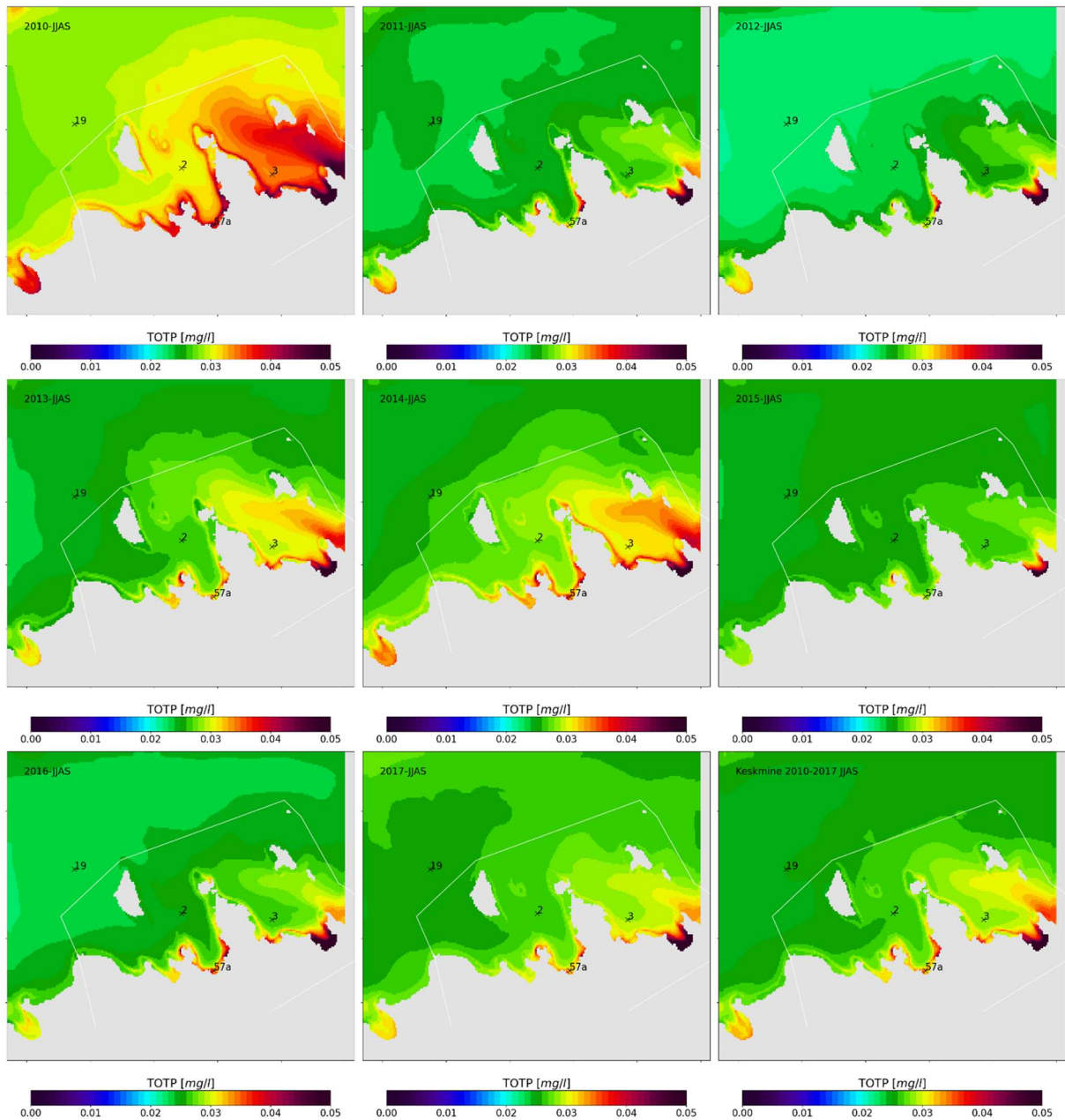
Chl <i>a</i> (µg/l)	2	3	57a	KS	KM
Mudeli andmed	3,3	4,0	4,6	4,0 (1)	3,8 (<1)
Üldlämmastik (mg/l)					
Mudeli andmed	0,28	0,29	0,32	0,30 (<1)	0,29 (<1)
Üldfosfor (mg/l)					
Mudeli andmed	0,026	0,028	0,033	0,030 (<1)	0,028 (<1)



Joonis 7.33. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.34. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlammastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlammastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolisel alumisel paneelil.



Joonis 7.32. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmise üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



### **Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale ainult Tallinna lahe koormuse osas (alternatiiv A2)**

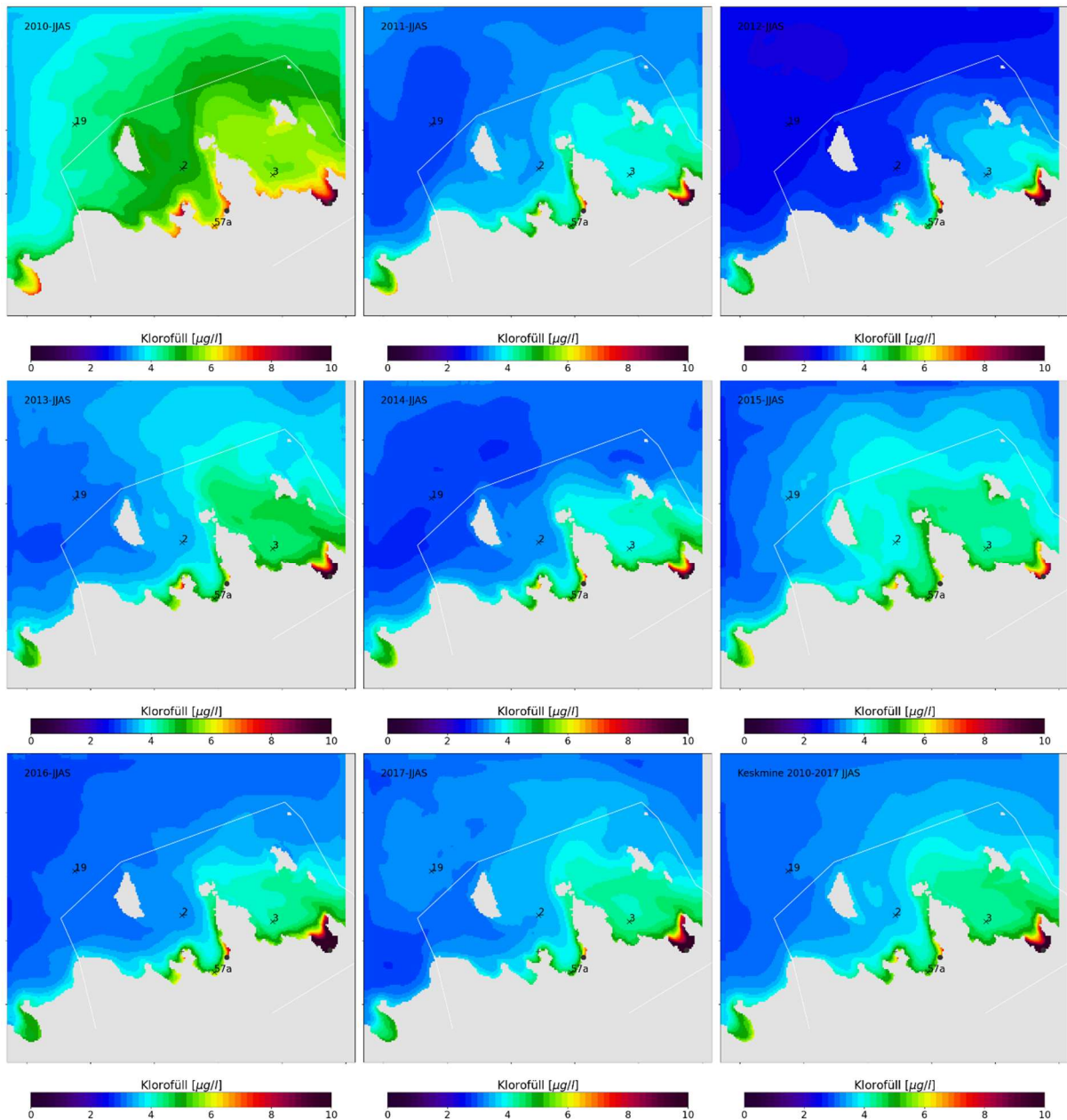
Alternatiivi A2 korral teostatakse arvutus, kus toitainete koormus Läänemerre vastab alternatiivile A0, kuid toitainete koormus Tallinna lahte vastab Läänemere tegevuskavale. Alternatiivi A2 korral eeldatakse, et füüsikalised tingimused ei muutu ja arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

Joonistel 7.36–7.38 on toodud Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide jaotused perioodil 2010–2017. Olulisi erinevusi jaotuste mustrites võrreldes alternatiividega A0 ja A1 ei ole, kuna füüsikalised tingimused on samasugused.

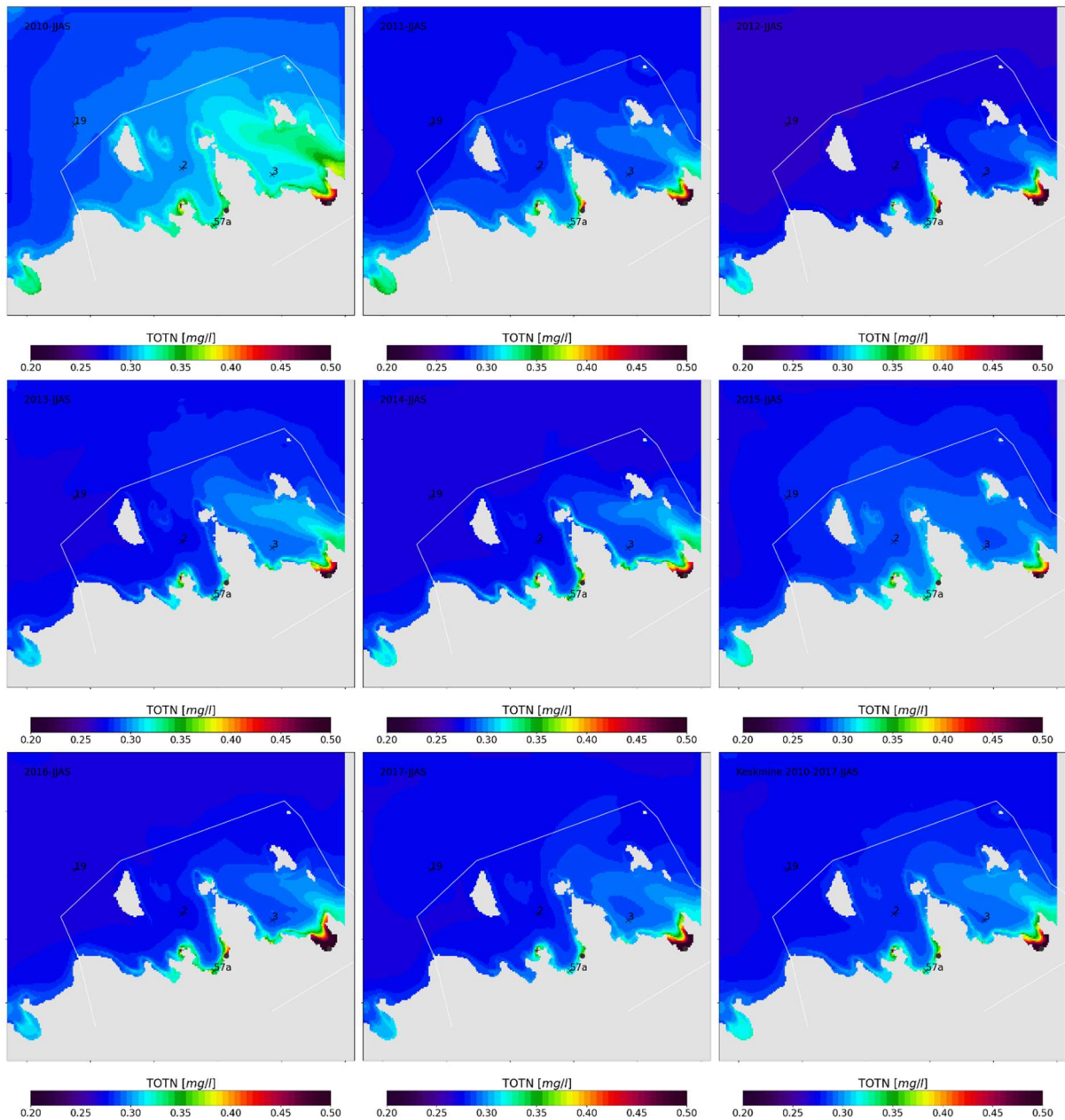
Tabelis 7.8. on toodud Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll  $a$  (Chl  $a$ ), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni modelleeritud väärtused seirejaamades 2, 3 ja 57a alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. Tabelist on näha, et seirejaamades alternatiivi A2 korral võrreldes alternatiiviga A0 muutusi ei ole. Perioodi keskmistes klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi kontsentratsioonides kogu Tallinna lahe jaoks ei olnud samuti muutusi võrreldes alternatiiviga A0. Tallinna laht on Soome lahele avatud, seetõttu lokaalne toitainete koormuse vähendamine lahe keskkonnaseisundile praktilist mõju ka ei avalda.

Tabel 7.8. Tallinna lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll  $a$  (Chl  $a$ ), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 2, 3 ja 57a alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine ja KM on mudeli andmetel seirekoha perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmise väärtuse vähenemine protsentides võrreldes alternatiiviga A0.

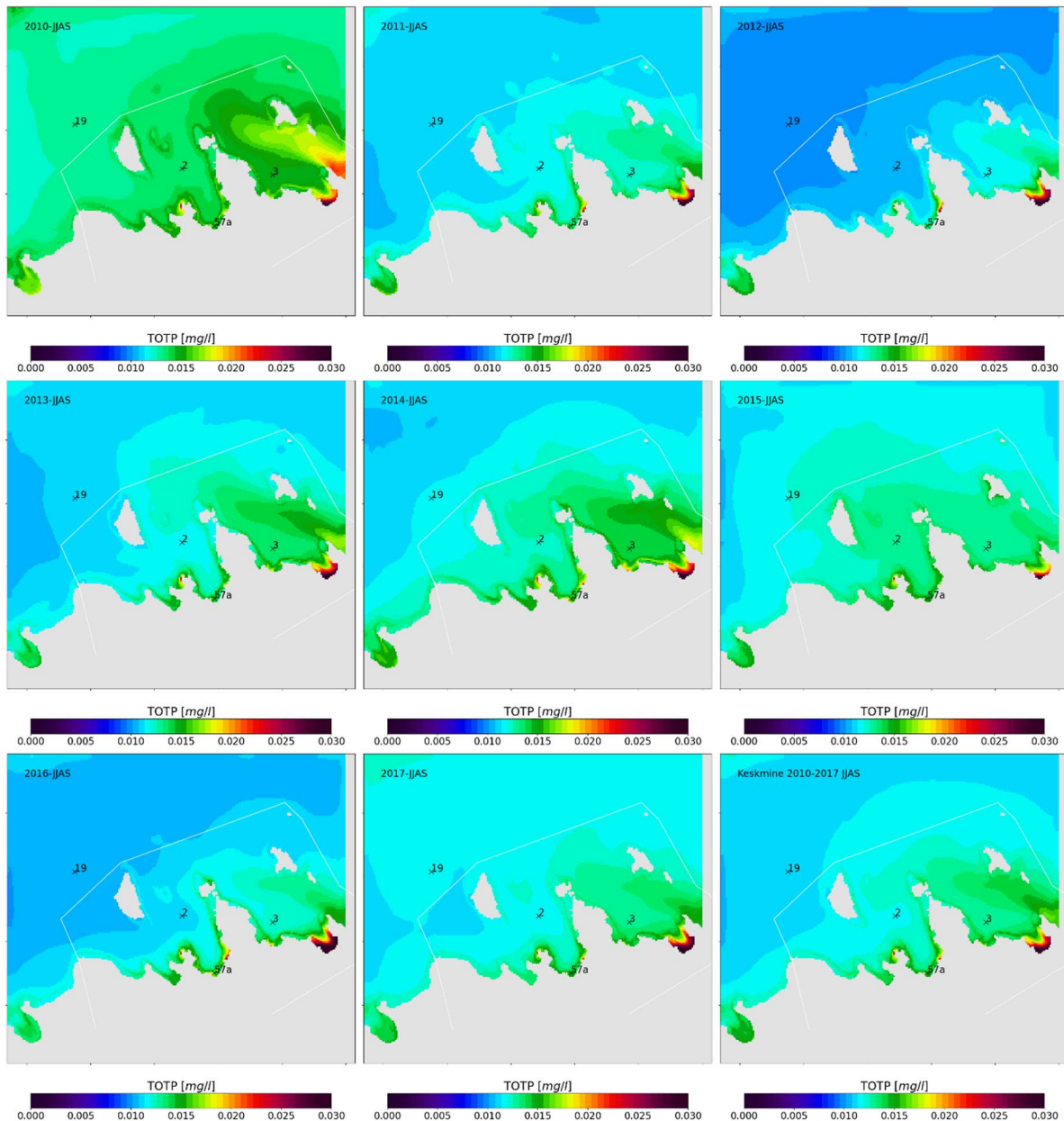
Chl $a$ ( $\mu\text{g/l}$ )	2	3	57a	KS	KM
Mudeli andmed	3,3	4,0	4,6	4,0 (<1)	3,8 (<1)
Üldlämmastik (mg/l)					
Mudeli andmed	0,28	0,29	0,32	0,30 (<1)	0,29 (<1)
Üldfosfor (mg/l)					
Mudeli andmed	0,026	0,028	0,033	0,033 (<1)	0,028 (<1)



Joonis 7.36. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus Tallinn lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.37. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil



Joonis 7.38. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Tallinna lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

### **Hea ökoloogilise seisundi saavutamisest**

Erinevate alternatiivide tulemuste võrdlemine näitab, et toitainete sisaldus Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumis (EE\_5) sõltub väga vähe lokaalsest toitainete koormusest. Põhjuseks on asjaolu, et see rannikuveekogum on tegelikult suures ulatuses Soome lahe avaosas (ei ole avaosast eraldatud) ja väga sügav, mis tingib keskkonnaseisundi olulise sõltuvuse Soome lahe avaosas veekvaliteedist. Suurt mõju avaldavad ka sügavamatest veekihtidest talvel pinnakihti segatavad fosforühendid. Seega Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi hea keskkonnaseisundi saavutamine on otseses sõltuvuses kogu Soome lahe hea keskkonnaseisundi saavutamisest.

Arvestades kehtestatud klassipiire üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldusele, on Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogum juba praegu heas seisundis (vt tabel 4.1). Kui aga kehtestada klassipiirid anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori jaoks, mis on kooskõlas HELCOM koostöö raames kokku lepitud läviväärtustega avameres (vt ettepanekuid tabelites 8.11 ja 8.12), siis viimaste aastate seireandmetel ei oleks veekogumi ökoloogiline seisund hea. Ebakõla kehtestatud klassipiiride ja avamere basseinides läviväärtuste vahel on vajalik lahendada HELCOM koostöös.

Vastavalt modelleerimise tulemustele oleks hea seisundi saavutamiseks ka anorgaanilistesse ühenditesse seotud toitainete ja klorofüll sisalduse alusel vajalik täita kogu Läänemere jaoks kokku lepitud toitainete koormuse vähendamise eesmärgid ja ka siis võtaksid muutused hea seisundi saavutamiseks aega kümneid aastaid. See ei tähenda, et selle rannikuveekogumi koormust ei pea vähendama kokku lepitud ulatuses. Koormuse vähendamine on endiselt vajalik, et vähendada koormust kogu merele. Kuid taolistes väga avatud ja sügavates rannikuveekogumites, nagu on Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogum, paraneb keskkonnaseisund sünkroonselt kogu Läänemere (Soome lahe) keskkonnaseisundi paranemisega. Viimaste hinnangute alusel on ajanihe koormuse vähenemise ja Läänemere hea keskkonnaseisundi saavutamise vahel ca 40-50 aastat. Kui Eestist lähtuv toitainete koormus on vähendatud HELCOM raames kokku lepitud tasemele, on põhjendatud rannikumere hea seisundi saavutamise tähtsaja sätestamine ajanihkega. Otstarbekas oleks nimetatud ajanihke väärtus kokku leppida HELCOM raames.

## 7.5. NARVA LAHT

Toitainete koormuse mõju hindamiseks Narva lahe keskkonnaseisundile kasutatakse seireandmete ja kõrglahutusega mudelisüsteemi GETM+ERGOM simulatsioonide tulemusi. Narva lahe ja lahega piirneva mereala kõrglahutusega mudeli arvutuspiirkond koos Eesti mereseire jaamade (N8, 38 ja 12c) asukohtadega on toodud Joonisel 7.5. Narva laht on Soome lahe lõunaranniku suurim avalaht, mille avaosa sügavus ulatub kohati üle 60 m.

### ***Praegune olukord (alternatiiv A0)***

Joonistel 7.39–7.43 on toodud nitraatide, fosfaatide, klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ajaline käik ja võrdlus mõõtmisandmetega Narva lahe seirejaamades 12c, 38 ja N8 arvutusperioodil 2010–2017. Arvestades nii klorofüll ja toitainete koormuse suurt ajalist muutlikkust (joonis 7.9) kui ka võimalikku toitainete jaotuse suurt ruumilist ja ajalist muutlikkust lahes ning seireandmete suhtelist suurt ajalist intervalli, kirjeldab mudel toitainete ajaliskäiku üldiselt hästi. Samuti on toitainete ajalises käigus näha aastatevaheline muutlikkus.

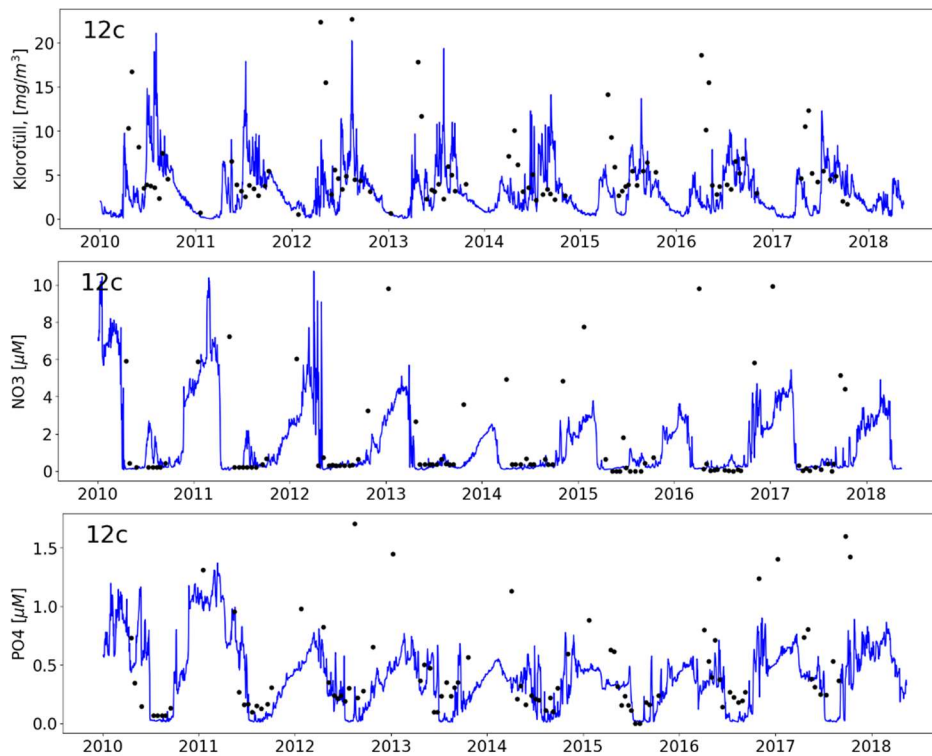
Joonistel 7.44–7.46 on toodud klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori pinnakihi juuni–september keskmiste kontsentratsioonide jaotused Narva lahes aastatel 2010–2017. Joonistelt on näha suur ruumiline ja ajaline muutlikkus, mis on lahtedele iseloomulik. Suuremad kontsentratsioonide väärtused on suhteliselt kitsas rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Seire ja mudelisimulatsiooni andmete põhjal võrdleme järgnevalt pinnakihi (10 m) suviseid (juuni–september) arvutusperioodi keskmisi klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone seirejaamade asukohtades (Tabel 7.9). Seire andmetel oli keskmine klorofüll  $a$  kontsentratsioon kõige suurem

jaamas N8 ja mudeli andmetel jaamas 38, vastavalt 5,9 ja 11,6 µg/l. Seirejaamade keskmised klorofüll *a* kontsentratsioonid olid mõõtmisandmetel 5,1 µg/l ja mudeli andmetel 7,7 µg/l.

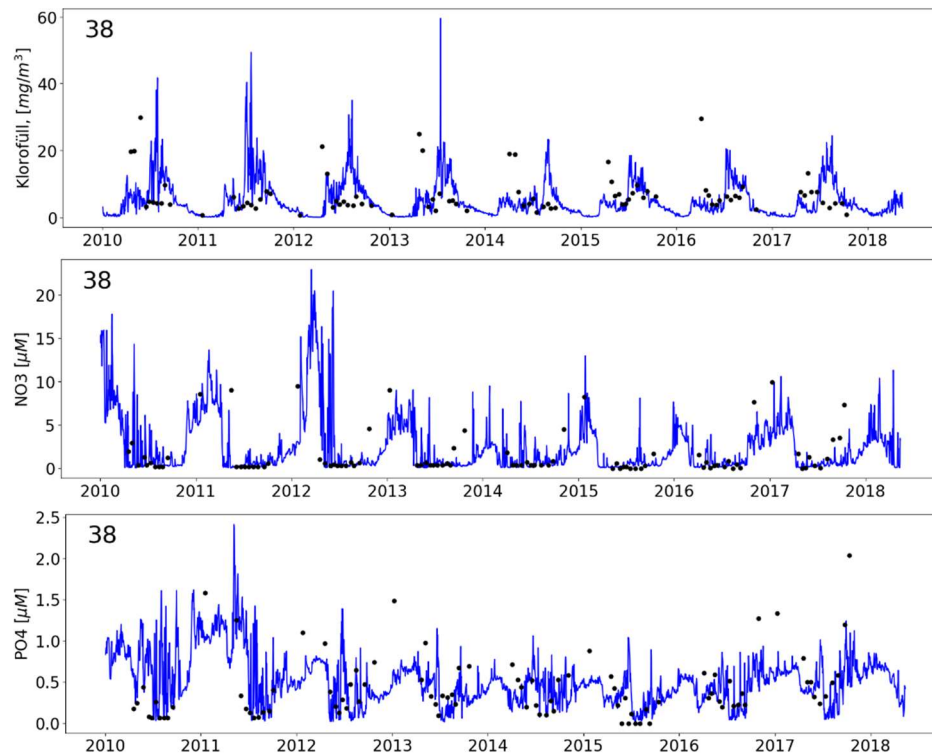
Seire andmetel oli keskmine üldlämmastiku kontsentratsioon kõige suurem jaamas 12c ja mudeli andmetel jaamas 38, vastavalt 0,36 ja 0,42 mg/l. Üldfosfori kontsentratsioon oli seire andmetel kõige suurem jaamas 12c ja mudeli andmetel jaamas 38, vastavalt 0,028 ja 0,049 mg/l. Mudeli andmetel olid kõikide parameetrite väärtused suurimad jaamas 38, mõõtmiste andmetel oli klorofüll kontsentratsioon suurim jaamas N8, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioon jaamas 12c, mis ka viitab suurele ajalis-ruumilisele muutlikkusele. Mudeli andmetel oli kogu Narva lahe keskmine klorofüll *a* kontsentratsioon 7,0 µg/l, keskmine üldlämmastiku kontsentratsioon 0,32 mg/l ja keskmine üldfosfori kontsentratsioon 0,029 mg/l, kusjuures aastatevaheline muutlikkus oli kõigil parameetritel suur (Tabel 7.9). Vastavalt kehtestatud pinnakihi veekvaliteedi klassipiiridele (Tabel 7.2) vastab Narva lahe üldlämmastiku kontsentratsioon seisundile hea nii seire- kui ka mudelandmetel. Klorofüll ja üldfosfori kontsentratsioonid vastavad seisundile kesine, nii seire- kui ka mudelandmetel.

Tabel 7.9. Narva lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmised klorofüll *a* (Chl), üldlämmastiku (TOTN) ja üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 12c, 38 ja N8 mõõtmiste (keskmise leidmisel on arvestatud kõiki andmeid, sh 2012.-2013. a üldfosfori andmeid) ja mudelarvutuse andmete põhjal perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel kogu lahe perioodi keskmine väärtus, sulgudes on arvutusperioodi maksimaalne ja minimaalne väärtus.

	12c	38	N8	KS	KM (max/min)
Chl (µg/l)					
Mõõtmised	4,5	4,9	5,9	5,1	
Mudel	5,9	11,6	5,7	7,7	7,0 (9,6/5,7)
TOTN (mg/l)					
Mõõtmised	0,36	0,32	0,30	0,33	
Mudel	0,30	0,42	0,30	0,34	0,32 (0,37/0,29)
TOTP (mg/l)					
Mõõtmised	0,028	0,027	0,027	0,027	
Mudel	0,024	0,049	0,024	0,033	0,029 (0,041/0,022)

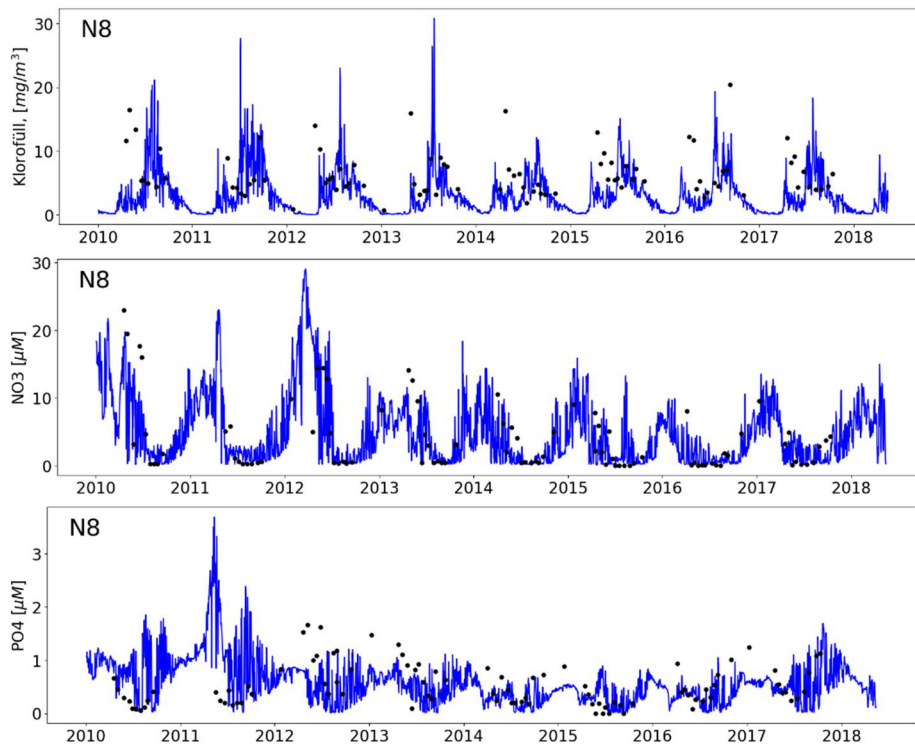


Joonis 7.30. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas 12c (vt Joonis 7.5).

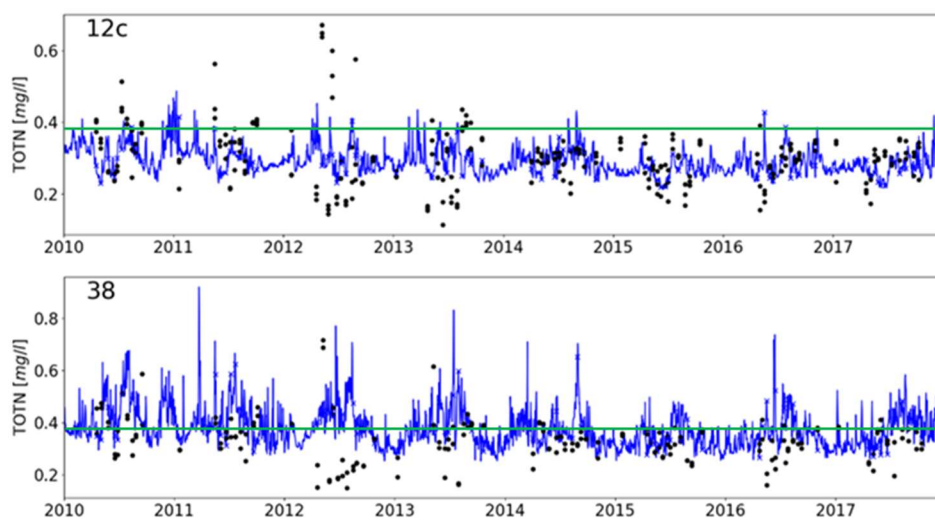


Joonis 7.31. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed)

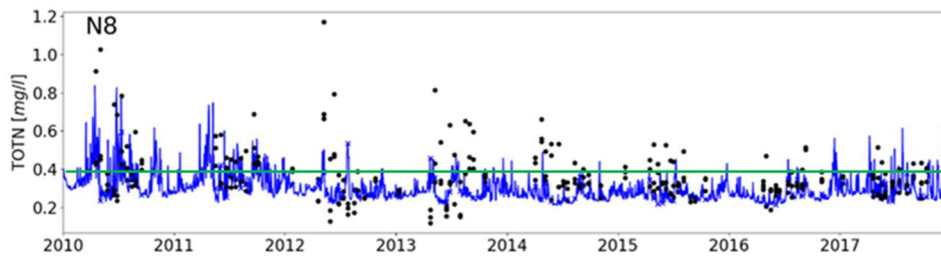
kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas 38 (vt Joonis 7.5).



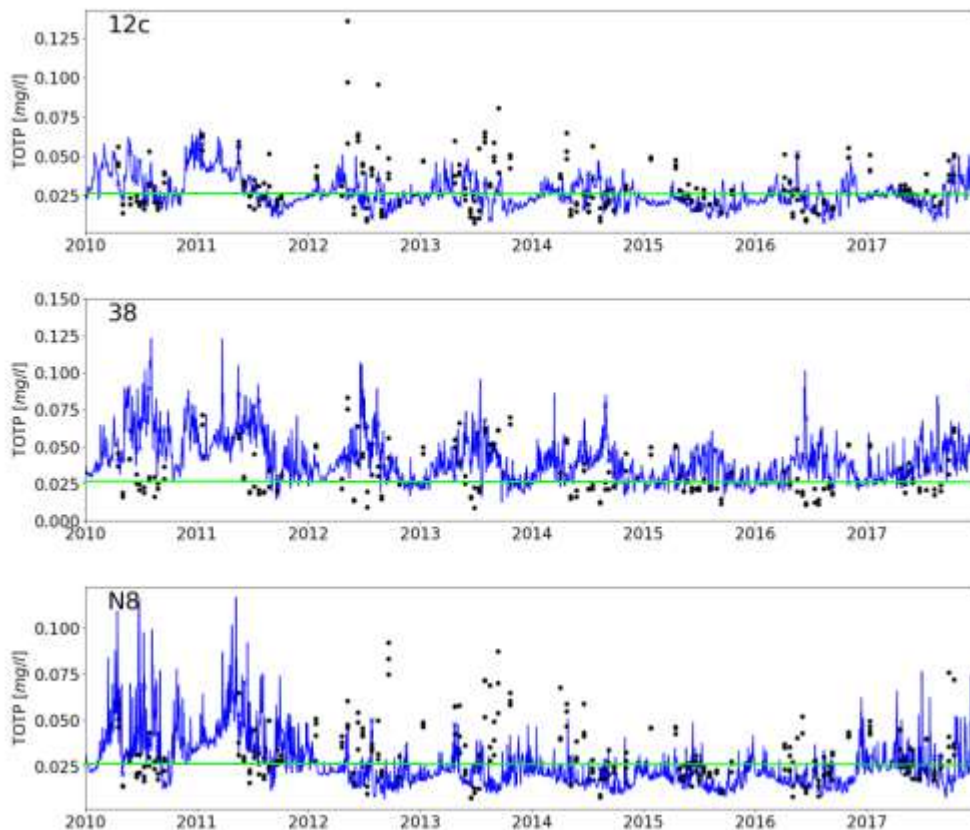
Joonis 7.32. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) nitraatide (ülemine paneel) ja fosfaatide (keskmine paneel; 2012-2013 seireandmed ei ole usaldusväärsed) kontsentratsioonide ( $\mu\text{M}$  ehk  $\mu\text{mol/l}$ ) ja klorofüll  $a$  (alumine paneel) kontsentratsiooni ( $\text{mg/m}^3$  ehk  $\mu\text{g/l}$ ) ajaline käik seirejaamas N8 (vt Joonis 7.5).



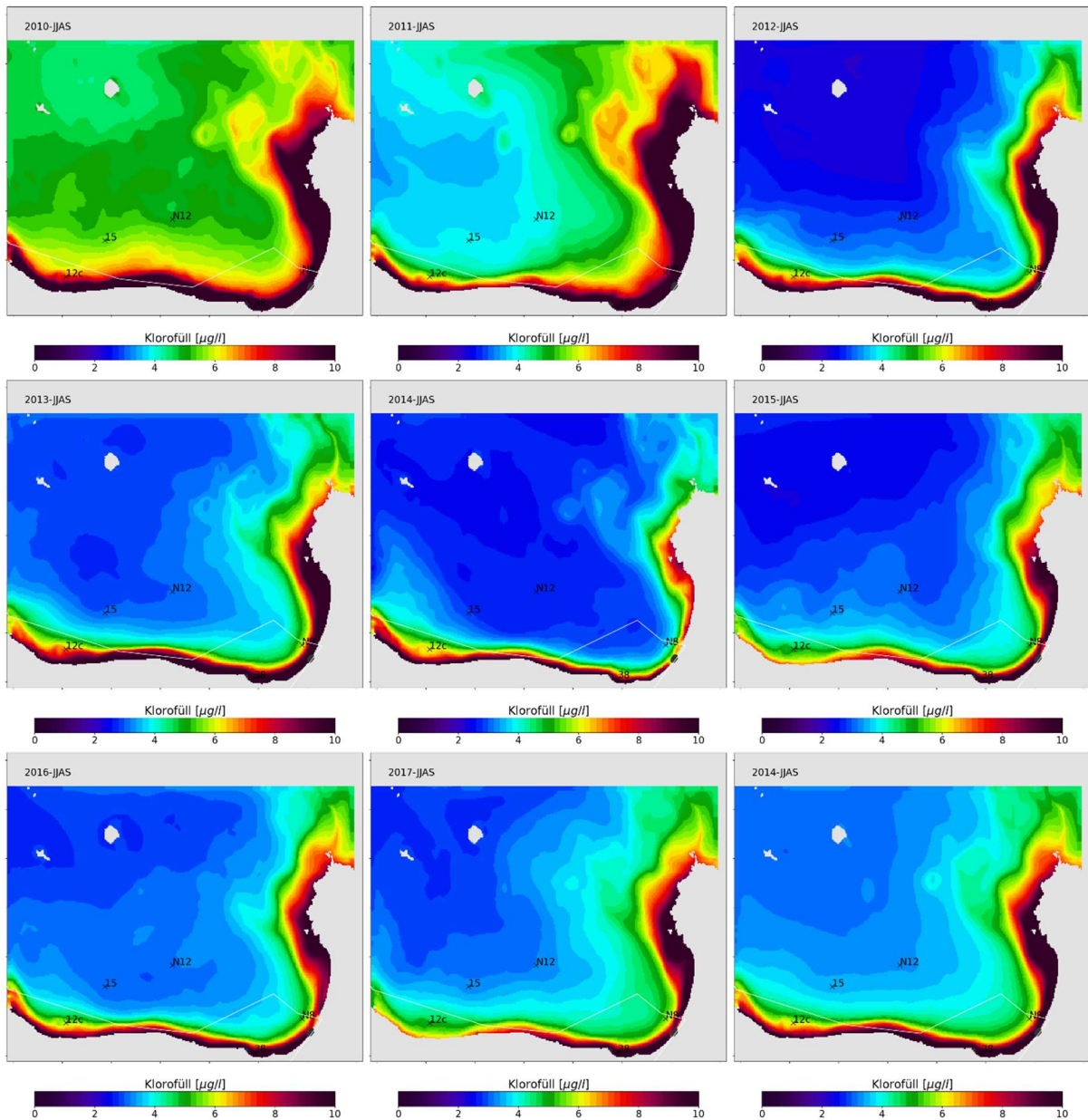




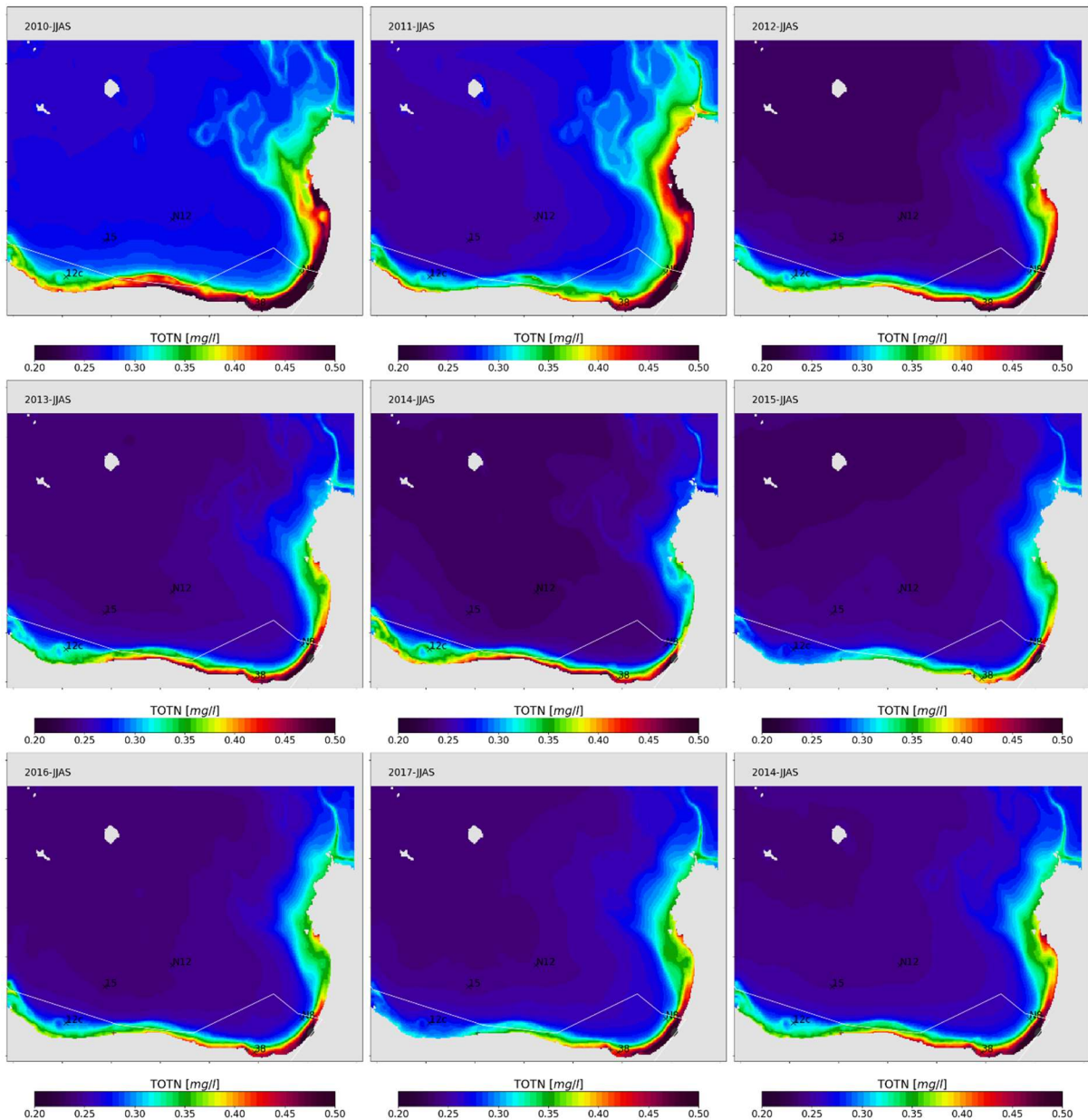
Joonis 7.33. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) üldlämmastiku kontsentratsioonide (mg/l) ajaline käik seirejaamades 12c (ülemine paneel), 38 (keskmise paneel) ja N8 (alumine paneel) perioodil 2010–2017. Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir.



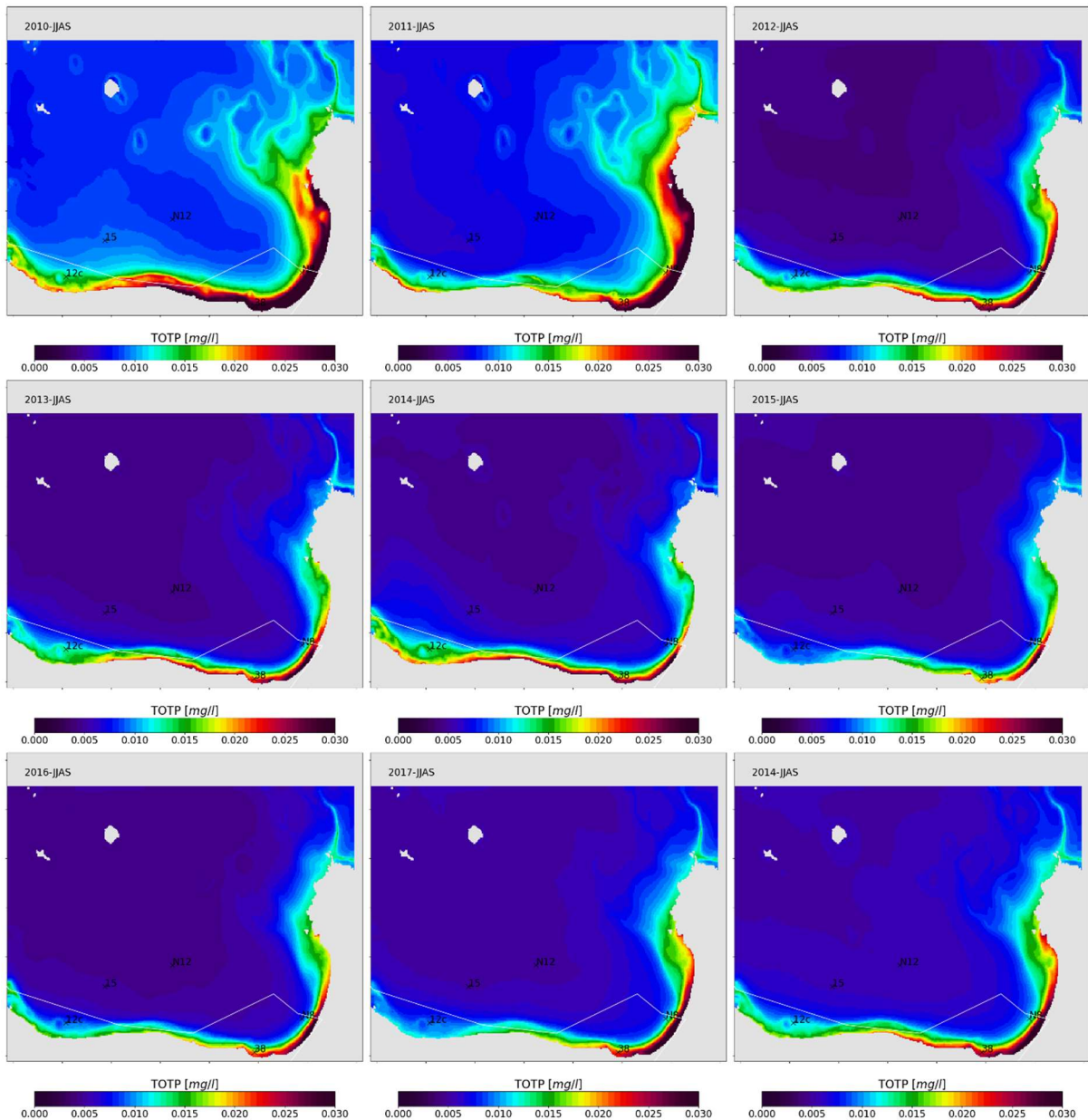
Joonis 7.34. Pinnakihi modelleeritud (sinine joon) ja mõõdetud (mustad täpid) üldfosfori kontsentratsioonide (mg/l) ajaline käik seirejaamades 12c (ülemine paneel), 38 (keskmise paneel) ja N8 (alumine paneel) perioodil 2010–2017. Rohelise joonega on näidatud hea-kesise seisundi klassipiir. Üldfosfori mõõtmistulemused aastatel 2012–2013 ei ole usaldusväärsed (vt ka analüüs ptk 5 ja 8).



Joonis 7.35. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010-2017 (alternatiiv A0). Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.36. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.37. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A0 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

### ***Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale (alternatiiv A1)***

Alternatiivi A1 korral vähendati toitainete koormusi kogu Läänemerele ja sh Narva lahte vastavalt Läänemere tegevuskavale (BSAP) (Tabeli 7.1). Tabelist on näha, et vastavalt Läänemere tegevuskavale peab lämmastikukoormus Narva lahte vähenema 8,6% ja fosforikoormus 9,8%. Alternatiivi A1 korral eeldatakse, et füüsikalised tingimused ei muutu ja arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

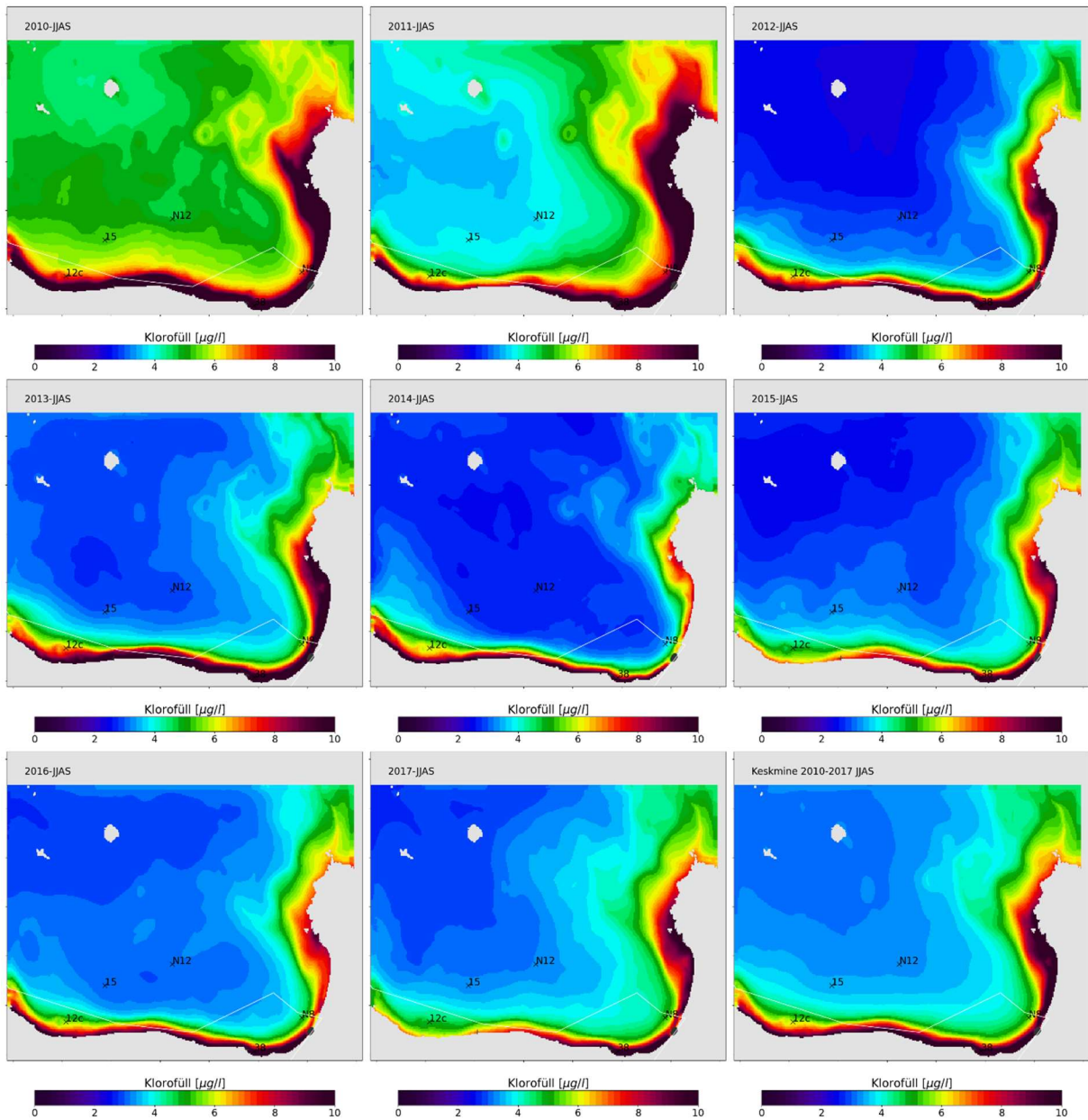
Joonistel 7.38–7.40 on toodud pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll  $\alpha$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni jaotused Narva lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010–2017. Jooniselt on näha, et olulisi muutusi jaotuste muustrites alternatiivi A1 korral ei ole

toimunud, suuremad klorofüllü kontsentratsioonid on Narva jõe suudmeala ümbruses ja suhteliselt kitsas rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Tabelis 7.10 on toodud Narva lahe pinnakihi suvise keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 12c, 38 ja N8 alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. Tabelist on näha, et mudeli andmetel on seirejaamade perioodi keskmine klorofüllü, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioon kõige suurem seirejaamas 38 nagu ka alternatiivi A0 korral.

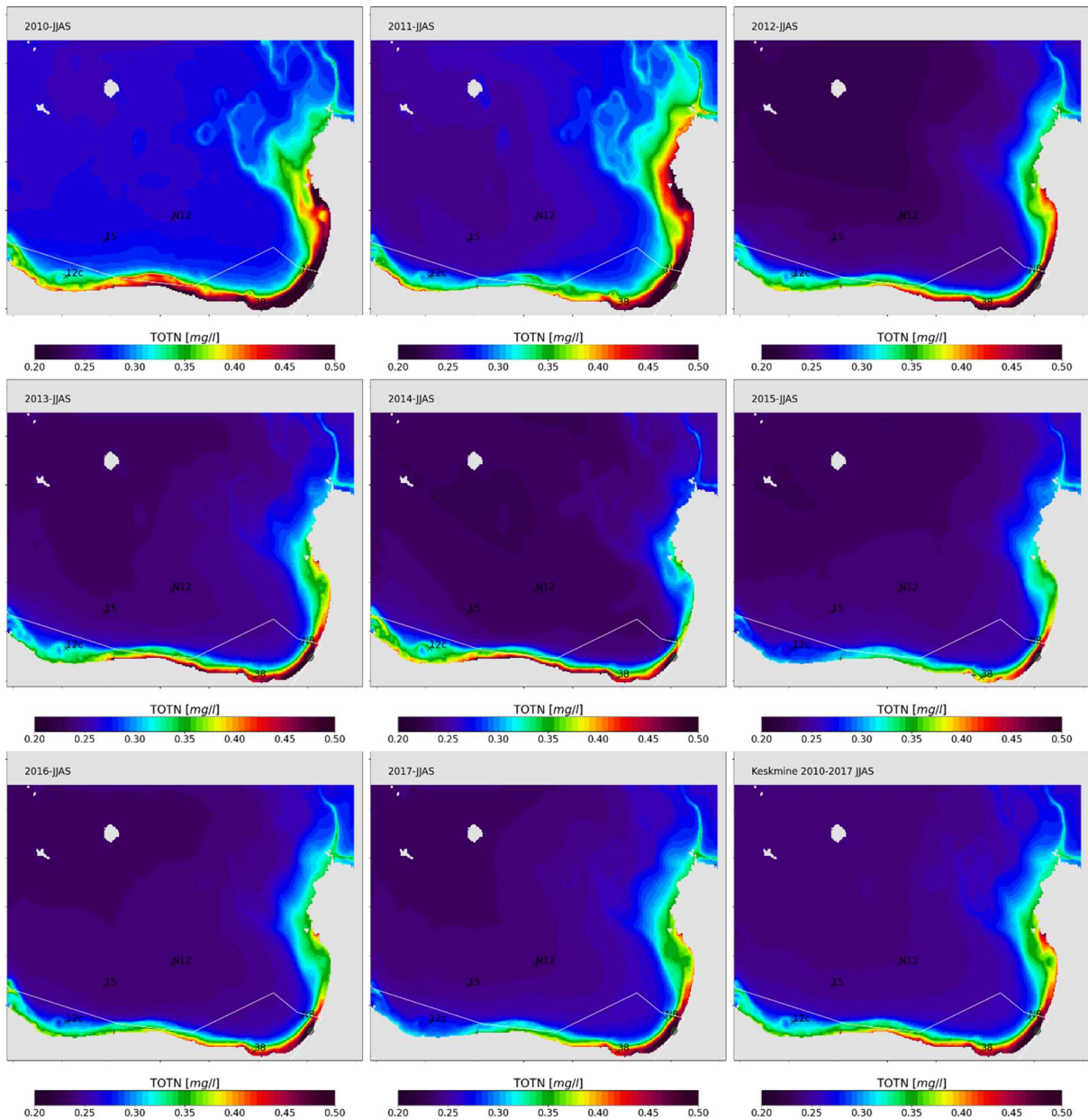
Seirejaamade 12c, 38 ja N8 klorofüllü, üldlämmastiku ja üldfosfori keskmised kontsentratsioonid olid vastavalt 7,3 µg/l, 0,33 ja 0,031 mg/l, kusjuures klorofüllü ja üldfosfori kontsentratsioonid vähenesid alternatiiviga A1 6%. Perioodi keskmised klorofüllü, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid, mis on arvatud üle kogu Narva lahe pinnakihi, olid vastavalt 6,7 µg/l, 0,32 mg/l ja 0,027 mg/l (Tabel 7.10). Võrreldes alternatiiviga A0 vähenes klorofüllü kontsentratsioon 4%, üldlämmastiku kontsentratsioonis vähenemist ei olnud ja üldfosfori kontsentratsioon vähenes 7%. Vastavalt kehtestatud pinnakihi veekvaliteedi klassipiiridele (Tabel 7.2), vastab Narva lahe üldlämmastiku kontsentratsioon seisundile hea, nagu ka alternatiivi A0 korral. Klorofüllü ja üldfosfori kontsentratsioonid küll vähenesid, kuid vastavad endiselt seisundile kesine, kusjuures üldfosfori kontsentratsioon on lähedane seisundile hea.

Tabel 7.10. Narva lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* (Chl *a*), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 12c, 38 ja N8 alternatiivi A1 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel seirekoha perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmise väärtuse vähenemine võrreldes alternatiiviga A0 (protsentides).

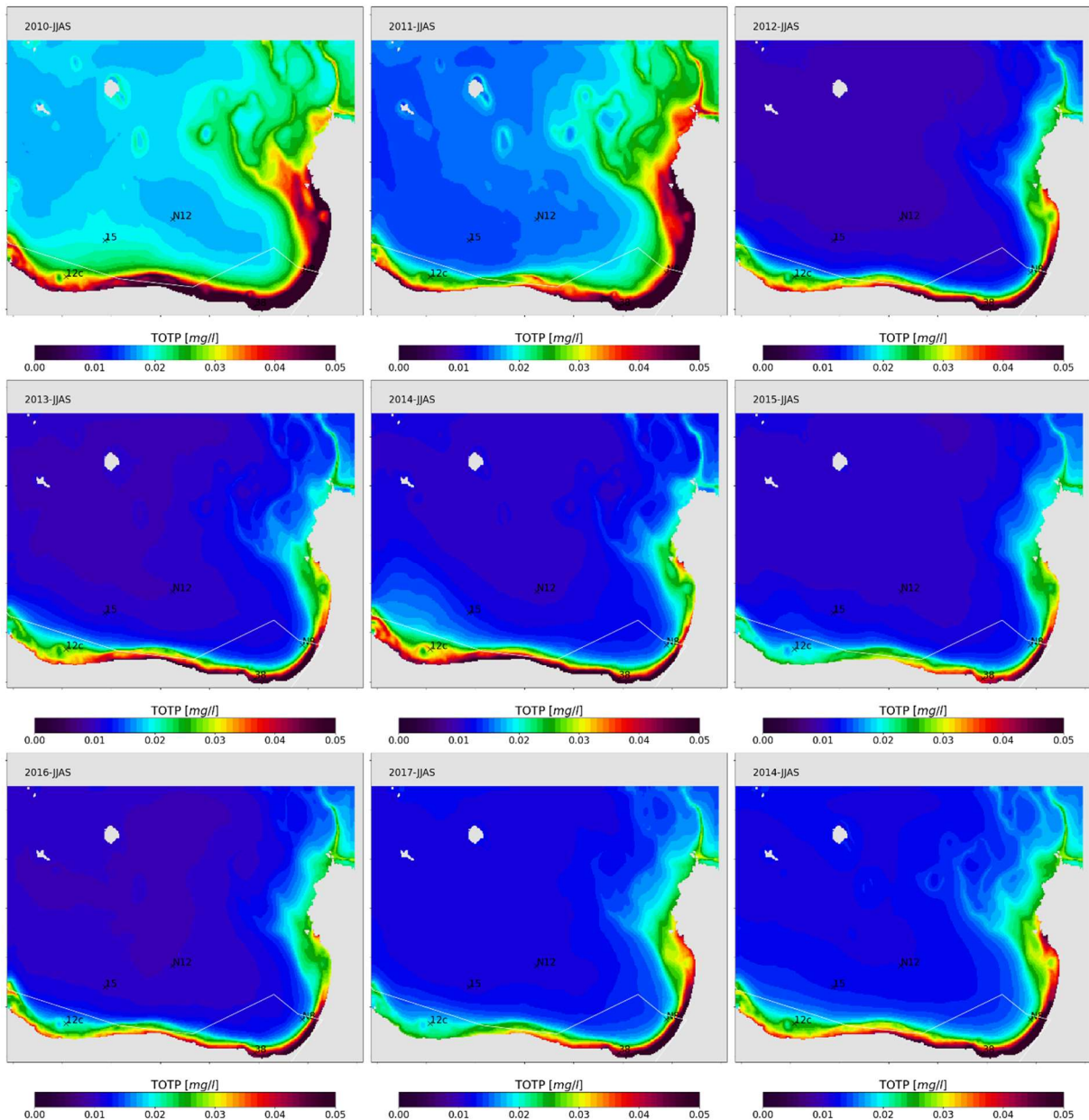
Chl <i>a</i> (µg/l)	12c	38	N8	KS	KM
Mudeli andmed	5,8	10,8	5,3	7,3 (6)	6,7 (4)
Üldlämmastik (mg/l)					
Mudeli andmed	0,29	0,41	0,29	0,33 (2)	0,32 (0)
Üldfosfor (mg/l)					
Mudeli andmed	0,024	0,046	0,022	0,031 (6)	0,027 (7)



Joonis 7.38. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.39. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.40. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A1 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.

***Toitainete koormuse vähendamine vastavalt Läänemere tegevuskavale ainult Narva lahe koormuse osas (alternatiiv A2)***

Alternatiivi A2 korral teostatakse arvutus, kus toitainete koormus Läänemerele vastab alternatiivile A0 (st koormused ei vähene) ja toitainete koormusi (jõgedest ja otselaskmetest) Narva lahte vähendati vastavalt Läänemere tegevuskavale (BSAP). Eeldatakse, et füüsikalised tingimused on samad, mis teiste alternatiivide puhul ja arvutused on teostatud perioodiks 2010–2017.

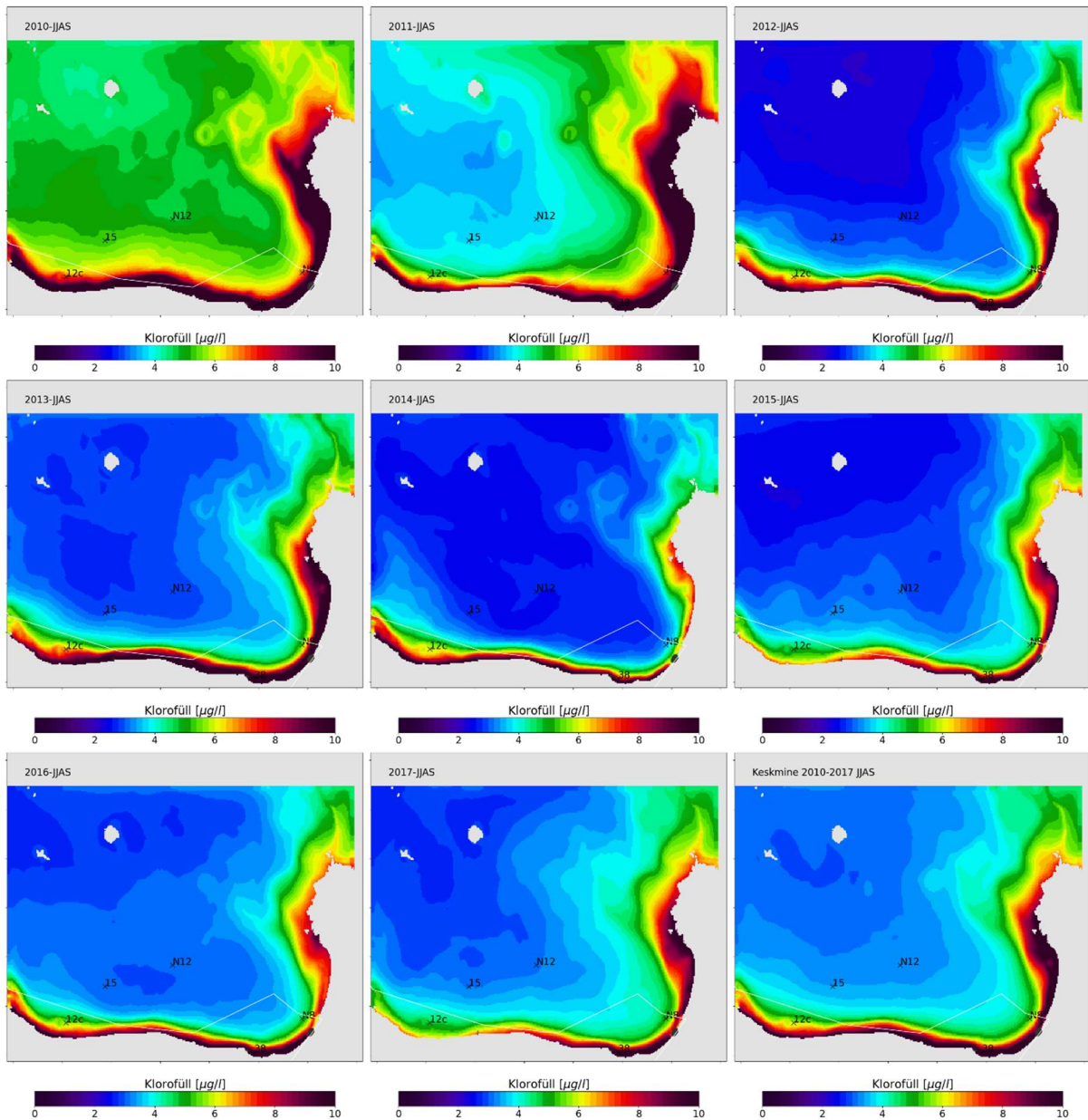


Joonistel 7.41–7.42 on toodud pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll  $a$ , üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni jaotused Narva lahes ja lahega piirneval merealal aastatel 2010–2017. Jooniselt on näha, et olulisi muutusi jaotuste mustrites alternatiivi A2 korral ei ole toimunud, suuremad klorofüll kontsentratsioonid on Narva jõe suudmeala ümbruses ja suhteliselt kitsas rannikutsoonis, mille laius varieerub aastast aastasse. Tabelis 7.9 on toodud Narva lahe pinnakihi suvise keskmise klorofüll  $a$  (Chl  $a$ ), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 12c, 38 ja N8 alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. Tabelist on näha, et mudeli andmetel on seirejaamade perioodi keskmine klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioon kõige suurem seirejaamas 38 nagu ka alternatiivide A0 ja A1 korral. Keskmised seirejaamade 12c, 38 ja N8 klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid olid vastavalt 7,4  $\mu\text{g/l}$ , 0,33 ja 0,027  $\text{mg/l}$ , kusjuures klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid vähenesid vastavalt 5, 2 ja 6%. Perioodi keskmised klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid, mis on arvatud üle kogu Narva lahe pinnakihi, olid vastavalt 6,6  $\mu\text{g/l}$ , 0,32  $\text{mg/l}$  ja 0,027  $\text{mg/l}$  (Tabel 7.9). Võrreldes alternatiiviga A0 vähenes klorofüll kontsentratsioon 6%, üldlämmastiku kontsentratsioonis vähenemist ei olnud ja üldfosfori kontsentratsioon vähenes 7%. Klorofüll ja üldfosfori kontsentratsioonide vähenemises alternatiivide A1 ja A2 vahel praktiliselt erinevust ei ole.

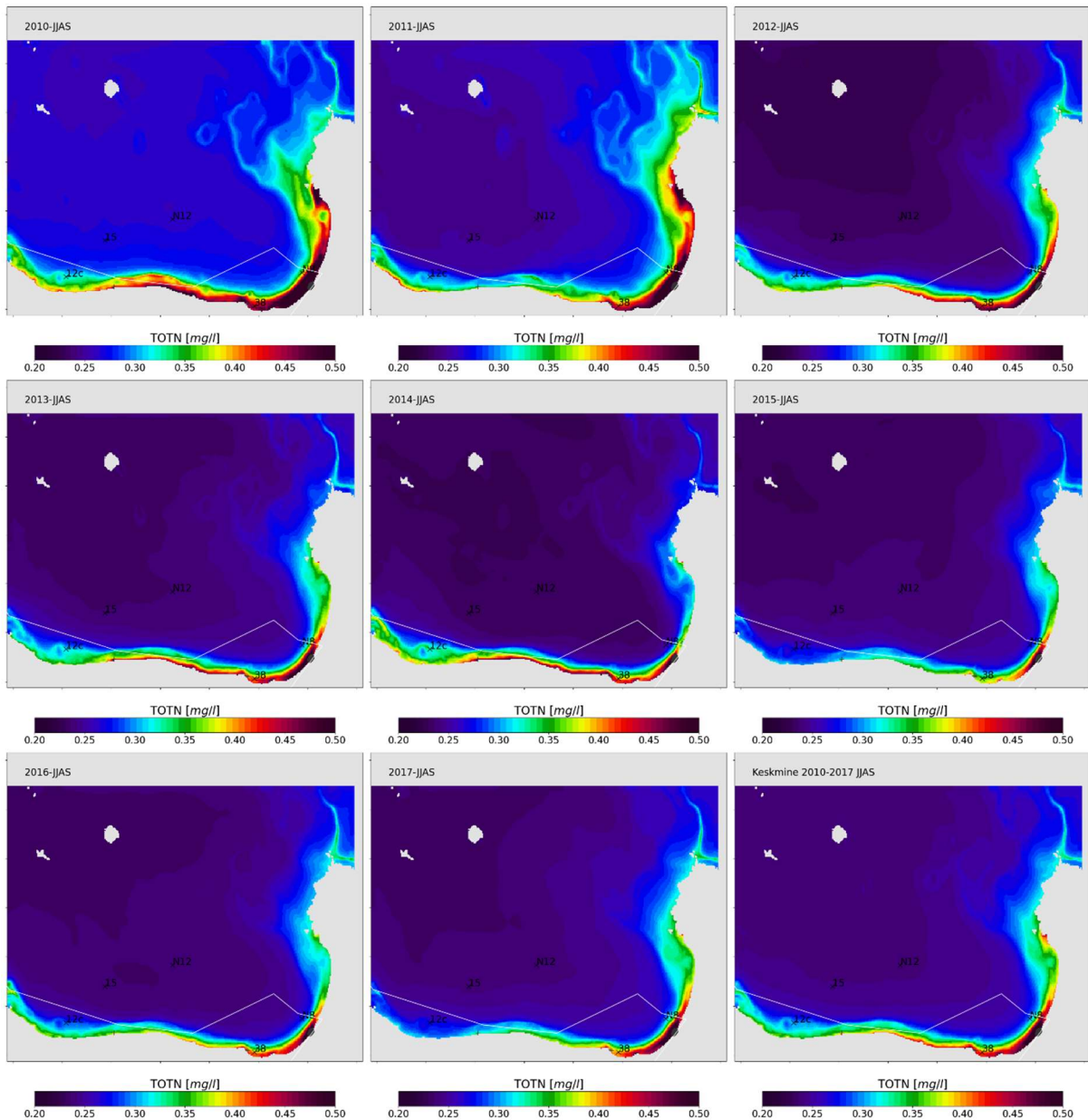
Rannikuveekogum Narva laht (EE\_1) paikneb põhiliselt kitsas rannikumere tsoonis, kus klorofüll, üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonid on suured (vt Joonised 7.41–7.42). Tulemused näitavad, et Narva lahe keskkonnaseisundile (klorofüll ja üldfosfor) avaldab mõju ka lokaalne toitainete koormuse vähendamine. Vastavalt kehtestatud pinnakihi veekvaliteedi klassipiiridele (Tabel 7.2) vastab Narva lahe üldlämmastiku kontsentratsioon seisundile hea, nagu ka alternatiivi A0 korral. Klorofüll ja üldfosfori kontsentratsioonid küll vähenesid, kuid vastavad endiselt seisundile kesine, kusjuures üldfosfori kontsentratsioon on lähedane seisundile hea.

Tabel 7.9. Narva lahe pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll  $a$  (Chl  $a$ ), üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsiooni väärtused seirejaamades 12c, 38 ja N8 alternatiivi A2 korral perioodil 2010–2017. KS on seirejaamade asukoha perioodi keskmine väärtus ja KM on mudeli andmetel seirekoha perioodi keskmine väärtus. Sulgudes on toodud perioodi keskmise väärtuse vähenemine võrreldes alternatiiviga A0 (protsentides).

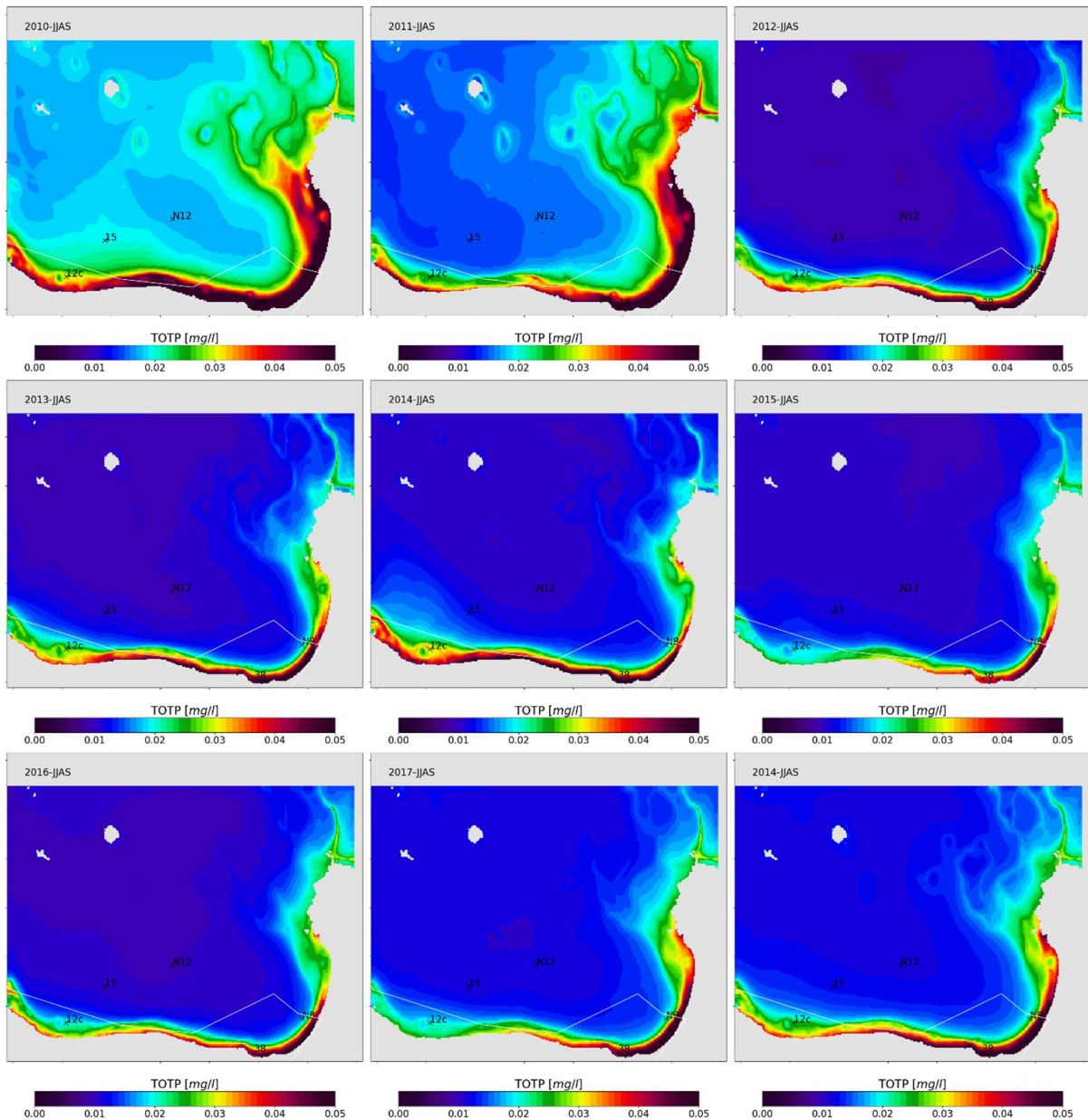
Chl $a$ ( $\mu\text{g/l}$ )	12c	38	N8	KS	KM
Mudeli andmed	5,7	10,7	5,2	7,4 (5)	6,6 (6)
Üldlämmastik ( $\text{mg/l}$ )					
Mudeli andmed	0,29	0,41	0,29	0,33 (2)	0,32 (0)
Üldfosfor ( $\text{mg/l}$ )					
Mudeli andmed	0,024	0,046	0,022	0,031 (6)	0,027 (7)



Joonis 7.41. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise klorofüll *a* kontsentratsiooni ( $\mu\text{g/l}$ ) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine klorofüll *a* kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.42. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldlämmastiku (TOTN) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldlämmastiku kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil.



Joonis 7.43. Pinnakihi (10 m) suvise (juuni–september) keskmise üldfosfori (TOTP) kontsentratsiooni (mg/l) jaotus Narva lahes ja lahega piirneval merealal alternatiivi A2 korral aastatel 2010–2017. Selle perioodi keskmine üldfosfori kontsentratsiooni jaotus on toodud parempoolsel alumisel paneelil

### **Hea ökoloogilise seisundi saavutamisest**

Erinevate alternatiivide tulemuste võrdlemine näitab, et vaatamata lahe avatusele sõltub Narva-Kunda lahe rannikuveekogumi (EE\_1) toitainete sisaldus suures ulatuses lokaalsest toitainete koormusest. Seda tulemust on võimalik seletada asjaoluga, et veekogumi piirid (just Narva lahe ulatuses) on defineeritud suhtelise kitsa alana ranniku lähedal. See kitsas piirkond on aga lisaks Narva jõele otseses

sõltuvuses väiksematest allikatest (muud jõed, heitvee otselaskmed) merre kantavast toitainete koormusest.

Arvestades kehtestatud klassipiire üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldusele, on Narva-Kunda lahe veekogum heas ökoloogilises seisundis (vt tabel 4.1). See on eelkõige tingitud asjaolust, et Eestis on selle veekogumitüübi jaoks klassipiirid leebemad kui avameres ja teistes veekogumitüüpides rannikumeres. Esialgsed ettepanekud klassipiiride korrigeerimiseks on toodud peatükis 8. Kui kehtestada klassipiirid anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori jaoks, mis on kooskõlas HELCOM koostöö raames kokku lepitud läviväärtustega avameres (vt ettepanekuid tabelis 8.11 ja 8.12), siis viimaste aastate seireandmetel oleks veekogumi peamiseks probleemiks fosfaatide suhtelised kõrged sisaldused. Vajalik on jätkata tööd kogu Läänemere toitainete koormuse vähendamiseks ja ka HELCOM koostööd fosforisisaldusel põhinevate indikaatorite läviväärtuste analüüsiks.

## 8. RANNIKUMERE KVALITEEDIKLASSIDE PIIRID, SH KASUTADES ANORGAANILISTESSE ÜHENDITESSE SEOTUD TOITAINETE KONTSESTRATSIOONE

Autorid: Stella-Theresa Stoicescu, Germa Väli, Jaan Laanemets, Urmas Lips

Kuuele Eesti rannikuveetüübile on kehtestatud klassipiirid keskkonnaministri hiljuti uuendatud määrusega (keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 Lisa 6). Kehtivad klassipiirid üldlämmastiku ja üldfosfori suviste keskmiste sisalduste alusel on toodud tabelites 8.1 ja 8.2. Viimases Eesti mereala keskkonnaseisundi hinnangus eutrofeerumise valdkonnas (TTÜ, 2017), milles kasutati aastate 2011-2016 seireandmeid, olid üldlämmastiku alusel heas seisundis kõik Soome lahe hindamisüksused (kõik rannikuveekogumid ja Soome lahe avaosa), Väinamere rannikuveekogum ja Liivi lahe avaosa ning üldfosfori alusel ainult Eru-Käsmu veekogum Soome lahes. Väga halvas seisundis olid kehtivate üldfosfori klassipiiride põhjal Väinamere rannikuveetüübi veekogumid Väinameri, Haapsalu laht ja Matsalu laht ning avamere hindamisüksused Läänemere avaosa põhjassein ja Ida-Gotlandi bassein. Avamere hindamisüksuste seisundit hinnati HELCOM tuumindikaatorite alusel, kus üldainete puhul arvutatakse kogu aasta keskmist toitainete sisaldust, mis eriti fosfori puhul annab suvise keskmise sisaldusega võrreldes suurema väärtuse (üldfosfori sisalduse suhteliselt suure amplituudiga sesoonse käigu tõttu – vt joonis 4.13 ja tabel 4.3).

Tabel 8.1. Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate väärtuste järgi (Keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 Lisa 6) – üldlämmastik, mg/l. ÖKS 1 tähendab N-üld sisaldust (mg/l) looduslikes võrdlustingimustes. Viga määruse tabelis on märgitud punasena (peaks olema 0,28 mg/l).

Veekogutüüp	ÖKS 1 väärtus	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
R1 – Soome lahe kaguosa	0,25	≤0,30	0,31-0,38	0,39-0,76	0,77-1,10	>1,10
R2 – Pärnu laht	0,27	≤0,33	0,34-0,41	0,42-0,83	0,84-1,25	>1,25
R3 – Soome lahe lääneosa	0,21	≤0,25	0,26-0,32	0,33-0,65	0,66-0,97	>0,97
R4 – Läänesaarte lääneosa	0,20	≤0,24	0,25-0,29	0,30-0,60	0,61-0,90	>0,90
R5 – Väinameri	0,20	≤0,24	0,25-0,29	0,30-0,60	0,61-0,90	>0,90
R6 – Liivi laht	0,22	≤0,27	<b>0,26</b> -0,33	0,34-0,67	0,68-1,01	>1,01

Iseloomustamaks üldlämmastiku ja üldfosfori mõõdetud kontsentratsioonide pikaajaliste muutuste ja aastatevahelise ning aastasisese muutlikkuse suhet klassipiiridesse on joonistel 8.1 ja 8.2 toodud kogu seireandmestiku statistilised parameetrid veekogumite ja aastate kaupa ning kehtivad klassipiirid. Üldlämmastiku alusel, arvestades ka ptk 4 toodud trende (vt tabel 4.1), on näha, et hea ökoloogiline

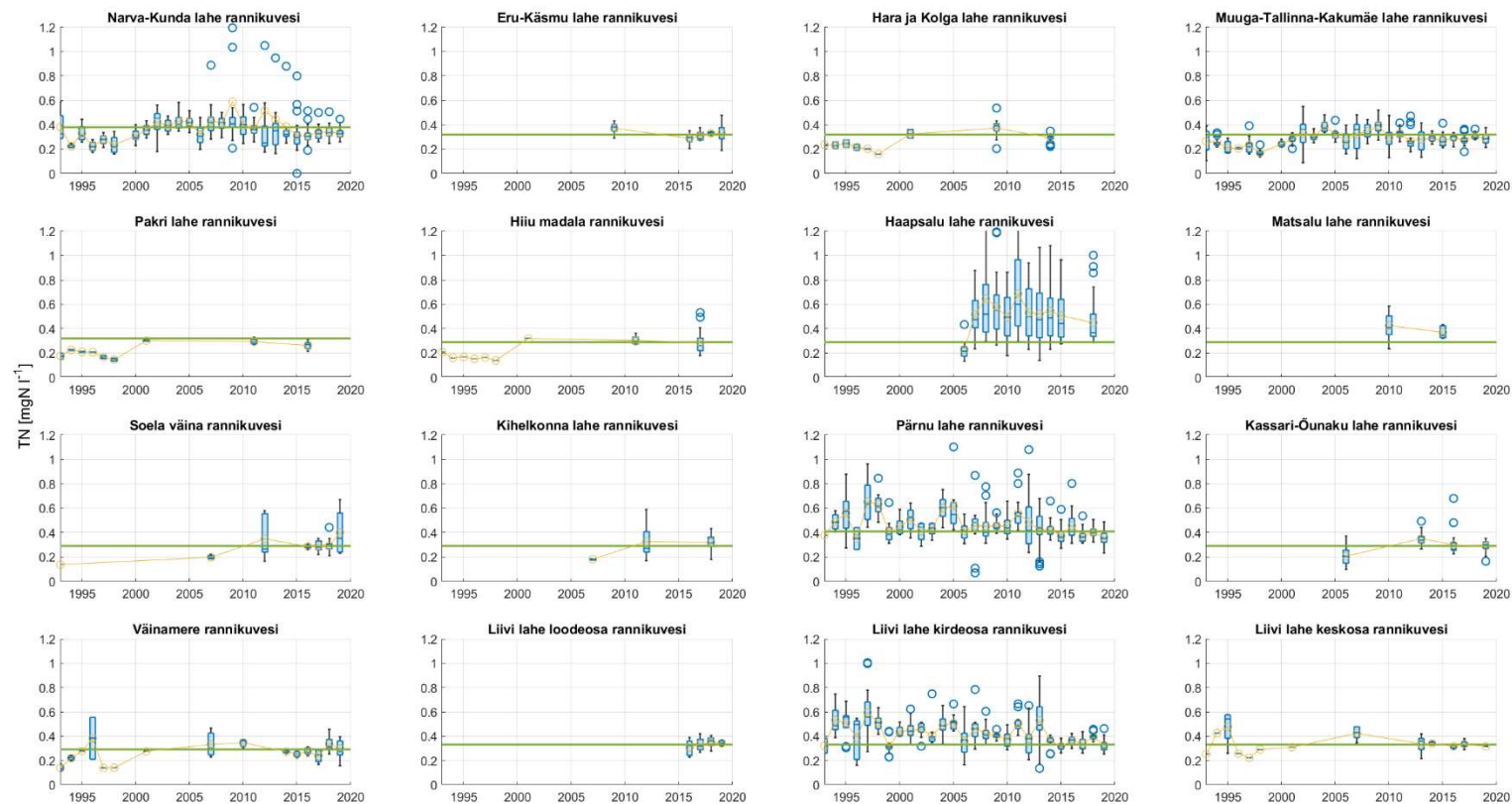
seisund on enamuses Eesti rannikuveekogumites saavutatud või trendi jätkumisel see lähiajal saavutatakse. Eranditeks on Haapsalu lahe ja Matsalu lahe veekogum Väinamere rannikuveetüübi (R5) piires ja Läänesaarte lääneosa rannikuveetüübi (R4) veekogumid (Hiiu madala, Soela väina ja Kihelkonna lahe veekogumid). Statistiliselt oluline on hea-kesise piiri ületamine (hea seisundi mittesaavutamine) Haapsalu lahes ja Matsalu lahes (joonis 8.1), mis ka ptk 5 toodud analüüsi alusel on teistest selle rannikuveetüübi veekogumitest lämmastiksisalduse osas selgelt erinevad (vt ka joonised 5.6 ja 5.7). Läänesaarte lääneosa veekogumites on teostatud liiga vähe mõõtmisi, et usaldusväärselt trende hinnata ja teha järeldusi, kas lähiajal hea seisundi saavutamine üldlämmastiku sisalduse alusel on realistlik.

Üldfosfori sisalduse osas on teistest Väinamere tüübi (R5) veekogumitest väga erinev Haapsalu lahe rannikuveekogum (EE\_8; statistiliselt oluliselt erinev, vt ka joonised 5.6 ja 5.8), kuid kõik veekogumid on selgelt suurema üldfosfori sisaldusega kui R5 hea-kesise klassipiir (joonis 8.2). Ka üldfosfori puhul on Läänesaarte lääneosa veekogumites (R4) teostatud liiga vähe mõõtmisi, et usaldusväärselt trende hinnata ja teha järeldusi, kas lähiajal hea seisundi saavutamine on realistlik.

Järgnevas analüüsis püüame välja tuua, kas kehtivad klassipiirid on mõne rannikuveetüübi jaoks vaja ümber vaadata ja mis oleksid välja pakutavate muudatuste põhjendused.

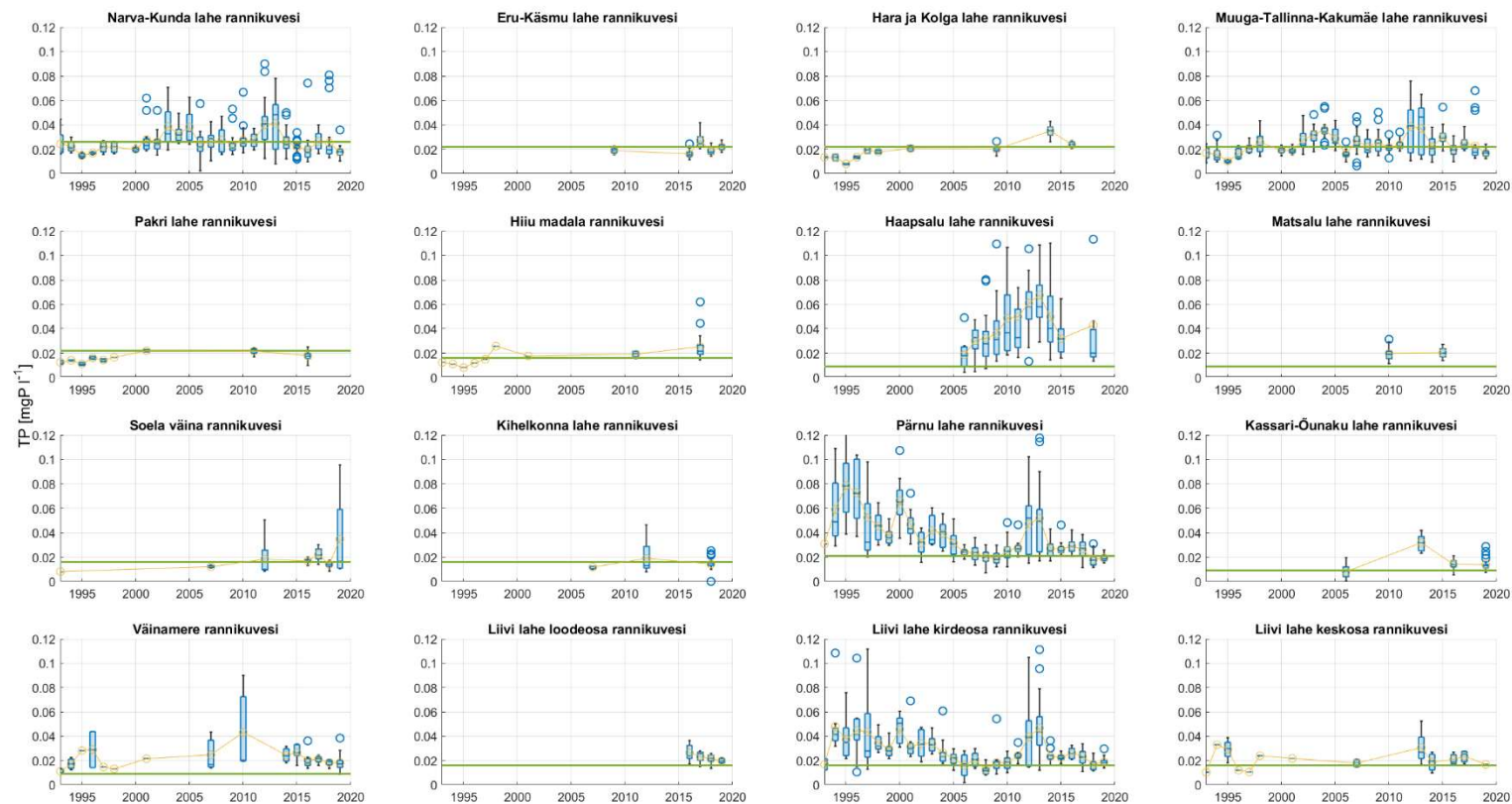
Tabel 8.2 Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate väärtuste järgi (Keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 Lisa 6) – üldfosfor, mg/l. ÖKS1 tähendab P-üld sisaldust (mg/l) looduslikes võrdlustingimustes.

Veekogutüüp	ÖKS 1 väärtus	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
R1 – Soome lahe kaguosa	0,018	≤0,021	0,022-0,026	0,027-0,053	0,054-0,079	>0,079
R2 – Pärnu laht	0,014	≤0,017	0,018-0,021	0,022-0,042	0,043-0,063	>0,063
R3 – Soome lahe lääneosa	0,014	≤0,017	0,018-0,022	0,023-0,042	0,043-0,064	>0,064
R4 – Läänesaarte lääneosa	0,010	≤0,012	0,013-0,016	0,017-0,031	0,032-0,047	>0,047
R5 – Väinameri	0,006	≤0,007	0,008-0,009	0,010-0,019	0,020-0,028	>0,028
R6 – Liivi laht	0,010	≤0,012	0,013-0,016	0,017-0,031	0,032-0,047	>0,047



Joonis 8.1. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldlämmastiku sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) Eesti rannikumere 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 (punased ringid, mis on ühendatud joonega).





Joonis 8.2. Pikaajalised muutused (1993-2019) üldfosfori sisalduses pinnakihis (0-10 m) suvekuudel (juuni-september) Eesti rannikumere veekogumites koos ökoloogilise seisundi hea-kesise klassipiiriga (roheline joon). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaaneksksmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja nendest välja jäävad üksikud väärtused (sinised ringid) ning aritmeetilised keskmised (punased ringid, mis on ühendatud joonega).

Esiolgselt olid toitainetel põhinevad ökoloogilise seisundi klassipiirid välja pakutud koos Taani teadlastega tehtud analüüside põhjal, kus arvestati, et Eesti merealal kuuekümnendate lõpust alates mõõdetud toitainete sisaldusest teatud protsent vastab väga heale seisundile. Näiteks kasutades protsentiili 20% kui väga hea ja hea seisundi piiri väärtust, leiti, et Soome lahes oleks sellele piirile vastavaks üldlämmastiku kontsentratsiooniks 12,5 µmol/l (ehk 0,175 mg/l). Esiolgselt välja pakutud klassipiirid hea ja kesise ökoloogilise kvaliteediklassi vahel (Lips, 2005) koos nende võrdlusega praegu kehtivate piiridega on toodud tabelis 8.3.

Peamiseks põhjenduseks klassipiiride alandamiseks olid seotud arusaamaga, et Läänemeres (sh Soome lahes) ei olnud eelmise sajandi teises pooles enam mõjutamata merealaid leida. Nagu näha, on üldlämmastiku sisaldusel põhinevate klassipiiride erinevused esiolgselt välja pakutud ja kehtiva klassifikatsiooni vahel alla 40% ning suurimad hea-kesise klassipiirile vastava kontsentratsiooni vähendamised tehti Pärnu lahe ja Liivi lahe rannikuveetüüpides. Suurimad erinevused esiolgsete ja kehtivate üldfosfori klassipiiride vahel on rakendatud Väinamere (59%), Liivi lahe ja Pärnu lahe rannikuveekogumites. Kahjuks ei ole võimalik leida põhjendusi, miks üldfosfori sisaldusel põhinevaid kvaliteedinõuded nii oluliselt vähendati, eriti Väinamere jaoks. Käesoleva analüüsi tulemused (kasutades seireandmeid) näitavad, et Väinamere rannikuveetüübi (R5) jaoks on kehtivad piirid väga küsitavad – siiani on väga harva mõõdetud kehtestatud üldfosfori hea-kesise klassipiirist väiksemaid üldlämmastiku sisaldusi selle tüübi veekogumites. KESE andmete põhjal, kus on alates 2016. aastast olemas ka määramistäpsuse info, on üldfosfori määramistäpsusena toodud väärtused 0,29-0,38 µmol/l. See tähendab, raporteeritud määramistäpsusega ei ole võimalik hea-kesise klassipiirile vastavaid kontsentratsioone (0,009 mg/l ehk 0,29 µmol/l) usaldusväärselt mõõta.

Tabel 8.3. Rannikuvee pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid üldlämmastiku ja üldfosfori alusel. Toodud on esiolgselt (2005) välja pakutud piirid ja hetkel (2021) kehtivad piirid hea ja kesise klassi vahel ning nende piiride erinevuse protsent (võrreldes esiolgsete piiridega). Rasvaselt on toodud väärtused, kui kehtiv piir on rohkem kui 20% väiksem esiolgsest ettepanekust ja punaselt maksimaalne erinevus Väinamere rannikuveetüübi jaoks (59%).

Veekogutüüp	Üldlämmastik (mg/l)			Üldfosfor (mg/l)		
	Esiolgne H-K piir	Kehtiv H-K piir	Erinevus (%)	Esiolgne H-K piir	Kehtiv H-K piir	Erinevus (%)
R1 – Soome lahe kaguosa	0,42	0,38	-10%	0,034	0,026	<b>-24%</b>
R2 – Pärnu laht	0,63	0,41	<b>-35%</b>	0,039	0,021	<b>-46%</b>
R3 – Soome lahe lääneosa	0,25	0,32	27%	0,022	0,022	1%
R4 – Läänesaarte lääneosa	0,21	0,29	38%	0,019	0,016	-14%
R5 – Väinameri	0,25	0,29	15%	0,022	0,009	<b>-59%</b>
R6 – Liivi laht	0,42	0,33	<b>-21%</b>	0,034	0,016	<b>-53%</b>

Kehtivate klassipiiride analüüsiks võrdleme kõigepealt mere naaberaladele rakendatud piirväärtusi, sh kas erinevused nende vahel on seletatavad looduslike tingimustega. Rannikumere ja avamere üldainetel põhinevate piiride jaoks on vaja meeles pidada, et võrdlus on komplitseeritud, sest indikaatorid arvutatakse kas suviste või kogu aasta keskmiste sisaldustena. Tabelis 4.3 toodud hinnangute alusel Eesti mereseire andmetel on üldfosfori kogu aasta keskmised avamerel 16-25% suuremad kui suvised keskmised, rannikumeres 17-18% Soome lahe kahes veekogumis, kuid ainult 2% Pärnu lahes. Üldlämmastiku sisalduse puhul erinevus suviste ja aasta keskmiste vahel avameres peaaegu puudub, kuid arvestada tuleb, et Eesti seireandmetes puuduvad peaaegu talvised mõõtmised (peaaegu puuduvad andmed detsembrist ja veebruarist-märtsist). Eriti kehtib see rannikumere kohta, kus on talvisest perioodist veel vähem andmeid.

Tabel 8.4. Rannikuveetüüpide hea-kesise klassipiirid ja nendele vastavad lämmastiku-fosfori (N:P) suhted (massi alusel) võrdluses viimase 10 aasta keskmiste suviste kontsentratsioonidega ja nendele vastavate lämmastiku-fosfori suhetega. Punasega on välja toodud teistest oluliselt erinev hea-kesise seisundiklassi piir ja N:P suhe Väinamere rannikuveetüübis.

Veekogutüüp	H-K klassipiirid			Suve keskmised 2010-2019		
	Üldlämmastik (mg/l)	Üldfosfor (mg/l)	N:P suhe	Üldlämmastik (mg/l)	Üldfosfor (mg/l)	N:P suhe
R1 – Soome lahe kaguosa	0,38	0,026	14,6	0,32	0,023	14,4
R2 – Pärnu laht	0,41	0,021	19,5	0,43	0,024	17,5
R3 – Soome lahe lääneosa	0,32	0,022	14,5	0,29	0,022	13,0
R4 – Läänesaarte lääneosa	0,29	0,016	18,1	0,31	0,019	16,2
R5 – Väinameri	0,29	<b>0,009</b>	<b>32,2</b>	0,38	0,028	13,7
R6 – Liivi laht	0,33	0,016	20,6	0,38	0,021	17,5

Võrreldes tabelis 8.4 ja 8.5 toodud erinevate rannikuveetüüpide hea-kesise kvaliteediklassi piire ja avamere basseini läviväärtusi, on üldlämmastiku piirid ootuspärase gradiendiga – piirid alanevad Soome lahe kaguosast alates Soome lahe lääneossa, Soome lahe avaossa ja Läänemere avaosa põhjasseini. Samuti on jälgitav gradient Pärnu lahest Liivi lahe rannikuvee, Liivi lahe avaosa ja Ida-Gotlandi basseini. Erandiks on Väinameri, kus on üldlämmastiku klassipiir sama, mis Läänesaarte lääneosa rannikuvees, st gradient puudub, kuigi Läänesaarte lääneosa omab avatud piiri Läänemere avaosa põhjasseiniga (kus on väiksem läviväärtus) ning Väinamere rannikuveed sisaldavad ka Kasari jõe suudmeala ehk Matsalu lahte ja väga suletud Haapsalu lahte.

Üldfosfori klassipiirides ja läviväärtustes on samad gradiendid suuremate kontsentratsioonidest Soome lahe ja Liivi lahe rannikuvees väiksemate kontsentratsioonideni Läänemere avaosas. Kuid üldfosfori piirid Väinameres ei ole naaberbasseinide klassipiiride ja läviväärtustega kooskõlas. Kõikides ümbritsevates rannikuveetüüpides ja isegi Läänemere avaosas on üldfosforil põhinevad piirid

kõrgemad kui praegu kehtiv hea-kesise klassipiir Väinameres. Arvestades Väinamere veevahetust naaberbasseinidega ja toitainete koormust Kasari jõest, kus fosfori sisaldus on kõrgem kui Väinameres, siis ei ole võimalik looduslike tingimustega põhjendada, miks peaks üldfosfori sisaldus lokaalselt madalama olema kui mujal.

Tabel 8.5. HELCOM üldlämmastiku ja üldfosfori tuumindikaatorite läviväärtused ja nendele vastavad lämmastiku-fosfori (N:P) suhted võrdluses aastate 2011-2016 keskmiste kontsentratsioonidega (HELCOM, 2018b; HELCOM, 2018c) ja nendele vastavate lämmastiku-fosfori suhetega. Kasutatud on kõiki HELCOM andmeid perioodist 2011-2016.

Avamere bassein	Läviväärtused			Keskmised sisaldused 2011-2016		
	Üldlämmastik (mg/l)	Üldfosfor (mg/l)	Suhe	Üldlämmastik (mg/l)	Üldfosfor (mg/l)	Suhe
Soome laht	0,30	0,017	17,5	0,32	0,027	11,9
Läänemere avaosa põhjabassein	0,23	0,012	19,3	0,29	0,022	12,9
Ida-Gotlandi bassein	0,23	-	-	0,32	-	-
Liivi laht	0,39	0,022	18,1	0,41	0,029	14,1

Täiendavaks lähenemiseks üldainete sisaldusel põhinevate klassipiiride paikapidavuse analüüsis on klassipiiridele vastavate lämmastiku ja fosfori suhete võrdlemine piirkondade vahel, sh rannikuveetüüpide ja nendega piirnevate avamere basseinide vahel, aga ka suhtega rannikumerre suubuvates suuremates jõgedes või basseini kogukoormustes. Tabelis 8.4 toodud andmetest on näha, et teistest eristub oluliselt Väinamere rannikuveetüübile kehtestatud klassipiiride põhjal leitud N:P suhe – see on ligikaudu 2 korda suurem kui teistes rannikuveetüüpides ja avamere basseinides (tabel 8.5). Rannikumeres on viimastel aastatel mõõdetud üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide suhted ligilähedased või veidi madalamad kui hea-kesise klassipiiridele vastavad N:P suhted. Ainsaks erandiks on ka siin Väinamere rannikuveetüüp R5, kus mõõdetud sisalduste põhjal arvatud N:P suhe on tunduvalt madalam (kuid võrreldav teiste rannikuveetüüpidega) kui klassipiiridele vastav N:P suhe. Kolmes avamere basseinis on läviväärtustele vastavad N:P suhted sarnased Eesti rannikuveetüüpide jaoks leitud N:P suhetele, kuid mõõdetud väärtuste põhjal (tabelis 8.5 on toodud HELCOM seisundihinnangu tulemused – HELCOM, 2018a) on N:P suhted madalamad. See näitab, et üldfosfori sisaldused ületavad avameres läviväärtusi suhteliselt rohkem kui üldlämmastiku sisaldused.

Tabelis 8.6 toodud koormustest arvatud lämmastiku-fosfori suhted erinevate jõgede ja merebasseinide kohta näitavad N:P suhete varieeruvust 20 ja 60 vahel. Väiksemad N:P suhted on leitud Soome lahe ja Läänemere avaosa jõgede kogukoormuste jaoks (ja Narva jõe koormuse jaoks) ning suuremad Liivi lahte suubuvate jõgede kogukoormuste jaoks (ja Pärnu ning Kasari jõe jaoks võrreldes Narva jõega). Sarnased tulemused on leitud ka otseste toitainete sisalduste mõõtmistega aastatel 2015-2019 suuremates nimetatud kolmes jões (vt tabel 6.2; Narva, Pärnu ja Kasari jõgi). Üksteisega kooskõlas olevate seisundi klassifikatsioonisüsteemide koostamiseks peaksid lisaks hea-kesise klassipiiridele ja hea keskkonnaseisundi läviväärtustele ka N:P suhted minema sujuvalt üle kõrgematelt

väärtustelt jõgedes madalamatele väärtustele mere avaosas. Arvestada tuleb ka asjaolu, et praeguste koormuste ja kontsentratsioonide osas on HELCOM tegevuskavaga ette nähtud suhteliselt suurem fosforikoormuse vähendamine ja ka keskkonnaseisund on praegu meres halvem fosforisisalduste alusel.

Tabelis 8.7 on välja toodud vastavatel üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldustel põhinevad piirid ja N:P suhted gradiendil Narva jõgi – Narva-Kunda laht – Soome lahe lääneosa ja avaosa – Läänemere avaosa, Pärnu jõgi – Pärnu laht – Liivi lahe rannikuveed ja avaosa – Läänemere avaosa ning Kasari jõgi – Väinameri – Läänesaarte lääneosa ja Läänemere avaosa. Toitainete looduslikule seisundile vastavad gradiendid võiksid olla proportsionaalsed soolsuse gradiendile magevee ja erinevate merepiirkondade vahel. Selleks on välja toodud ka keskmised soolsused analüüsitud merepiirkondade jaoks. See tähendab, et ka klassipiirid võiksid muutuda proportsionaalselt soolsuse gradiendiga, mida on arvestatud allpool toodud analüüsis ja ettepanekutes klassipiiride muutmiseks. Esimese probleemse tulemusena võib välja tuua hea-kesise klassipiirile vastava N:P suhte madalat väärtust Narva jões (N:P suhe magevees ei peaks olema madalam kui merevees), mis toetab ülalpool toodud ettepanekut muuta üldfosfori klassipiire. Praegu kehtiva 0,06 mg/l asemel on ettepanek kehtestada hea-kesise klassipiiriks 0,04 mg/l (ja muuta vastavalt teiste klassipiiride väärtusi, jättes piiridele vastavad kvaliteedisuhted samaks).

Tabel 8.6. Keskmised toitainete koormused ja nendele vastavad N:P suhted aastatel 2010-2017 HELCOM PLC andmetel (HELCOM, 2020a). Basseinide puhul on kajastatud koormused kõikide riikide kõikidest jõgedest ja rannikualadelt (Koormus jõgedest) ja kõikidest allikatest, st jõed, otselaskmed ja atmosfäär (Kogukoormus).

Jõgi või bassein	Koormus jõgedest (t/a)			Kogukoormus (t/a)		
	Lämmastiku koormus	Fosfori-koormus	N:P suhe	Lämmastiku koormus	Fosfori-koormus	N:P suhe
Narva jõgi*	11219	531	21,1			
Pärnu jõgi	4989	80	62,3			
Kasari jõgi	2588	45	57,4			
Soome laht	93045	3809	24,4	117757	4776	24,7
Liivi laht	79326	2213	35,8	89696	2360	38,0
Läänemere avaosa	269675	12889	20,9	404574	14314	28,3

\* Tabelis on Narva jõe kogukoormuse väärtused (kokku Eestist ja Venemaalt lähtuv koormus)

Tabel 8.7. Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonidel põhinevad kvaliteediklasside piirid (hea-kesine klassipiir) ja läviväärtused jõgedest avamereni Soome lahes, Liivi lahes ja Väinameres Eestis kehtivate regulatsioonide ja HELCOM tuumindikaatorite alusel.

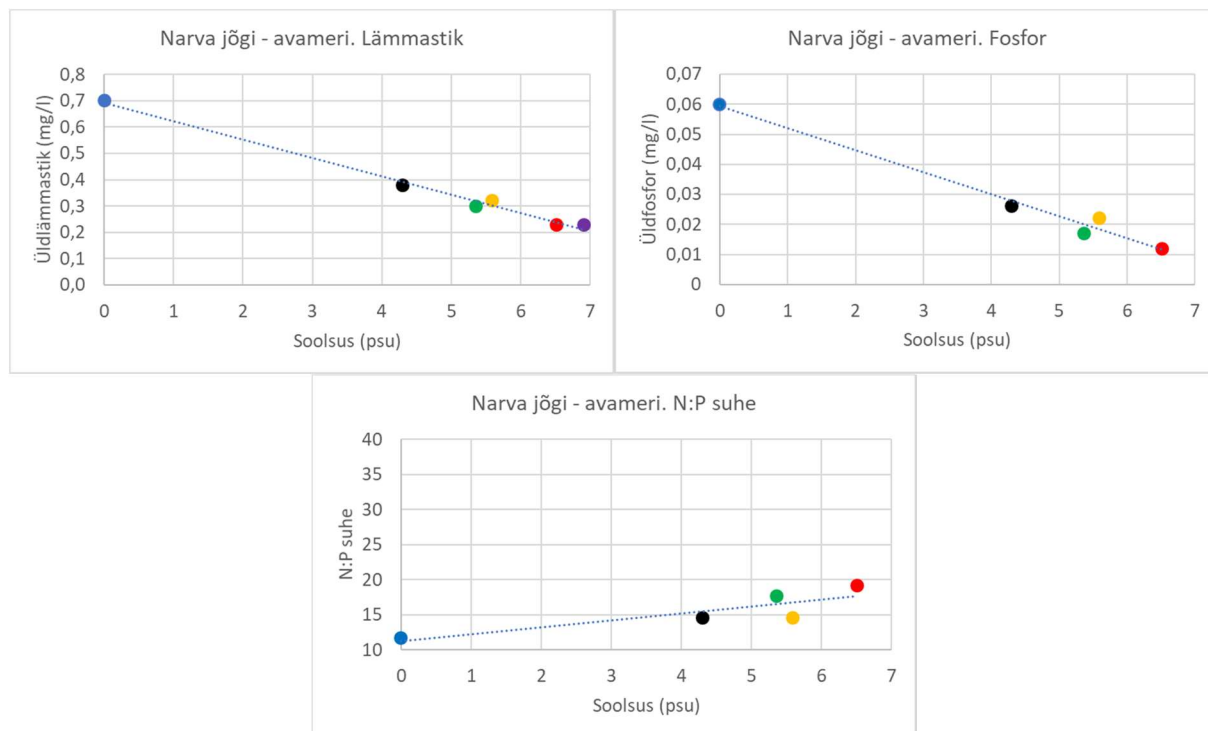
	Narva jõgi	Narva-Kunda laht	Soome lahe lääneosa	Soome lahe avaosa	Läänemere avaosa põhjabbassein
Üldlämmastik (mg/l)	0,70	0,38	0,32	0,30	0,23
Üldfosfor (mg/l)	0,060	0,026	0,022	0,017	0,012

N:P suhe	11,7	14,6	14,5	17,5	18,1
Soolsus (psu)	0	4,30±0,82	5,59±0,59	5,36±0,81	6,51±0,39
	Pärnu jõgi	Pärnu laht	Liivi lahe rannikuvesi	Liivi lahe avaosa	Läänemere avaosa põhjassein*
Üldlämmastik (mg/l)	3,00	0,41	0,33	0,39	0,23
Üldfosfor (mg/l)	0,080	0,021	0,016	0,022	0,012
N:P suhe	37,5	19,5	20,6	18,1	18,1
Soolsus (psu)	0	4,70±0,77	5,32±0,40	5,69±0,32	6,51±0,39
	Kasari jõgi	Matsalu laht**	Väinameri	Läänesaarte lääneosa	Läänemere avaosa põhjassein
Üldlämmastik (mg/l)	3,00	0,29	0,29	0,29	0,23
Üldfosfor (mg/l)	0,080	0,009	0,009	0,016	0,012
N:P suhe	37,5	32,2	32,2	18,1	18,1
Soolsus (psu)	0	4,47±1,20	6,16±0,52***	6,61±0,33	6,51±0,39

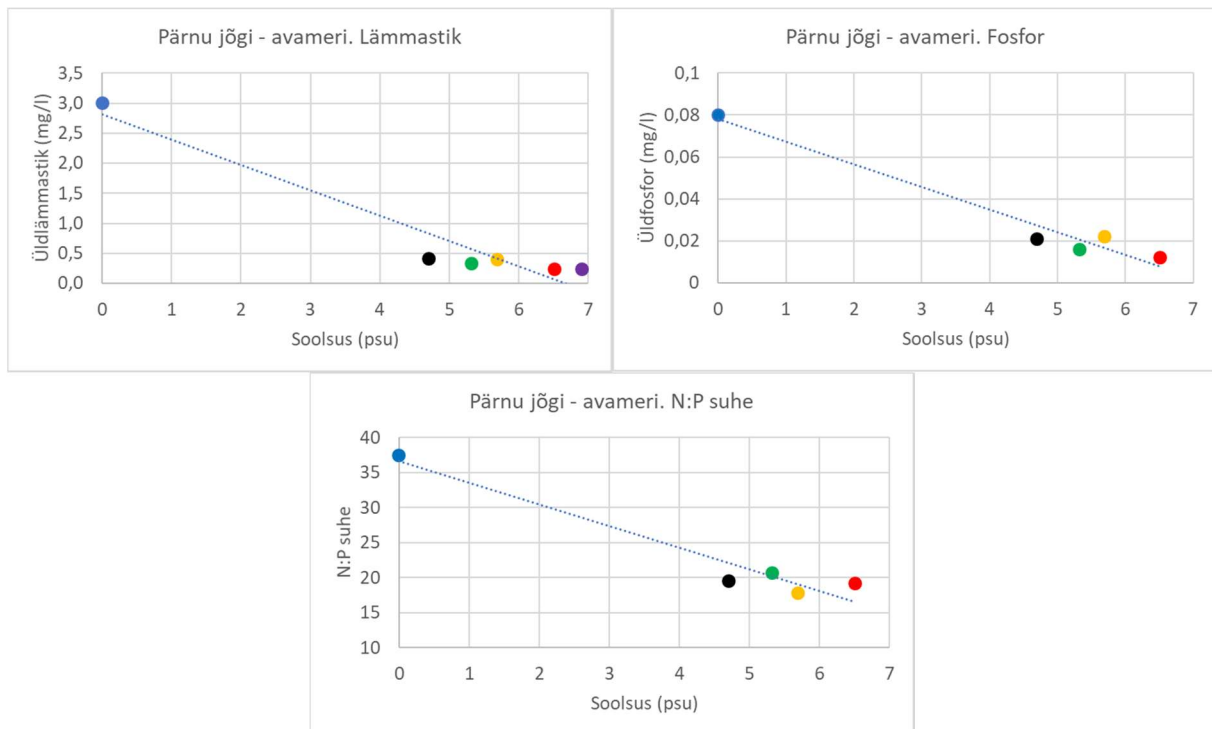
\* Ida-Gotlandi basseinis ei ole üldfosfori läviväärtust kokku lepitud, seepärast on siin toodud Läänemere avaosa põhjasseini läviväärtused

\*\* Matsalu lahe hea-kesise klassi piirid vastavad Väinamere veekogumitüübi piiridele

\*\*\* Toodud on keskmine soolsus Väinamere rannikuveetüübis ilma Haapsalu laheta



Joonis 8.3. Üldlämmastiku ja üldfosfori alusel kehtestatud hea seisundi klassipiiride ja läviväärtuste ning vastavate lämmastiku-fosfori suhte seosed soolsusega piki gradienti Narva jõgi – Läänemere avaosa koos lineaarset seost iseloomustava regressioonisirgega. Värvid tähistavad järgmisi alasid: sinine – Narva jõgi, must – Soome lahe kaguosa rannikuvesi, roheline – Soome lahe avaosa, kollane – Soome lahe lääneosa rannikuvesi, punane – Läänemere avaosa põhjassein ja lilla – Ida-Gotlandi bassein.

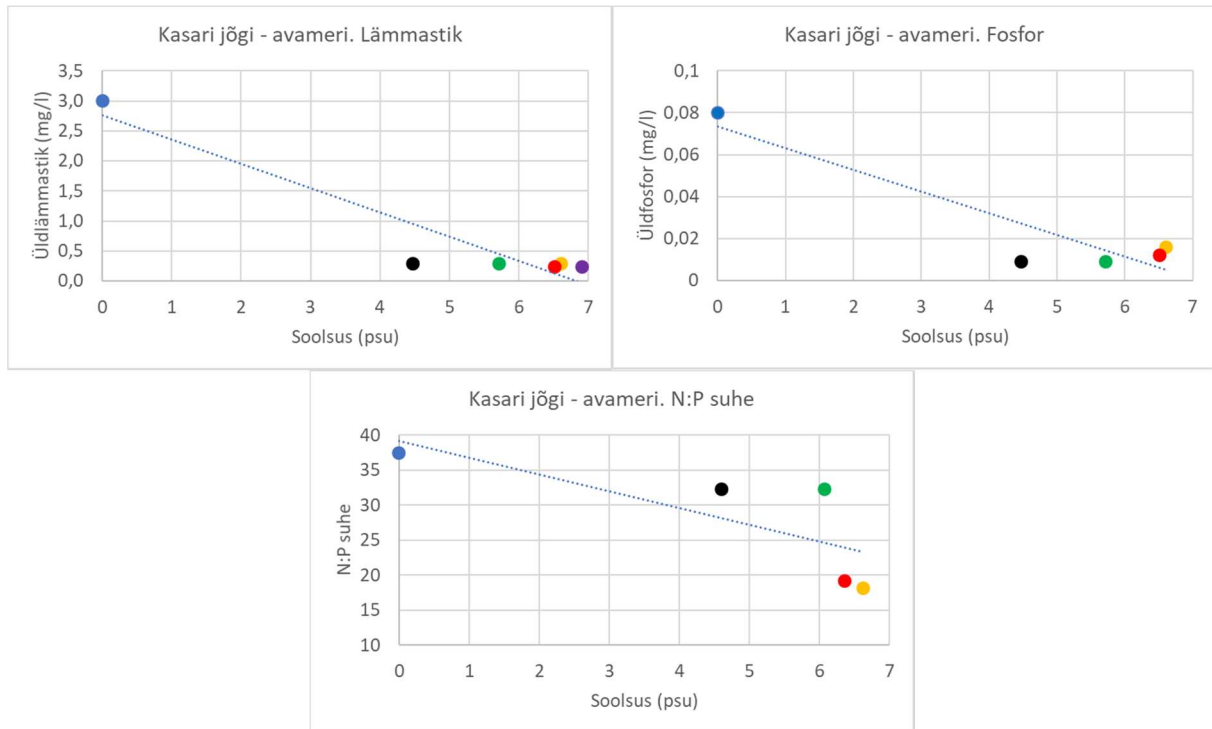


Joonis 8.4. Üldlämmastiku ja üldfosfori alusel kehtestatud hea seisundi klassipiiride ja läviväärtuste ning vastava lämmastiku-fosfori suhte seosed soolsusega piki gradienti Pärnu jõgi – Läänemere avaosa koos lineaarset seost iseloomustava regressioonisirgega. Värvid tähistavad järgmisi alasid: sinine – Pärnu jõgi, must – Pärnu lahe rannikuvesi, roheline – Liivi lahe rannikuvesi, kollane – Liivi lahe avaosa, punane – Läänemere avaosa põhjassein ja lilla – Ida-Gotlandi bassein.

Joonistel 8.3-8.5 kujutatud hea-kesise seisundi klassipiiridele vastavad väärtused sõltuvuses piirkonna keskmisest soolsusest annavad ettekujutuse, kas ja mis suunas võiks kaaluda klassipiiride muutmist. Arvestada tuleb sellega, et need soovitusel oleksid ainult soolsuse põhised ja eelduseks on, et looduslikus (st inimõjuta) veekogus väheneksid toitainete kontsentratsioonid ligikaudu lineaarselt. Narva jõest kuni Läänemere avaosa põhjasseinini järgivad nii toitainete kontsentratsioonid kui nende suhe suhteliselt hästi lineaarset seost (joonis 8.3). Ideaalse seose saavutamiseks võiks muuta klassipiire veidi madalamaks Soome lahe lääneosa rannikuvees ja läviväärtusi veidi kõrgemaks Soome lahe avaosa jaoks.

Pärnu jõe – Pärnu lahe – Liivi lahe – Läänemere avaosa klassipiirid ja läviväärtused ei joondu nii hästi ühele sirgele (joonis 8.4) kui Narva jõest Läänemere avaosani näidatud seosed. Lämmastiku osas võib seos olla mittelineaarne, kuid toodud graafik näitab, et soovitatav oleks jõeveele rakendatava klassipiiri allapoole toomine. Üldfosfori sisaldusel põhinevate klassipiiride tõstmine Liivi lahe rannikuvees või

läviväärtuste tõstmine Liivi lahe avaosas annaks tulemuseks parema lineaarse seose, kuid siin tuleb arvestada, et rannikuvee jaoks on piirid kehtestatud suvise keskmise ja avamere basseinis aasta keskmise üldfosfori sisalduse põhjal. Kuna sesoonse käigu tõttu on suvine keskmine ca 20% madalam kui aasta keskmine üldfosfori sisaldus, siis muutused klassipiirides, kui neid rakendada, ei tohiks olla suured.



Joonis 8.5. Üldlämmastiku ja üldfosfori alusel kehtestatud hea seisundi klassipiiride ja läviväärtuste ning vastava lämmastiku-fosfori suhte seosed soolsusega piki gradienti Kasari jõgi – Läänemere avaosas koos lineaarset seost iseloomustava regressioonisirgega. Värvide tähistavad järgmisi alasid: sinine – Kasari jõgi, must – Matsalu lahe rannikuvesi, roheline – Väinamere rannikuvesi (toodud on rannikuveetüübi R5 keskmine soolsus ilma Haapsalu ja Matsalu laheta), kollane – Läänesaarte lääneosa rannikuvesi, punane – Läänemere avaosas põhjabassein ja lilla – Ida-Gotlandi bassein.

Kõige vähem on kehtestatud hea-kesise seisundi klassipiirid kooskõlas soolsuse jaotusega veekogumite jadal Kasari jõgi, Matsalu laht, Väinamere rannikuvesi, Läänesaarte lääneosa rannikuvesi ja Läänemere avaosas põhjabassein (joonis 8.5). Sarnaselt Pärnu jõele on soovitatav vähendada Kasari jõe üldlämmastiku sisaldusel põhinevaid klassipiire (jõe suudmeala veekogumi jaoks; kuid käesolevas aruandes vastav ettepanek puudub). Üldfosfori hea seisundi klassipiirid on selgelt paigast ära Väinamere jaoks, nii Matsalu lahe rannikuvees, kus klassipiiri peaks kohendama sõltuvalt soolsusest, ja ülejäänud Väinamere rannikuveetüübi veekogumites. Viimasena nimetatud ebakõla on väga selgelt näha N:P suhte jaotuses sõltuvalt soolsusest. Üldfosfori klassipiir on Väinamere rannikuvees praegu ligikaudu kaks korda väiksem kui soolsuse järgi hinnatav piir, st klassipiiri 0,009 mg/l asemel peaks olema R5 hea seisundi piiriks 0,018 mg/l. Vastavalt peab muutma ka teisi klassipiire, mille kohta on ettepanek toodud allpool (tabel 8.8).



Tabel 8.8. Väinamere seisundiklasside piiride ettepanekud üldfosfori sisalduse väärtuste järgi (suveperioodil juuni-september võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised).

Veekogutüüp	Ühik	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R5 – Väinameri	mg/l	0,012	0,015	0,018	0,037	0,055
	µmol/l	0,39	0,47	0,58	1,18	1,77

Peatükis 5 välja toodud iseärasused Matsalu lahe veekogumi toitainete sisalduse muutlikkuses ja Matsalu lahe ning teiste Väinamere veekogumite vahelise soolsuse erinevused on aluseks järgnevale ettepanekule korrigeerida selle veekogumi üldlämmastiku sisaldusel põhinevaid klassipiire. Vastav ettepanek on toodud tabelis 8.9, mille arendamisel tehti eeldus, et üldlämmastiku ja üldfosfori heakesise klassipiiridel põhinevad N:P suhted peavad olema vastavuses Kasari jõe ja Väinamere rannikuveekogumi N:P suhetega.

Tabel 8.9. Seisundiklasside piiride ettepanekud üldlämmastiku sisalduse väärtuste järgi (suveperioodil juuni-september võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised), mida peaks rakendama Matsalu lahe veekogumis.

Veekogutüüp	Ühik	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R5 – Väinameri – Matsalu lahe alatüüp	mg/l	0,25	0,31	0,38	0,77	1,16
	µmol/l	18,2	21,9	27,1	55,1	82,7

### ***DIN ja DIP sisaldused indikaatoritena***

HELCOM koostöö raames on kokku lepitud kasutada toitainete taseme indikaatoritena eelkõige lahustunud anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku (DIN – dissolved inorganic nitrogen) ja fosfori (DIP – dissolved inorganic phosphorus) talviseid keskmisi kontsentratsioone. Ka rannikumeres oleks DIN ja DIP talviste sisalduste kasutamine indikaatoritena asjakohane, kuna need parameetrid annavad väga hea hinnangu toitainete varudest, mis on olemas järgmise vegetatsiooniperioodi produktsiooniks. Kahjuks ei ole Eesti rannikumere seireprogrammis ette nähtud toitainete sisalduse analüüse talvel, välja arvatud püsiseirega kaetud veekogumites (Narva-Kunda laht, Muuga-Tallinna-Kakumäe laht ja Pärnu laht). Kuid vastavate indikaatorite kirjeldused on koostatud (EKUK, 2017) ja kõikide veekogutüüpide jaoks on esialgsed hea-kesise ökoloogilise seisundi klassipiirid välja pakutud (Stoicescu et al., 2018). Arvestatud on toitainete keskmiste kontsentratsioonidega jõgedes ning DIN ja DIP indikaatorite läviväärtustega avamere basseinides. Rannikuveekogumitele on interpoleeritud läviväärtused, kasutades veekogumite (rannikuveetüüpide) keskmisi soolsusi ja eeldati toitainete looduslike (inimmõjuta) sisalduste lineaarset sõltuvust soolsusest.

Tabel 8.10. Lahustunud anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku (DIN) ja fosfori (DIP) sisaldused, mis on tuletatud jõgede hea-kesise klassipiirist jõgede alamjooksudel (vt meetodi kirjeldust allpool, lk 178), DIN ja DIP sisaldustel põhinevad läviväärtused Eestit ümbritsevate avamere basseinide jaoks HELCOM tuumindikaatorite alusel, rannikuveetüüpide keskmised soolsused ning nende abil tuletatud hea-kesise klassipiirid Eesti rannikuveetüüpides (talveperioodi keskmised väärtused). Võrdlusena on toodud ka Stoicescu et al. (2018) poolt välja pakutud klassipiirid. N:P suhe on näidatud molaarsuhtena (Redfieldi suhtele vastab väärtus 16:1).

	Narva jõgi (V4B)	Narva-Kunda laht (R1)	Soome lahe lääneosa	Soome lahe avaosa	Läänemere avaosa põhjabassein
DIN ( $\mu\text{mol/l}$ )	15,0	<b>6,8</b> 5,2*	<b>4,4</b> 3,8*	3,8	2,9
DIP ( $\mu\text{mol/l}$ )	1,20	<b>0,67</b> 0,60*	<b>0,50</b> 0,59*	0,59	0,25**
N:P suhe	12,5	10,2	8,8	6,4	11,6
Soolsus (psu)	0	4,30 $\pm$ 0,82	5,59 $\pm$ 0,59	5,36 $\pm$ 0,81	6,51 $\pm$ 0,39
	Pärnu jõgi (V3B)	Pärnu laht (R2)	Liivi lahe rannikuvesi (R6)	Liivi lahe avaosa	Ida-Gotlandi bassein
DIN ( $\mu\text{mol/l}$ )	214,3	<b>29,2</b> 13,4*	<b>14,2</b> 7,6*	5,2	2,6
DIP ( $\mu\text{mol/l}$ )	1,14	<b>0,55</b> 0,50*	<b>0,47</b> 0,44*	0,41	0,29
N:P suhe	188,7	53,0	29,9	12,7	9,0
Soolsus (psu)	0	4,70 $\pm$ 0,77	5,32 $\pm$ 0,40	5,69 $\pm$ 0,32	6,91 $\pm$ 0,30
	Kasari jõgi (V3B)	Väinameri (R5)	Läänesaarte lääneosa (R4)	Liivi lahe avaosa	Ida-Gotlandi bassein
DIN ( $\mu\text{mol/l}$ )	214,3	<b>13,1</b> 6,4*	<b>4,0</b> 5,1*	5,2	2,6
DIP ( $\mu\text{mol/l}$ )	1,23	<b>0,43</b> 0,37*	<b>0,31</b> 0,30*	0,41	0,29
N:P suhe	174,8	30,4	13,0	12,7	9,0
Soolsus (psu)	0	5,71 $\pm$ 1,12	6,61 $\pm$ 0,33	5,69 $\pm$ 0,32	6,91 $\pm$ 0,30

\* Ettepanek tööst Stoicescu et al. (2018)

\*\* Fosfaatide läviväärtust Läänemere avaosa põhjabasseinis ei ole kasutatud

Tabelis 8.10 on toodud Stoicescu et al. (2018) poolt väljapakutud ja käesolevas töös leitud hea-kesise klassipiiri väärtused Eesti rannikuveetüüpides. Stoicescu et al. (2018) kasutasid jõgede heale seisundile vastavaid DIN ja DIP väärtusi tehes kahte järgnevat eeldust. Esiteks võeti jõgede üldlämmastiku ja üldfosfori hea-kesise klassipiirid vastavaks Narva jõe klassipiiridele (vastavalt 0,7 mgN/L ja 0,06 mgP/l). Teiseks eeldati, et DIN osa üldlämmastikus on 74% ja DIP osa üldfosforis on 38% (Korppoo et al., 2017). Käesolevas töös on kasutatud Eesti jõgede seireandmeid, eeldades, et Soome lahes on Eestist peamiseks jõekoormuse allikaks (toitainete koormuseks) Narva jõgi, Pärnu lahes Pärnu jõgi ja Väinameres Kasari jõgi. Leitud on talvel mõõdetud nitraatide sisalduse (ammooniumi ei arvestatud, kuna selle kontsentratsioonid on talvel väga väikesed võrreldes nitraatide kontsentratsioonidega) ja kogu aasta kohta keskmistatud üldlämmastiku sisalduse ning talviste fosfaatide sisalduse ja kogu aasta

kohta keskmistatud üldfosfori sisalduse suhted. Kasutades neid suhteid ja jõgede hea-kesise klassipiire (mis on antud kogu aasta üldainete sisaldusena), on leitud nendele klassipiiridele vastavad DIN ja DIP väärtused. Kasutades jõgede hea-kesise piirile vastavaid leitud väärtusi ja avamere basseini läviväärtusi, on interpoleerimise teel hinnatud DIN ja DIP hea-kesise klassipiirid rannikuveetüüpidele. Interpoleerimisel on kasutatud rannikuveetüüpide keskmisi soolsusi (ülemise 10 m kihis). Kõigi kolme jada jaoks jõgedest avamereni on kasutatud nii lämmastiku kui fosfaatide jaoks ühte lineaarset seost, välja arvatud DIN jaoks jadal Kasari jõest avamereni. Viimasel juhul on kõigepealt arvatud Väinamere hea seisundi klassipiir, kasutades Kasari jõe ning Liivi lahe ja Läänemere avaosa läviväärtusi. Edasi on leitud uue lineaarse seosega Väinamere ja avamere läviväärtustest Läänesaarte lääneosa hea seisundi klassipiir. Selline lähenemine on tingitud asjaolust, et looduslikud toitainete tasemed Väinameres on mõjutatud ligikaudu võrdselt toitainete tasemest Liivi lahes ja Läänemere avaosa põhjabasseinis, kuid Läänesaarte lääneosa asub konkreetset jadal Väinameri – Läänemere avaosa põhjabassein.

Analüüsi tulemused on toodud tabelis 8.10. Klassipiiride ettepanekud rannikumere veekogutüüpide kaupa on toodud tabelites 8.11 (DIN) ja 8.12 (DIP). Mõlemas tabelis on antud piiride väärtused klasside vahel ja ÖKS 1 vastavad väärtused kontsentratsiooni ühikutes mg/l ja µmol/l.

Tabel 8.11. Eesti rannikumere veekogutüüpide seisundiklasside piiride ettepanekud lahustunud anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku (DIN) sisalduse väärtuste järgi (talveperioodil detsember-veebruar võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised).

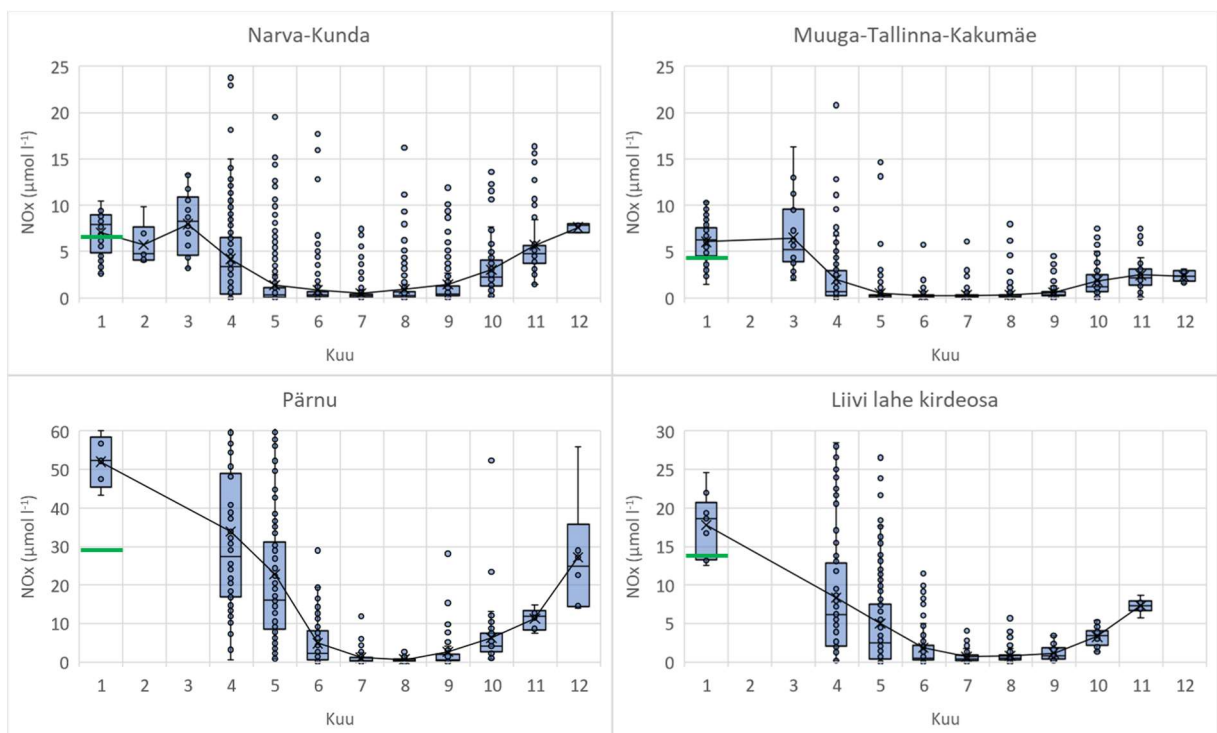
Veekogutüüp	Ühik	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R1 – Soome lahe kaguosa	mg/l	0,06	0,08	0,10	0,19	0,29
	µmol/l	4,6	5,5	6,8	13,8	20,7
R2 – Pärnu laht	mg/l	0,27	0,33	0,41	0,83	1,24
	µmol/l	19,6	23,6	29,2	59,3	88,9
R3 – Soome lahe lääneosa	mg/l	0,04	0,05	0,06	0,13	0,19
	µmol/l	2,9	3,6	4,4	8,9	13,4
R4 – Läänesaarte lääneosa	mg/l	0,04	0,05	0,06	0,11	0,17
	µmol/l	2,7	3,2	4	8,1	12,2
R5 – Väinameri*	mg/l	0,12	0,15	0,18	0,37	0,56
	µmol/l	8,8	10,6	13,1	26,6	39,9
R6 – Liivi laht	mg/l	0,13	0,16	0,20	0,40	0,61
	µmol/l	9,5	11,5	14,2	28,8	43,2

\* Matsalu lahe jaoks arvestada klassipiiride puhul sarnast üleminekut, mis on pakutud üldlämmastiku sisaldusel põhinevatele klassipiiridele tabelis 8.9.

Tabel 8.12. Eesti rannikumere veekogutüüpide seisundiklasside piiride ettepanekud lahustunud anorgaanilistesse ühenditesse seotud fosfori (DIP) sisalduse väärtuste järgi (talveperioodil detsember-veebruar võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised).

Veekogutüüp	Ühik	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R1 – Soome lahe kaguosa	mg/l	0,014	0,017	0,021	0,042	0,063
	µmol/l	0,45	0,54	0,67	1,36	2,04

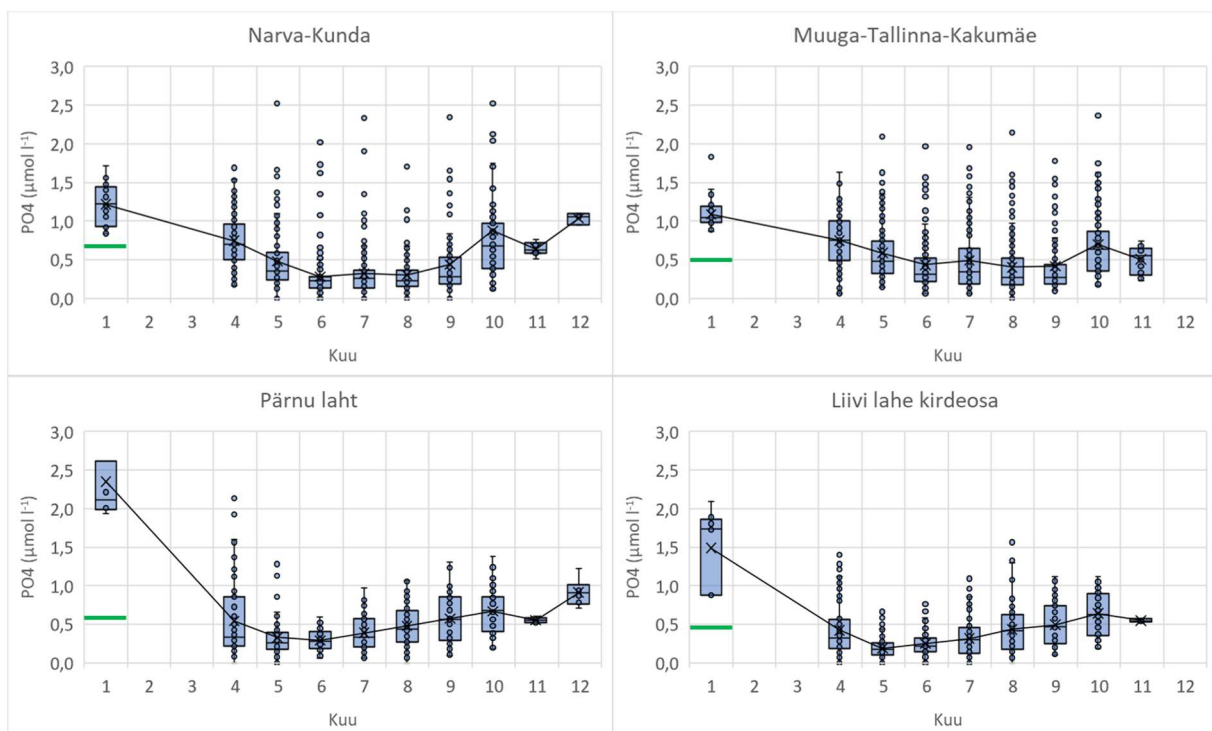
R2 – Pärnu laht	mg/l	0,011	0,014	0,017	0,035	0,052
	µmol/l	0,37	0,44	0,55	1,12	1,68
R3 – Soome lahe lääneosa	mg/l	0,010	0,013	0,016	0,031	0,047
	µmol/l	0,34	0,40	0,50	1,02	1,52
R4 – Läänesaarte lääneosa	mg/l	0,006	0,008	0,010	0,020	0,029
	µmol/l	0,21	0,25	0,31	0,63	0,94
R5 – Väinameri	mg/l	0,009	0,011	0,013	0,027	0,041
	µmol/l	0,29	0,35	0,43	0,87	1,31
R6 – Liivi laht	mg/l	0,010	0,012	0,015	0,030	0,044
	µmol/l	0,31	0,38	0,47	0,95	1,43



Joonis 8.6. Keskmise sesoonse muutlikkuse nitritite-nitraatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaanikeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Joonistel on vertikaalteljed erineva skaalaga. Roheliste joontega on näidatud käesolevas töös hinnatud hea-kesise ökoloogilise seisundi võimalikud klassipiirid nitritite-nitraatide talviste sisalduste põhjal.

Soolsuse jaotusega kooskõlas olevad klassipiirid on hinnatud kasutades kehtivaid klassipiire jõgedes ja läviväärtusi avameres. Tulemuseks on saadud, et DIN sisalduse hea-kesise klassipiir on tunduvalt väiksem, kui viimastel aastatel Pärnu lahes talveperioodil mõõdetud nitritite-nitraatide kontsentratsioonid (joonis 8.6), mis on sarnane ülalpool toodud võrdlusega mõõdetud väärtuste ja läviväärtuse vahel Liivi lahe avaosas (vt joonis 4.16). Veel suurem on erinevus rakendatud meetodiga

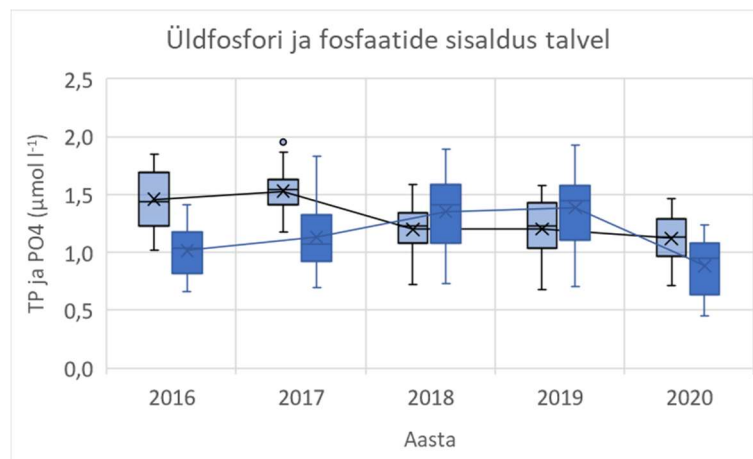
saadud hea-kesise klassipiiri ja talveperioodil mõõdetud fosfaatide väärtuste vahel, eelkõige Pärnu lahes, aga ka teistes analüüsitud veekogumites (joonis 8.7). Ka ülalpool juhtisime tähelepanu suurele erinevusele läviväärtuste ja talvekuudel mõõdetud fosfaatide sisalduste vahel avamere basseinides (vt joonis 4.17). Järelikult oleks vajalik algatada uus HELCOM-ülene analüüs, kas avamere basseinide jaoks kokku lepitud läviväärtused on tänaste teadmiste juures piisavalt põhjendatud. Suureks probleemiks fosfaatide sisalduse kasutamisel eutrofeerumise hindamisel on asjaolu, et enamuses Läänemeres (välja arvatud jõgede suudmealad) on fosfaatide kontsentratsioonid seotud mere sisemise koormusega. See tähendab need analüüsid näitavad eutrofeerumise kaudset (ajaloolist) mõju ja meteoroloogiliste-hüdrograafiliste tingimuste mõju (vt analüüsi ptk 4).



Joonis 8.7. Keskmise sesoonne muutlikkus fosfaatide sisalduses pinnakihis (0-10 m) aastate 2010-2019 seire andmetel neljas Eesti rannikumere veekogumis, mis on kaetud püsiseirega. Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmesid, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega). Roheliste joontega on näidatud käesolevas töös hinnatud hea-kesise ökoloogilise seisundi võimalikud klassipiirid fosfaatide talviste sisalduste põhjal.

Järelikult enne Eesti rannikuvete jaoks DIN ja DIP indikaatorite juurutamist ametlikku klassifikatsioonisüsteemi oleks vaja teha veel täiendavaid uuringuid ja mõõtmisi. Praegu ei ole talviste kontsentratsioonide jaoks piisaval hulgal andmeid. Lisaks on üldfosfori ja fosfaatide tulemused teatud perioodide ja aastate kohta mitte piisava usaldusväärsusega. Joonisel 8.8 on välja toodud üks viimaste aastate probleem. Graafikult on näha, et aastatel 2018-2019 on mõõdetud talvised üldfosfori kontsentratsioonid madalamad kui samal ajal mõõdetud fosfaatide sisaldused. Erinevus on küll analüüsides täpsuse piires, kuid absoluutväärtused on suhteliselt suured, mis pärsib ka käesoleva analüüsi ja tulevaste keskkonnaseisundi hinnangute usaldusväärsust.

Arvestades modelleerimise tulemustest leitud suurt muutlikkust toitainete sisalduses, oleks kindlasti vaja suurendada ühe talve jooksul kogutud ja analüüsitud toitainete proovide arvu. Praeguse seiresageduse põhjal (kolm jaama kord talve jooksul) on võimalik hinnata seisundit ainult kord kuueaastase perioodi jooksul püsiseirega kaetud veekogumites. Ettepanek on koguda igast seiratavast veekogumist talveperioodil vähemalt kaheksa veeproovi. See võimaldaks hinnata HELCOM koostöö raames aktsepteeritud usaldusväärsusega püsiseirega kaetud veekogumite seisundit kaheaastase sammuga ja kui teostada seiret teistel ülevaateseirega kaetud aladel kaks korda hindamisperioodi jooksul, siis nendes veekogumites kuueaastase sammuga.



Joonis 8.8. Üldfosfori (helesinine) ja fosfaatide (tumesinine) talviste sisalduste statistilised parameetrid Eesti avamere aladel keskkonnaseire infosüsteemist (0-10 m, 2016-2019). Joonisel on näidatud karpdiagrammina mediaankeskmised, kvartiilid (25% ja 75%), miinimumid-maksimumid (mustad jooned) ja üksiktulemused (ringid) ning aritmeetilised keskmised (ristid, mis on ühendatud joonega).

## 9. KOKKUVÕTE JA SOOVITUSED

Siseveekogude uuringu käigus hinnati 15 Läänemerre suubuva jõe veekvaliteedi näitajaid ja ainete ärakannet alates 1993. aastast ning täiendavalt Sauga ja Reiu jõe veekvaliteedi näitajaid ning suundumusi samal perioodil. Kõik uuritud jõed kuuluvad riikliku keskkonnaseire programmi hüdrokeemia püsiseirejõgede hulka. Samuti hinnati võimalusi toitainete koormuse vähendamiseks Läänemerele.

- Statistiliselt oluline üldlämmastiku sisalduse vähenemine avaldus perioodil 1993-2019 vaid Pühajões, Purtse ja Vääna jões, kusjuures 2009-2019 aastatel on Pühajõe trend muutunud kasvavaks, Vääna langev trend statistiliselt vähemoluliseks ja Narva jões langevaks.
- Selja, Loobu, Kasari, Pärnu ja Valgejões oli üldlämmastiku sisaldus aastatel 1993-2019 kasvutrendis, mida viimasel perioodil 2009-2019 enam ei täheldatud.
- Üldfosfori sisaldus alanes aastatel 1993-2019 Narva, Pühajõe, Kunda, Selja, Loobu, Valgejõe, Pirita, Keila, Kasari ja Pärnu seirelävendites. Kahanev suundumus oli iseloomulik ka perioodile 2009-2019, v.a. Loobu ja Kasari.
- Kasvav üldlämmastiku sisalduse suundumus on iseloomulik Pudisoo ja Vihterpalu jõe, kus statistiliselt olulist äravoolutrendi ei täheldatud ning kasvav suundumus on seotud muude põhjustega, sh inimtegevus.
- Kunda, Selja, Loobu, Jägala, Pirita, Vääna, Keila ja Kasari jões ületab tegelik lämmastiku ärakanne hea seisundi taset ( $N_{\text{üld}} \leq 3 \text{ mg/l}$ ), viidates võimalusele siin lämmastikukoormust merele alandada. Samas on perioodil 1993-2019 üldlämmastiku koormus olnud statistiliselt olulises langustrendis vaid Purtse, Vääna ja Pühajões. Kasvav suundumus oli iseloomulik Narva, Loobu ja Jägala jõe, tingituna eelkõige äravoolu kasvavast suundumusest aga ka lämmastiku sisalduse suurenemisest. Narva jõe  $N_{\text{üld}}$  sisaldus oli kasvutrendis eelkõige perioodi 1993-2019 esimesel poolel ja statistiliselt olulises langevas suundumuses viimasel kümnel aastal, mille põhjuseks on lämmastiku sisalduse alanemine.
- Narva, Pühajõe, Selja, Keila ja Sauga jõe fosforikoormus on vähenenud ning statistiliselt vähemoluline oli langev suundumus ka Purtse, Pirita ja Pärnu jões. Üheski uuritud jões ei leitud fosforiärakande statistiliselt olulist suurenemist. Arvutuslik fosforikoormus eeldatavalt hea seisundi korral ületab 2014-2019 aasta tegelikku keskmist ärakannet vaid Pudisoo, Vääna ja Keila jões. Seega on praegu kehtivat Püld hea seisundi piiri arvestades jõgedega Läänemerre jõudva fosforikoormuse edasise vähendamise võimalused üsna vähesed. Hea seisundi piiri muutmine ei ole aga samuti põhjendatud.
- Orgaaniline reostus ei ole enam jõgedes probleemiks ning selle kvaliteedinäitajad vastavad nõuetele. Vees lahustunud hapniku sisaldus on kõrge ning kergesti laguneva orgaanika (BHT) ja ammoniumlämmastiku tase madal. Klassi piiride täpsustamine oleks ammoniumlämmastiku osas eelkõige vajalik Narva jõe osas, aga vajaks põhjalikumalt analüüsi ammoniumlämmastiku ja gaasilise lämmastiku  $\text{NH}_3$  seose selgitamiseks eri lävendites. Kaladele on toksiline gaasiline lämmastik, mille sisaldus on tasakaalus ammoniumlämmastiku sisaldusega vees sõltuvalt veetemperatuurist ja pH-st.
- Vooluveekogumite klassifikatsiooni aluseks võetud orgaanilise aine PHT, ehk  $\text{KHT}_{\text{Mn}}$  90 % väärtuse ja selle vastava vee värvusastme alusel tuleks ümber hinnata seniste B tüüpi kuuluvate Avijõe, Jägala, Kunda, Kasari, Navesti ja Õhne veekeemia seirelävendi jõekogumite tüübid, mis kuuluksid A tüüpi (tumedaveelised ja huumusaineterikkad). Täpsustada tuleks

edaspidi ka Pedja ja Pirita jõe senist määratlust B tüüpi, Jänijõgi kuuluks aga nende kriteeriumide alusel B tüüpi. Ettepanekut ei saa teha nimetatud jõgede muude veekogumite osas, mille tüüp ei vaja tõenäoliselt muutmist, nt Kunda ülemjooksu veekogum V1B. See nõuab aga *in situ* uuringut.

- Narva jõe Narva lävendi üldlämmastiku ja üldfosfori keskmised sisaldused 2014-2019 märgivad head seisundiklassi N<sub>üld</sub> alusel ja väga head klassi P<sub>üld</sub> alusel, kusjuures N ja P sisaldus on olnud langevas trendis viimasel kümnel aastal. Seetõttu võiks tüübi V4B puhul kaaluda Püld sisalduse hea seisundiklassi piiri alandamist tasemele 0,04 mg/l ning väga hea seisundi piiri 0,032 mgP/l. Üldlämmastiku sisalduse edasist langust on raske prognoosida, arvestades Narva jõe algust Peipsi järvest ning kasvavat suundumust N<sub>üld</sub> sisalduses Peipsisse suubuvast Emajõe-Kavastu lävendis. Seega ei ole põhjendatud N<sub>üld</sub> klassipiiride muutmine.

Eesti rannikumeres on neljas analüüsitud veekogumis (riikliku keskkonnaseire programmis iga-aastaselt rannikumere püsiseiresse kuuluvad Narva-Kunda lahe rannikuvesi, Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi, Pärnu lahe rannikuvesi ja Liivi lahe kirdeosa rannikuvesi) aastatel 1993-2019 kogutud seireandmete põhjal võimalik tuvastada järgmised seaduspärasused toitainete sisalduste dünaamikas:

- Üldlämmastiku sisaldused on kogu perioodi jooksul langenud kõigis analüüsitud rannikumere veekogumites, v.a. Muuga-Tallinna-Kakumäe laht, kus kontsentratsioonid on tõusnud. Viimasel kümnel aastal (2010-2019) on kontsentratsioonid kõikjal langenud, kuid Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumis ei ole trend statistiliselt oluline.
- Üldfosfori sisalduse trend peaaegu 30 aasta jooksul oli negatiivne Pärnu lahes ja Liivi lahe kirdeosas, kuid positiivne Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumis. Viimase kümne aasta trend on kõigis veekogumites langev, kuid Liivi lahe kirdeosas ei ole trend statistiliselt oluline.
- Anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku- ja fosforisisaldused on alates 1993. aastast kasvanud nii Narva-Kunda lahes kui Muuga-Tallinna-Kakumäe lahes. Viimase kümne aasta andmetel statistiliselt olulist trendi rannikumeres ei tuvastatud, v.a. Muuga-Tallinna-Kakumäe lahes, kus fosfaatide kontsentratsioonid on kasvanud.
- Üldlämmastiku kontsentratsioonid on Eestit ümbritsevates avamere basseinides pikaajaliselt kasvanud, v.a. Liivi laht, kus statistiliselt oluline trend puudus. Viimase kümne aasta jooksul on kasv jätkunud ainult Soome lahes.
- Üldfosfori kontsentratsioonid on pikaajaliselt (alates 1993. aastast) kasvanud Soome lahes, Läänemere avaosa põhjabasseinis ja Ida-Gotlandi basseinis, kuid langenud Liivi lahes. Viimase kümne aasta suundumus on kõikjal kontsentratsioonide langusele – statistiliselt oluline on trend kolmes basseinis ja olulist trendi ei tuvastatud Ida-Gotlandi basseinis.
- Viimase kümne aasta andmetel puudub kõikides avamere basseinides trend nitritite-nitraatide talvistes sisaldustes ja esineb statistiliselt oluline kasvav trend fosfaatide sisaldustes.

Rannikumeres on suurem osa pikaajalistest muutustest toitainete sisalduses seostatav muutustega välises toitainete koormuses, kui arvestada merekeskkonna suhteliselt pika reaktsiooniajaga, kuid avameres ja avatud rannikuveekogumites on muutused seotud ka toitainete sisemise koormuse ja kliimaatiliste/hüdrograafiliste tingimuste muutustega. Peamised käesoleva analüüsi järeldused on järgmised:



- Eesti rannikumere veekogumites on viimase kümne aasta jooksul täheldatav üldfosfori sisalduse vähenemine otseselt seotud nii jõgedest tuleneva koormuse vähenemisega lokaalselt kui üldiselt Läänemerele.
- Üldlämmastiku sisalduse vähenemist ei saa siduda otseselt piirkonna jõgedest tuleneva lämmastikukoormuse vähenemisega, kuid see võib olla seotud nii lämmastikukoormuse üldise vähenemisega (sh läbi atmosfääri) kui ka fosforikoormuse vähenemisega seotud muutustega lämmastiku-fosfori suhtes ja sellest tulenevas tarbimises ja/või voogudes.
- Jõgedest pärineva lämmastikukoormuse mittepiisav vähenemine (või isegi koormuste kasv) on täheldatav Soome lahes, kus üldlämmastiku sisaldus avamerel endiselt kasvab, ja Läänemere avaosas, kus kontsentratsioonid ületavad kehtestatud läviväärtusi, kuigi kasvav trend on peatunud.
- Fosforikoormuse vähenemine on täheldatav kõikjal üldfosfori kontsentratsioonide langusena viimase kümne aasta jooksul. Samas on kontsentratsioonid avamerel tunduvalt kõrgemad kehtestatud läviväärtustest, mida võib seostada mere sisemise koormuse suurenenud mõjuga.
- Läänemere üheks peamiseks probleemiks on jätkuv fosfaatide sisalduse kasv kõikides avamere basseinides, mis on seotud fosfori vabanemisega setetest hapnikuvaeguse tingimustes. Selles kontekstis on fosfaatide talvised kontsentratsioonid käsitletavad eutrofeerumise kaudse mõjuna (inimtegevuse ajaloolise jääkmõjuna). Muutused fosfaatide sisalduses on oluliselt mõjutatud ka muutustest Läänemere hüdrooloogilistes tingimustes (veevahetus Põhjamerega, stratifikatsioon jmt).
- Fosfaatide sisalduse kasv analüüsitud kõige avatumas ja sügavamas rannikuveekogumis (Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi) näitab samuti selget sisemise koormuse mõju veekogumi seisundile. Järelikult on põhjendatud fosforisisalduse alusel ajaliselt kaugemate eesmärkide kehtestamine kõikidele rannikuveekogumitele. Käesolevas töös analüüsitud veekogumitest oleks Pärnu lahe ja Narva lahe veekogumi puhul põhjendatud eesmärgi saavutamise aastaks 2034 ja Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe veekogumi puhul veel kaugemal, mille saaks määrata koos vastava kokkuleppega HELCOM raames.

Hinnangute usaldusväärsus, kas rannikuveekogum on vee toitainete sisalduse põhjal heas ökoloogilises seisundis või avamere ala on heas või mitte-heas keskkonnaseisundis, sõltub nii hindamissüsteemi/indikaatorite metoodika põhjendatusest (sh klassipiiride või läviväärtuste põhjendatusest) kui seireandmete olemasolust ja piisavusest. Toitainete sisaldusel põhinevate indikaatorite ja nende kasutamise kohta toome välja järgmised järeldused ja soovitused:

- Kehtivas klassifikatsioonisüsteemis üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste alusel on selgelt paigast ära üldfosfori klassipiirid Väinamere rannikuveetüübis R5 – võrreldes mõõdetud üldfosfori sisalduste keskmist kehtivate tüübispetsiifiliste klassipiiridega on näha, et suurima keskmise väärtusega Väinamere rannikuveele vastab kaugelt väikseim hea-kesise klassipiir.
- Kui hinnata Haapsalu lahe ja Matsalu lahe seisundit eraldi veekogumitena (nagu praegu kehtestatud), siis peaks Haapsalu lahe liigitama omaette rannikuveetüübiks ja Matsalu lahes arvestama Väinamere (uusi) toitainete sisaldusel põhinevaid tüübispetsiifilisi klassipiire, korrigeerides neid soolsuse erinevusega Väinamere ja Matsalu lahe vahel. Ettepanek Matsalu lahe (kui Väinamere veekogumitüübi alatüübi) üldlämmastiku sisaldusel põhinevatele klassipiiridele on toodud tabelis 8.9).
- Eru-Käsmu rannikuveekogum on keskkonnaministri 19.04.2020 määruse nr 19 alusel Soome lahe lääneosa rannikuveetüübis (R3), kuid KESE infosüsteemis paigutab selle Soome lahe kaguosa rannikuveetüüpi (R1). Analüüs toitainete ja soolsuse muutlikkuse põhjal toetab Eru-

Käsmu lahe kuulumist R1 tüüpi, mis ühtlasi ka vesikondade jaotusega ja Soome lahe avaosa võimaliku jagamisega kolmeks hinnangualaks.

- Soome teadlased esitasid HELCOMis [ettepaneku](#) jagada Soome lahe avaosa kolmeks hindamisüksuseks. Käesoleva töö autorid ei pea seda ettepanekut otstarbekaks, kuid Soome lahe avaosa jagamine (Eesti vetes) kaheks hinnangualaks on võimalik, kui alade piiri alguspunkt ühilduks Eru-Käsmu ning Hara ja Kolga lahe veekogumite vahelise piiriga või Eru-Käsmu ja Narva lahe rannikuveekogumite vahelise piiriga.
- Väinamere rannikuveetüübis R5 kehtivat üldfosfori hea-kesise seisundi klassipiiri 0,009 mg/l tuleks tõsta kaks korda ehk tasemele 0,018 mg/l ja vastavalt korrigeerida ka teisi klassipiire ja ökoloogilise kvaliteedisuhtele 1 vastavat kontsentratsiooni (vt tabel 8.8).
- Teiste tüübispetsiifiliste üldlämmastiku ja üldfosfori klassipiiride korrigeerimiseks on vajalik enne läbi viia Läänemere-ülene uus analüüs HELCOMi avamerebasseinide läviväärtuste paikapidavuse kohta. Sama kehtib ka fosfaatide sisalduse kohta, sest praegusel kujul ei ole realistlik läviväärtuste saavutamine lähikümneid, kuid eeldatavate kliimamuutuste tõttu võtab see arvatavasti veel kauem aega.
- Esialgsed soovitusel on järgmised: 1) kaaluda üldlämmastiku (ja kui alandada Narva jõe fosforisisaldusel põhinevaid klassipiire, siis ka üldfosfori) klassipiiride alandamist Soome lahe kaguosas (R1) ja Soome lahe lääneosas (R3); 2) viia paremini kooskõlla Liivi lahe avaosa ja Pärnu lahe (R2) ning Liivi lahe kirdeosa (R6) klassipiirid (kas langetada Liivi lahe avaosa või tõsta Eesti rannikuveetüüpide piire). Vastavad ettepanekud on toodud Lisas 1, kuid need vajavad täiendavaid analüüse ja kokkuleppeid HELCOM tasemel.
- Käesoleva töö raames välja pakutud anorgaanilistesse ühenditesse seotud lämmastiku ja fosfori sisaldustel põhinevate indikaatorite klassipiirid (tabelid 8.11 ja 8.12) on esialgsed, kuna talviseid seireandmeid ei ole piisavalt ja piiride usaldusväärsemaks defineerimiseks ning ka hilisemaks seireks ja hinnanguteks on vajalikud järjepidevad mõõtmised.

Kaasaegsete hüdrodünaamika ja ökosüsteemi mudelite kasutamise kohta rannikumere keskkonnaseisundi muutuste prognoosimiseks erinevate välise toitainete koormuse stsenaariumite puhul ning võimalikest keskkonnaseisundi muutustest, mis on saavutatavad Läänemere tegevuskava täitmisel, toome välja järgmised peamised järeldused:

- Mudelsüsteem võimaldab edukalt modelleerida parameetrite ajalis-ruumilist muutlikkust; mõõtmistega kombineeritult saab verifitseerida nii mudeli tulemusi kui ka kalibreerida modelleeritud üldainete sisaldust.
- Modelleerimise tulemused näitasid, et kõiki vaadeldud rannikuveekogumeid iseloomustab suur vees lahustunud anorgaaniliste toitainete, klorofüll ja üldainete ruumiline muutlikkus, seejuures omavad olulist rolli ka füüsikalised protsessid.
- Suurimad suvise pinnakihi keskmised klorofüll ja üldainete sisaldused on jõesuudmete (koormusallikate) vahetus läheduses ja madalamates rannikulähedastes piirkondades. Üksikute seirejaamade mõõtmised ei pruugi anda terviklikku pilti veekogumi seisundist, mistõttu modelleerimine koos seirega võimaldab paremini hinnata olukorda terve veekogumi ulatuses.
- Modelleerimise tulemused (8-aastane arvutusperiood) näitasid, et Läänemere tegevuskava täitmine viib keskkonnaindikaatorite paranemiseni, kuid oluline paranemine toimub ilmselt pikemas ajamastaabis.
- Arvestades modelleerimise tulemustest leitud indikaatorite suurt ruumilist ja ajalist muutlikkust, tuleks suurendada seirejaamade arvu, katvust ja mõõtmiste sagedust – ettepanek on koguda seiratava veekogumi kohta vähemalt kaheksa veeproovi talveperioodi jooksul.

- Analüüsitud rannikuveekogumites on hea keskkonnaseisundi saavutamine üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste alusel võimalik, arvestades siiani toimunud koormuste vähenemist ja kui täidetakse HELCOMi eesmärgid toitainetekoormuste vähendamise osas. Kuid avamere basseinides, arvestades praegu kehtivaid läviväärtusi, ei ole hea seisundi saavutamine lähema 10-15 aasta jooksul võimalik isegi kui HELCOMi toitainete koormuse vähendamise eesmärgid täidetakse.
- Vajalik on alata HELCOM koostöö raames uus projekt (analoogne TARGREV projektile) või HOLAS III käigus üle vaadata kehtivad läviväärtused ja ka nende tõlgendamine, eriti mis puudutab fosforiühendeid ja nendel põhinevaid tuumindikaatoreid.

## KASUTATUD KIRJANDUS

Andrejev, O., Myrberg, K., Alenius, P., and Lundberg, P. A. 2004. Mean circulation and water exchange in the Gulf of Finland – a study based on three-dimensional modeling, *Boreal Environ. Res.*, 9, 1–16.

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.

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.

EKUK, 2018. Merestrategia raamdirektiivi (2008/56/EÜ) kohase Eesti mereala keskkonnaseisundi hinnangu indikaatorite kogum.

European Commission, 2018. Commission Decision 2018/229/EU. Decision of 12 February 2018 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2013/480/EU. Brussels: European Commission.

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, 2018a. HELCOM (2018): HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156.

HELCOM, 2018b. Total nitrogen. HELCOM core indicator report. Online. [01.03.2021], [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Total-nitrogen-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].

HELCOM, 2018c. Total phosphorus. HELCOM core indicator report. Online. [01.03.2021], [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Total-phosphorous-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].

HELCOM, 2018d. Dissolved inorganic nitrogen (DIN). HELCOM core indicator report. Online. [01.03.2021], [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Dissolved-inorganic-nitrogen-DIN-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].

HELCOM, 2018e. Dissolved inorganic phosphorus (DIP). HELCOM core indicator report. Online. [01.03.2021], [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Dissolved-inorganic-phosphorus-DIP-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].

HELCOM, 2020a. HELCOM PRESSURE 12-2020. Document 3-6 Att2 Provisional values for the updated nutrient input ceilings.

HELCOM, 2020b. First draft of the updated BSAP, 78 p.

HELCOM, 2021. Compatibility of targets under different marine policies - Sufficiency of the EU WFD targets for individual rivers basins to achieve the BSAP goals, 35 p.

Hersbach et al. 2020 (<https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/qj.3803>)

Hofmeister, R., Burchard, H., and Beckers, J-M.: Non-uniform adaptive vertical grids for 3D numerical ocean models, *Ocean Modelling*, 33(1–2), 70–86, doi: 10.1016/j.ocemod.2009.12.003, 2010.

Janssen, F., Schrum, C. & Backhaus, J.O. 1999. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift* 51(Suppl 9): 5. <https://doi.org/10.1007/BF02933676>.

Järvekülg, A. 2001. Eesti jõed. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.

Kikas, V., Lips, U. 2016. Upwelling characteristics in the Gulf of Finland (Baltic Sea) as revealed by Ferrybox measurements in 2007-2013. *Ocean Science*, 12, 843–859. DOI: 10.5194/os-12-843-2016.

Liblik, T.; Lips, U. 2019. Stratification has strengthened in the Baltic Sea – an analysis of 35 years of observational data. *Frontiers in Earth Science*. DOI: 10.3389/feart.2019.00174.

Lips, U. 2005. Eesti rannikumere looduslikud tüübid ja veekvaliteedi klassid. *Eesti Mereakadeemia Toimetised*, 2, 62–74.

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. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.10.006.

Neumann, T., Fennel, W., Kremp, C.: Experimental simulations with an ecosystem model of the Baltic Sea: a nutrient load reduction experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (3). doi:10.1029/2001GB001450, 2002.

Pärn, J., Osjamets, M. ja Hunt, M., 2020. LIFE IP CleanEst projekti tegevus C10.1 veeuringud. *Seiretulemused*, 74 lk.

Simm, H. 1975. Eesti pinnavete hüdrokeemia. Tallinn: Valgus.

Sipp, K. 2015. Eesti vooluveekogude toitainete loodusliku taustakoormuse hindamine. Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikool, 80 lk.

Smagorinsky, J., 1963. General circulation experiment with the primitive equations. I. The basic experiment. *Mon. Weather Rev.* 91, 99–164.

Stoicescu, S.-T.; Lips, U.; Lips, I. (2018). Assessing the eutrophication status of Estonian marine waters. *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*, 11 (2), 62–74. DOI: 10.7868/S2073667318020053.

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

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.

US EPA, 2000. Nutrient Criteria. Technical Guidance Manual. Rivers and Streams, 152 lk.

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.

M. Winton, 2000: "A reformulated three-layer sea ice model", *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 17, 525-531

## LISA 1.

Eesti rannikumere veekogutüüpide R1 ja R3 seisundiklasside piiride esialgsed ettepanekud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse väärtuste järgi on tehtud arvestades jadal Narva jõgi – Soome lahe kaguosa – Soome lahe lääneosa – Soome lahe avaosa – Läänemere avaosa põhjabassein järgmisi klassipiire ja läviväärtusi. Narva jõe suudmeala (tüüp V4B) puhul on arvesse võetud hea-kesise klassipiir Nüld sisalduse alusel 0,7 mg/l ja käesolevas töös välja pakutud Püld sisalduse alusel 0,04 mg/l. Soome lahe avaosale ja Läänemere avaosa põhjabasseinile pakume välja ja arvestame teiste hindamisüksuste vastavate väärtustega paremini ühilduvad üldfosfori läviväärtusi, vastavalt 0,018 mg/l ja 0,015 mg/l, mida on vajalik HELCOM koostöö kaudu veel kokku leppida. Üldlämmastiku läviväärtused nimetatud avamere basseinides jääksid samaks, nagu praegu kehtivad läviväärtused.

Tabel L1. Eesti rannikumere veekogutüüpide R1 ja R5 seisundiklasside piiride esialgsed ettepanekud üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse väärtuste järgi (suveperioodi juuni-september võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised).

Veekogutüüp	Parameeter	Ühik	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R1 – Soome lahe kaguosa	Nüld	mg/l	0,23	0,28	0,35	0,71	1,07
	Püld	mg/l	0,014	0,017	0,021	0,043	0,064
R3 – Soome lahe lääneosa	Nüld	mg/l	0,19	0,23	0,29	0,59	0,88
	Püld	mg/l	0,013	0,015	0,019	0,039	0,058

Jadal Pärnu jõgi – Pärnu laht – Liivi lahe kirdeosa – Liivi lahe avaosa – Läänemere avaosa põhjabassein (Ida-Gotlandi bassein) on aluseks võetud Pärnu jõe suudmeala (tüüp V3B) hea-kesise klassipiir Nüld sisalduse alusel 3,0 mg/l ja Püld sisalduse alusel 0,08 mg/l. Esialgseks ettepanekuks on muuta Liivi lahe avaosa üldlämmastiku läviväärtust, mis oleks 0,33 mg/l ning Liivi lahe avaosa ja Läänemere avaosa põhjabasseini (sama Ida-Gotlandi basseinile) üldfosfori läviväärtused, mis oleksid vastavalt 0,020 mg/l ja 0,015 mg/l. Rannikuveekogumite tüüpide jaoks muutuksid vastavas esialgses ettepanekus ainult üldfosfori sisalduse klassipiirid Liivi lahe rannikuveekogumi tüübis (tabel L2).

Tabel L2. Eesti rannikumere veekogutüübi R6 seisundiklasside piiride esialgsed ettepanekud üldfosfori sisalduse väärtuste järgi (suveperioodi juuni-september võetud proovide analüüsitulemuste aritmeetilised keskmised).

Veekogutüüp	Parameeter (ühik)	ÖKS 1	Väga hea – Hea	Hea – Kesine	Kesine – Halb	Halb – Väga halb
R6 – Liivi laht (rannikuveetüüp)	Püld (mg/l)	0,013	0,016	0,020	0,041	0,061