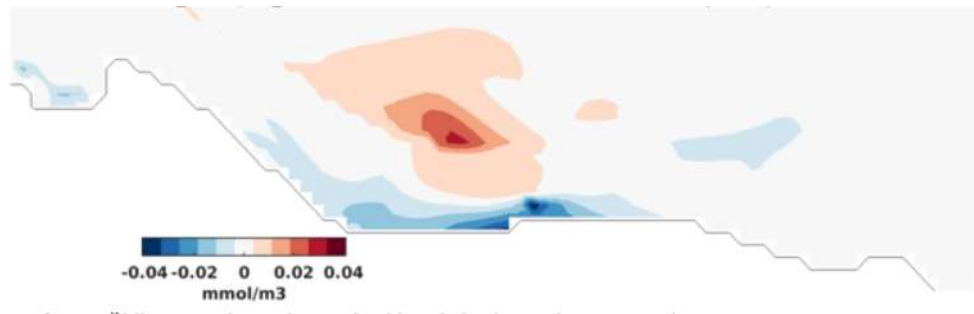


Tallinna Tehnikaülikool meresüsteemide instituut
Tartu Ülikool Eesti mereinstituut



Viru Keemia Grupp AS'i biotoodete tootmiskompleksi heitvee süvamereväljalasus mõju uuring

Projekti aruanne
Tellija: OÜ Hendrikson & Ko

Rivo Uiboupin
Ilja Maljutenko
Urmas Raudsepp
Jonne Kotta
Mari-Liis Kasemets

Tallinn 2023

Kokkuvõte

Käesolevas uuringus käsitleti Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi heitvee süvamerelasu kahte võimalikku asukohta (Joonis 1.1) - stsenaarium I (rannikulähedane 59.4575 °N, 27.2000 °E; sügavus: 13.2 m) ja stsenaarium II (avamerepoolne 59.4742 °N, 27.2000 °E; sügavus: 20.6 m). Rannikulähedases madalas meres on hoovuse kiirused suuremad kui rannikust eemal. Selle tulemusena kanduvad rannikulähedasemast süvalasust (stsenaarium I) merre kantavad saasteained piki rannikut üle suurema mereala kui avamerepoolsest süvalasust (stsenaarium II) merre kantavad saasteained. Mõlema heitvee süvamerelasu korral on kõrgemad saasteainete kontsentratsioonid umbes 5-m paksuses põhjalähedases kihis vahetult süvamerelasu asukoha lähedal. Avamerepoolse süvalasu korral segatakse vee pinnakihti vähem saasteaineid, sest süvamerelask jääb sügavamale kui suvine termokliin, mis pidurdab intensiivset vertikaalset segunemist.

Hinnangud anti heite korral, mis vastab parima võimaliku tehnikaga (PVT) lubatud maksimaalsele tasemele ehk suurimale võimalikule saastekoormusele. Saasteainete puhul, mida PVT järeldused ei reguleeri, lähtuti õigusaktidega määratud heite piirväärtustest (heitvee vastab piirväärtusele). Seega hinnati halvimat saastetsenaariumi.

Soome lahe kaguosa pinnaveekogumi keskkonnaseisund on praegu ebarahuldav, mis on tingitud Soome lahe merevee liiga suurtest toitainete kontsentratsioonidest. Sellel foonil ei avalda kavandatava Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi täiendav reostuskoormus selget mõju piirkonna toitainete sisaldusele ning mereelustiku indikaatorite näitajatele. Veelgi enam, me ei tuvastanud biotoodete tootmiskompleksi täiendava reostuskoormuse mõju ka Läänemere tegevuskava (BSAP) realiseerumise stsenaariumi korral. Peamised keskkondlikud riskid on seotud kahealuseliste fenoolide sattumisega merevette ning need riskid olid oluliselt (kolm korda) väiksemad rannikust eemal oleva süvamerelasu korral. Läbiviidud stsenaariumarvutused näitasid, et ka sellise keskkonnariski mõju piirkonna mereelustikule on marginaalne so. olulised kumulatiivsed mõjud, mis oleks seostatavad biotoodete tootmiskompleksi täiendava reostuskoormusega, puudusid.

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Kasutatud andmed ja meetodikad	5
2.1 Mudelid	5
2.2 Saasteainete koormused	7
2.3 Mudelite seaded	8
3. Tulemused	12
4. Heitveelasu asukohtade võrdlus	23
Kasutatud kirjandus	29
Lisad	31
Lisa 1 Kumulatiivne keskkonnamõjude hindamine	31
Saasteainete kontsentratsioonide lävendväärtused	31
Mõjumaatriks	31
Lisa 2 Pinnakihi kuukeskmiste maksimumid	33
Lisa 3 Integraalsed aegread	37

1. Sissejuhatus

Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi (BTT) põhitegevuseks on planeeritud tselluloosi, lahustuva tselluloosi, biokeemia, roheline energia ja bioväetiste tootmine, mis põhineb puidumassi keemilisel töötlemisel kaasaegse KRAFT-tehnoloogiaga. Tehase rajamiseks on vajalik ca 160 hektari suuruse pindalaga sobilik maa-ala. Alal paikneksid toorpuidu ja puiduhakke laoplatsid, tselluloosi ja biokeemia tootmiseks vajalikud tootmisüksused, elektri- ja soojusenergia koostootmisjaam, toorvee- ja reoveepuhasti. BTT projekteeritakse vastavalt parima võimaliku tehnika (PVT) nõuetele. Tootmiskompleks hakkaks järgima kõige rangemaid Euroopa Liidu keskkonnainimeste n-udeid nii õhu- kui veepuhastuse ja kasutuse osas.

Tootmiskompleksi kavandatud tselluloosi massi toodang on 500 000 ADt¹/a, millele vastav ööpäevane veetarbimine on ca 35 000 m³, aastane veetarbimine 12,5 mln m³/a. Tootmiseks vajaliku toorveena kavandatakse kasutada piirkonna kaevandustest pärinevat põhjavett. Tehniliselt on võimalik toorvett toota ka mereveest, kuid merevee kasutamist kaalutakse siis, kui kaevandustest väljapumbatava vee kasutamine tekitaks olulise keskkonnamõju. Tootmise käigus tekkiva reovee töötlemiseks rajatakse (eel)puhasti. Puhastatud heitvesi suunatakse süvamere kollektori kaudu Soome lahte. BTT alustab tööd eeldatavalt mitte enne 2027. aastat.

Meresuubla kollektori kavandamisega seoses on vajalik läbi viia uuring, mis hindaks täiendava reostuskoormuse mõjusid Narva-Kunda lahe rannikuveekogumile ja Narva lahe veekvaliteedi näitajatele - vee keemiale, hapniku tingimustele ja elustikule. Parima võimaliku tehnika (PVT) kohased heitmete tasemete vahemikud on sätestatud dokumendis: "Euroopa Komisjoni rakendusotsus 26. september 2014, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused puitmassi, paberi ja papi tootmiseks²". PVT-järeldused sätestavad heitmete tasemete vahemiku ning see, kas tuleks rakendada rangemaid või leebemaid nõudeid, sõltub ülejäänud keskkonningimustest. Antud juhul on määravaks Soome lahe keskkonnataluvus, kuna nii veemajanduskavadele kui ka HELCOM-i nõuetele vastavalt on seatud eesmärgiks toitainete reostuskoormuse üleüldine vähendamine. Saasteainete puhul, mida PVT järeldused ei reguleeri, tuleb lähtuda keskkonnaministri 08.11.2019 määruse nr 61 „Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteaine sisalduse piirväärtused“ nõuetest. Hinnangud anti BTT heitele, kui see vastaks PVT lubatud maksimaalsele tasemele kõikide saasteainete osas ehk suurimale võimalikule saastekoormusele. Saasteainete puhul, mida PVT järeldused ei reguleeri, lähtuti õigusaktidega määratud heite piirväärtustest (heide vastab piirväärtusele). BTT keskkonnamõju hindamisel tuleb arvestada koosmõju olemasoleva osaühingule JÄRVE BIOPUHASTUS kuuluva Kohtla-Järve regionaalse reoveepuhasti süvamereseluga (keskkonnaregistri kood HVL0440010³). Nõuded Kohtla-Järve süvameresel heitele on sätestatud keskkonnaloaga nr L.VV/325554.

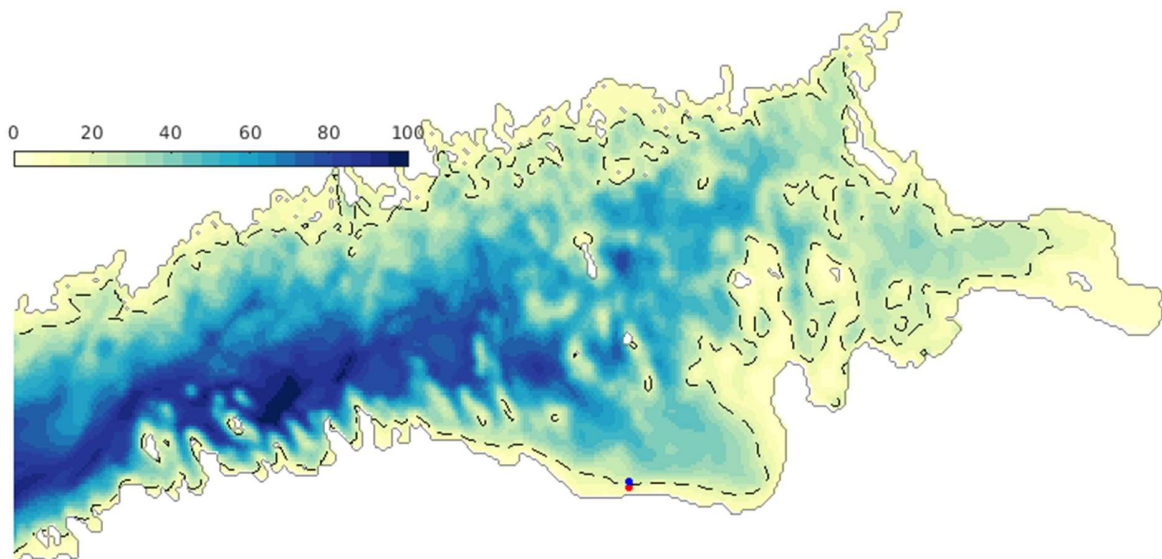
¹ ADt - õhukuiva tselluloosi tonnides (

² <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:32014D0687>

³ <https://register.keskkonnaportaal.ee/register/waste-water-source/8998449>

Hindamaks BTT väljalasust pärineva heitvee levikut Soome Lahes ja sellest tingitud keskkonnamõjusid teostatakse järgmised mudelarvutused 1-5 aastase perioodi kohta vastavalt järgnevatele stsenaariumidele:

- 1) Olemasolev olukord, kus merekeskkonda mõjutab ainult OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust pärinev heitvesi.
- 2) Stsenaarium I, olemasolev olukord koos kavandatava VKG BTT koormusega heitvee väljalasuga samast asukohast, kui praegune OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelask (Joonis 1.1), arvestades kõrgeimaid lubatud saasteainete kontsentratsioone.
- 3) Stsenaarium II, olemasolev olukord koos kavandatava VKG BTT koormusega heitvee väljalasuga erinevast asukohast, kui praegune OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelask (Joonis 1.1), arvestades kõrgeimaid lubatud saasteainete kontsentratsioone.



Joonis 1.1. Põhja-Eesti rannikumere modelleerimiseks kasutatud sügavusandmestik. Punane marker tähistab heitveelasu asukohta vastavalt stsenaariumile 1 ja sinine vastavalt stsenaarium 2. Must katkendlik joon tähistab 20 m samasügavusjoont.

2. Kasutatud andmed ja meetodid

2.1 Mudelid

GETM-ERGOM-markeri mudel numbriliste mudelite süsteem võimaldab surveteguritest lähtuvalt arvutada mere keskkonnaseisundi muutusi. Selleks, et oleks võimalik hinnata keskkonnaseisundi muutuste mõju ökosüsteemile, on kasutatud PlanWise4Blue rakendust.

GETM on numbriline hüdrodünaamika mudel, mis on ühendatud nii bio-geo-keemia (ERGOM) kui ka markeri (e. kontsentratsioon) mudeliga (Raudsepp et al., 2019, Maljutenko et al., 2021). Kasutades sisendina heitveelasust tulevaid otseseid koormusi võimaldab mudeli süsteem hinnata eutrofeerumisega seotud parameetrite seisundit ning heitvee ja raskemetallide levikut Eesti rannikumeres. Hüdrodünaamika mudeliga arvutatakse hoovused ning temperatuuri ja soolsuse ajalis-ruumilised mustrid Soome lahes arvestades muutlike ilmastikuolusid. Heitveelasust merre juhivate saasteainete leviku hindamiseks kasutatakse GETM mudeliga arvutatud hoovuseid koos markeri mudeliga. Merre juhitud üldlämmastiku ja -fosfori vood on sisendiks ERGOM mudelile, mis ühildatuna hüdrodünaamika mudeliga võimaldab arvutada üldlämmastiku ja -fosfori levikut ja biogeokeemilisi transformatsioone meres.

PlanWise4Blue rakendusse integreeritud andmemudel võimaldab hinnata erinevate inimtekkeliste survetegurite (olemasolevate survete või võimalike tulevikustsenaariumite) kumulatiivset keskkonnamõju Eesti mereala erinevatele loodusväärtustele. Portaali haldab Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut ja selle kasutamine on tasuta. PlanWise4Blue baseerub uudsel meetodikal, mille puhul kumulatiivsete mõjude hindamine lähtub parimast olemasolevast ökoloogilistest teadmistest ja kvantitatiivsetest alusandmetest (Kotta et al., 2020). Kumulatiivsete keskkonnamõjude hindamise veebirakendus kasutab sisendina järgmisi komponente:

1. Loodusväärtuste sisendina kasutatakse merestrategie raamdirektiivi ja loodusdirektiivi valitud tunnuste indikaatoreid või nendega seotud loodusväärtuste modelleeritud andmekihte (Tabel 2.1). Üldjuhul uuendatakse portaali loodusväärtuste andmeid aastase intervalliga (viimati uuendati 1. novembril 2022). Osade liikide seire ja ruumilise modelleerimisega Eesti Mereinstituut ei tegele (nt. merelinnud ja -imetajad) ning selliste loodusväärtuste puhul uuendatakse rakenduse andmekihte peale seda, kui vastavad uued uuringud on avalikkusele kättesaadavaks tehtud. Sellist andmete uuendamise intervalli võib siiski lugeda piisavaks, kuna rakenduses kasutatud loodusväärtuste indikaatorite ajaline muutlikkus ei ole suur.
2. Inimmõju sisendina kasutatakse tänapäevaste inimsurve intensiivsuste kaardikihte (TTÜ Meresüsteemide Instituut, 2016; <https://mereala.hendrikson.ee/kaardirakendus.html>) või tulevikku planeeritud inimtegevusi.
3. Teadmised erinevate inimtegevuste sh. toitainete ja ohtlike ainete koormusega seotud keskkonnamõjude kohta on kokku koondatud mõjumaatriksisse. Mõjumaatriksis olevad väärtused lähtuvad teaduskirjanduses publitseeritud ja/või andmebaasidest arvutatavatest kvantitatiivsetest alusteadmistest erinevate survetegurite ja loodusväärtuste vahelistest põhjustagajärg seostest. Sellest tulenevalt kirjeldab mõjumaatriks numbriliselt erinevate ohutegurite eraldi- ja koosmõju määra erinevatele loodusväärtustele.
4. Arvutuseeskiri prognoosib erinevate inimtegevuste (survete kombinatsiooni) kumulatiivset mõju ning selliste mõjuhinnangute usaldusväärsust (95% usaldusnivoona) mereruumis.

Tabel 2.1. PlanWise4Blue keskkonda integreeritud loodusväärtuste kaardikihid.

PlanWise4Blue indikaator	Seotud merestrateegia raamdirektiivi indikaator
Mereimetajad (lesilate ruumiline paiknemine)	Hallhülge (D1C2.1) ja viigerhülge (D1C2.2) arvukus; D1C4.1 – D1C4.2 Hallhülge ja viigerhülge levikumustrid
Bentosetoidulised linnud (liikide summeeritud esinemistõenäosus)	D1C2.3 – Veelindude arvukus pesitsusperioodil
Kalatoidulised linnud (liikide summaarsed asustustihedused km ² kohta)	D1C2.3 – Veelindude arvukus pesitsusperioodil
Lindude rändeteed (võtmetähtsusega rändekoridorid)	MSRD indikaator puudub
Lindude talvitumisalad (talvituvate liikide summaarsed asustustihedused km ² kohta)	D1C2.4 – Talvituvate veelindude arvukus
Räime koelmualad (esinemistõenäosus)	D4C1.1 – Kalakoosluse troofsus; D4C2.3 – Troofiliste gildide vaheline tasakaal
Koha koelmualad (esinemistõenäosus)	D4C1.1 – Kalakoosluse troofsus; D4C2.2 – Röövkalade CPUe; D4C2.3 – Troofiliste gildide vaheline tasakaal
Merisiia koelmualad (esinemistõenäosus)	D4C1.1 – Kalakoosluse troofsus; D4C2.3 – Troofiliste gildide vaheline tasakaal
Mändvetikate elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.3 – Elupaigatüübi liivamadalad seisund
Põisadru elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.1 – Elupaigatüübi karid seisund
Agariku elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.1 – Elupaigatüübi karid seisund
Kõrgemate taimede elupaigad (esinemistõenäosus; ei sisalda meriheina)	D6C5.3 – Elupaigatüübi liivamadalad seisund
Meriheina elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.3 – Elupaigatüübi liivamadalad seisund
Filtreerijate karpide elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.1 – Elupaigatüübi karid seisund
Settes elavate merekarpide elupaigad (esinemistõenäosus)	D6C5.3 – Elupaigatüübi liivamadalad seisund
Loodusdirektiivi elupaigatüübid – liivamadalad	D6C5.3 – Elupaigatüübi liivamadalad seisund
Loodusdirektiivi elupaigatüübid – mudased ja liivased laugmadalikud	D6C5.2 – Elupaigatüübi laugmadalikud seisund
Loodusdirektiivi elupaigatüübid – karid	D6C5.1 – Elupaigatüübi karid seisund

Käesolevaks hetkeks (1. november 2022) on PlanWise4Blue rakendusse koondatud 10 422 kvantitatiivset kirjet selle kohta, kuidas erinevad inimsurved avaldavad Läänemere regioonis mõju erinevatele loodusväärtustele. Mõjumaatriksisse kogutud teadmistepagas sisaldab suuremat osa piirkondlikest vaatlustest ja eksperimentaaluuringutest ning võimaldab numbriliselt prognoosida erinevate inimtegevuste keskkonnamõju, lähtudes seejuures kõige parematest teadmistest. Veelgi enam, antud lähenemine võimaldab esmakordselt ka erinevate survete kombineerumist so. survete interaktiivsete mõjude prognoosimist (Depellegrin et al., 2021). Mõjumaatriksit kaasajastatakse operatiivselt, mis võimaldab arvutusalgortimides arvestada värske teadmistega survetegurite ja loodusväärtuste vastastikmõjudest (Kotta et al., 2020).

Vastavalt PlanWise4Blue metoodikale (Kotta et al., 2020) avalduvad olulised keskkonnamõjud vaid seal, kus saasteainete sisaldus ületab elustiku jaoks kriitilist piirmäära (so. saasteainetest oluliselt mõjutatud merealadel), kuid keskkonnamõju määra defineerib mõjumaatriks ning loodusväärtuste ruumiline paiknemine uurimisalal.

Kokkuvõtvalt seob väljatöötatud PlanWise4Blue metoodika üheks tervikuks olemasoleva olukorra (s.o modelleeritud loodusväärtuste andmekihid), inimtegevuse (hetkel mõjuvad ja tulevikus planeeritavad) ning väljatöötatud arvutusalgortimid (s.o teadmised, kuidas erinevad inimkasutused ja kasutuste intensiivsus potentsiaalselt mõjuvad erinevatele loodusväärtustele konkreetses merepiirkonnas). Selline kompleksmudelil põhinev rakendus võimaldab ökosüsteemselt hinnata survetegurite kumulatiivset keskkonnamõju, kasutatud on kogu olemasolev alusandmestik ja –teadmine ning võimalik on hinnata kõikide mõjuhinnangute määramatust/usaldusväärsust.

2.2 Saasteainete koormused

Tootmiskompleksi kavandatud tselluloosi massi toodang on 500 000 ADt/a. PVT-le vastav aasta keskmine heitveevoog heitvee väljajuhtimispunktis pärast heitveepuhastust on 25 m³/ADt, mis annab aastaseks heitveekoguseks 12,5 Mm³/a. Merre suubuva heitvee temperatuur on tõenäoliselt vahemikus 20-30 °C.

Heitveega suublasse juhitud saasteainete prognoositavad sisaldused on esitatud Tabelis 2.2. Heitvee kvaliteedi muutuste prognoosimise osas saab toetuda PVT viitedokumendile, mille kohaselt võib KHT keskmine päevane heitkogus olla 70% kõrgem aasta keskmisest väärtusest. Teiste saasteainete kohta viitedokumendis teavet küll esitatud pole, kuid põhimõtteliselt saab sama varieeruvust kasutada ka teiste saasteainete puhul, v.a. raskmetallid.

Osaühingu JÄRVE BIOPUHASTUS Kohtla-Järve süvamerelasu andmed perioodi 2019-2021 kohta on avalikult leitavad KOTKASE andmebaasist⁴ (Tabel 2.2).

Tootmisprotsessis tekkivad ja merre juhitud saasteained võib kõige üldisemalt jagada metallideks ja nende ühenditeks ning orgaanilisteks aineteks ja neid iseloomustavateks indikaatoriteks. Metallid kuuluvad levinumate keskkonna saasteainete hulka ning nende kõrge kontsentratsioonid vees mõjuvad

⁴ KOTKAS aastaaruannete register: https://kotkas.envir.ee/annual_reports_registry

laastavalt nii floorale, faunale kui inimese tervisele. Lahustunud metallide ja nende ühendite kontsentratsioon väheneb merevette sattudes põhiliselt flokulatsioon ja vees leiduvatele tahketele osakestele adsorbeerumise teel, mille tulemusena sadenevad need veesambast välja ning akumuleeruvad setetes. Flokulatsioon toimub magevee ja soolase merevee segunemisel, kus lahustunud metallid ja nende ühendid moodustavad kolloidosakesi (Farajnejad et al., 2017).

Lahustunud metallide ja nende ühendite mereveest välja settimise modelleerimiseks on kasutatud põhiliselt infot flokulatsiooni kohta ning selle puudumisel infot metalli sisalduse kohta heljumis. Juhul, kui saasteaine kohta oli avaldatud mitu uuringut, siis on kasutatud konservatiivsest printsibist lähtudes madalaimat flokulatsiooni määra. Orgaanilistest ühenditest on kõige olulisemad üldfosfor ja üldlämmastik, mis on kõige olulisemad mere eutrofeerumist iseloomustavad tegurid. Üldfosfori ja lämmastiku ringluse kirjeldamiseks merevees on kasutatud biogeokeemia mudelit ERGOM. Ka sulfaatide ringluse modelleerimiseks kasutatakse ERGOM mudelit. Teiste orgaaniliste ühendite leviku ja ringluse kirjeldamiseks kasutatakse GETM mudeli koos markeri leviku mudeliga, kuhu on lisatud vastava ühendi lagunemine sõltuvalt lagunemiskiirusest (Tabel 2.2).

2.3 Mudelite seaded

Käesoleva uuringu kontekstis kasutasime survegurina Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi süvamerelasust lähtuvate saasteainete modelleeritud levikut Narva-Kunda lahes. Süvamerelasu jaoks kaaluti kahte asukohta (Joonis 1.1) - stsenaarium I (rannikulähedane) ja stsenaarium II (avamerepoolne). Füüsikaliselt vastab rannikulähedane asukoht (stsenaarium I; 59.4575 °N, 27.2000 °E; sügavus: 13.2 m) olukorrale, kus on tugevad hoovused ning vertikaalset veekihi stratifikatsiooni aastaringselt ei esine. Avamerepoolses asukohas (stsenaarium II; 59.4742 °N, 27.2000 °E; sügavus: 20.6 m) on hoovuse kiirused väiksemad ning suvel eksisteerib tugev termokliin. Keskkonnamõju hindamise esimeses etapis valmisid iga uuritud stsenaariumi kohta saasteainetest oluliselt mõjutatud merealade kaardid, mille tegemiseks kasutasime GETM-ERGOM-markeri mudel numbriliste mudelite süsteemi.

GETM-ERGOM-markeri mudel numbriliste mudelite süsteemiga kaetud ala on näidatud joonisel 2.1. Mudeli horisontaalseks võrgusammuks on põhja-lõuna suunas 0,5 meremiili, ehk ligikaudu 900 m. Vertikaalne arvutusvõrk on jaotatud 30 kihiks, mille vertikaalne samm on ligikaudu 1 m. Sügavusandmestik on interpoleeritud EMODNET sügavusandmestikust ning silutud libiseva keskmise filtriga üle 3x3 võrgupesa (Jakobsson et al., 2019). Reostuse hajuvusarvutuse perioodiks, mis hõlmab tervet 2015 aastat, on mudeli meteoroloogia võetud TalTech BaltAn reanalüüsi andmebaasist (Luhamaa et al., 2011). Mudeli avatud radadel, mis on defineeritud piki 22.7 °E pikkuskraadi, on sisendiks veetaseme, sooluse ja temperatuuri andmed, mis pärinevad Copernicus'e Läänemere 2-meremiilisest järel-analüüsist, kuhu on assimileeritud vaatlusandmeid (CMEMS BALTICSEA_REANALYSIS_PHY_003_011, 2022). Suurtemate jõgede vooluhulkadena ning toitainete koormustena on kasutatud jõgede sesoonset klimatoloogiat ehk pikaajaseid (2005–2012) keskmisi vooluhulki ja koormusi (Friedland et al. 2021 , MeMe projekt).

Tabel 2.2. Planeeritava VKG BTT heitveelasu koormuste, OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasu koormuste, saasteainete lagunemise ja settimise kiiruste ning metallide flokulatsiooni osakaalude väärtused

Saasteaine	Koormus (t/a)		Protsessid		Flokulatsioon ** [%]	Viide
	olemasolev*	planeeritav	Lagunemine (1/päev)	Settimine (m/päev)		
Keemiline hapnikutarve (KHT)	544.7	10545	-0.06	0	-	-
Biokeemiline hapnikutarve BHT7	59.4	1622	-0.6273	0	-	-
Adsorbeeritavad halogeenitud orgaanilised ühendid (AOX)		1000	-0.0024	0	-	-
Heljum (HA)	69.3	669.3	0	4.5	-	-
Naftasaadused		12.5	-0.005	0	-	-
Ühealuselised fenoolid	0.066	1.32	-0.112	0	-	-
Kahealuselised fenoolid	0.1981	188	-0.029	0	-	-
Kloriidid	2000	5125	0	0	-	-
Sulfaadid	1808	14308	BGC		-	-
Üldfosfor (Püld)	1.3866	16.4	BGC		-	-
Üldlämmastik (Nüld)	39.618	164.6	BGC		-	-
Metallid ja nendeühendid						
Kaadmium	0.0099	0.0724		0.23	5	Sholkovitz, 1978
Elavhõbe	0.0001	0.0126		2.48	55	Saniewska, 2019
Nikkel	0.027	0.452		1.22	27	Farajnejad, Karbassi & Heidari, 2017
Plii	0.0092	0.1842		2.14	47.6	Farajnejad, Karbassi & Heidari, 2017
Arseen	0.0198	0.1448		0.00	0	-

Saasteaine	Koormus (t/a)		Protsessid		Flokulatsioon ** [%]	Viide
	olemasolev*	planeeritav	Lagunemine (1/päev)	Settimine (m/päev)		
Baarium	1.5	2.75		0.00	0	Savenko, Brekhovskikh, Pokrovskii, 2014
Kroom	0.0066	0.6316		3.00	66.6	Chenar et. al, 2013
Tina		0.0375		4.28	95	Gil-Díaz et. al, 2020
Tsink		0.625		2.67	59.3	Farajnejad, Karbassi & Heidari, 2017
Vask	0.0297	0.4677		1.31	29.2	Farajnejad, Karbassi & Heidari, 2017
Alumiinium		2.125		0.90	20	Sholkovitz, 1978
Boor		0.65		2.25	50	Brunskill, Zagorskis, Pfitzner, 2003
Raud		9.75		3.33	74	Savenko, Brekhovskikh, Pokrovskii, 2014
Mangaan		35		1.69	37.5	Farajnejad, Karbassi & Heidari, 2017
Antimon		0.022		0.00	0	Filella, Belzileb, Chen, 2002
*olemasolev	Olemasolev koormus on OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasu koormus					
BGC	Bio-geo-keemia					
**Flokulatsioon	fraktsioon, mis seostub settiva heljumiga					

Saasteainete kaartidena on maksimaalsed kuu keskmiste kontsentratsioonide väärtused igas mudeli pinnakihi punktis (Lisa 2). Saasteainetest oluliselt mõjutatud merealade kaardid on sisendandmeteks keskkonnamõju hindamise teises etapis, et kvantitatiivselt määratleda saasteainete kumulatiivset mõju erinevatele loodusväärtustele.

Selleks, et prognoosida inimtegevuse surve (või survete kombinatsiooni) kumulatiivseid keskkonnamõjusid kasutasime järgmist arvutus algoritmi:

1. Kumulatiivsete keskkonnamõjude hindamisel määratlesime, millistes ruumipunktides inimtegevuse surved esinevad (piirdudes vaid saasteainetest oluliselt mõjutatud merealadega (Lisa 1)).
2. Seejärel leidsime kõikide nende oluliselt mõjutatud ruumipunktide kohta uuritud loodusväärtuste indikaatorite väärtused (N_i).
3. Järgnevalt otsisime mõjumaatriksist (Lisa 1) välja eelpoolkirjeldatud päringu käigus leitud kõikide inimtegevuste survete ja loodusväärtuste kombinatsioonide mõjumäärad (so. kui suurel määral uurimisalal esinevad erinevad inimsurved mõjutavad uurimisalal esinevatele loodusväärtustele), (es):
 $es = exp(Es)$.
4. Inimtegevuste survete kumulatiivne keskkonnamõju (CI) erinevatele loodusväärtustele (i) arvutati järgnevalt:
 $CI_i = es \times N_i$.

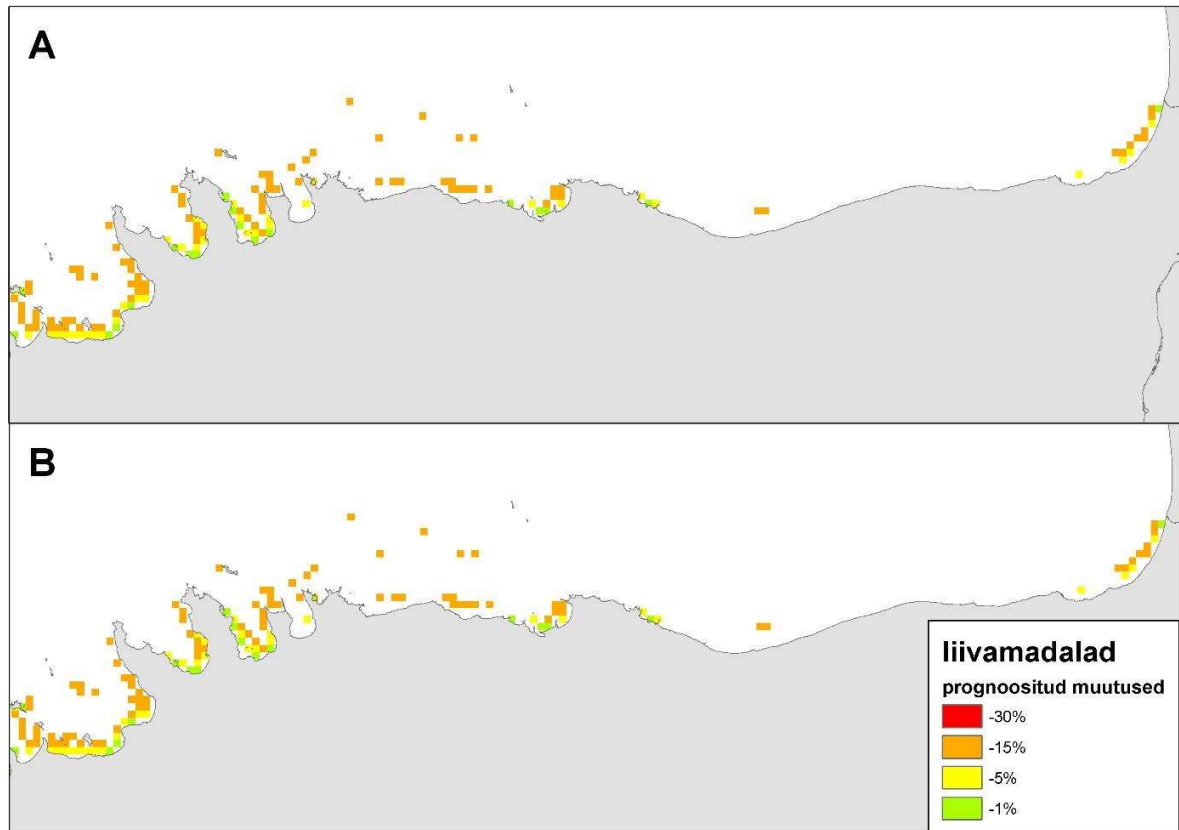
Kuna inimsurve kumulatiivsed keskkonnamõjud sõltuvad oluliselt taustatingimustest, siis jooksutasime lisaks läbi ka olemasoleva olukorra ja stsenaariumid I ning II, mille korral võeti arvesse toitainete koormuste vähenemised Soome lahte vastavad Läänemere tegevuskavale (BSAP, <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/>). Sellised stsenaariumid võimaldavad hinnata Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi süvamerelasu keskkonnamõju lähiaastatel realiseeruva tulevikustsenaariumi korral.

3. Tulemused

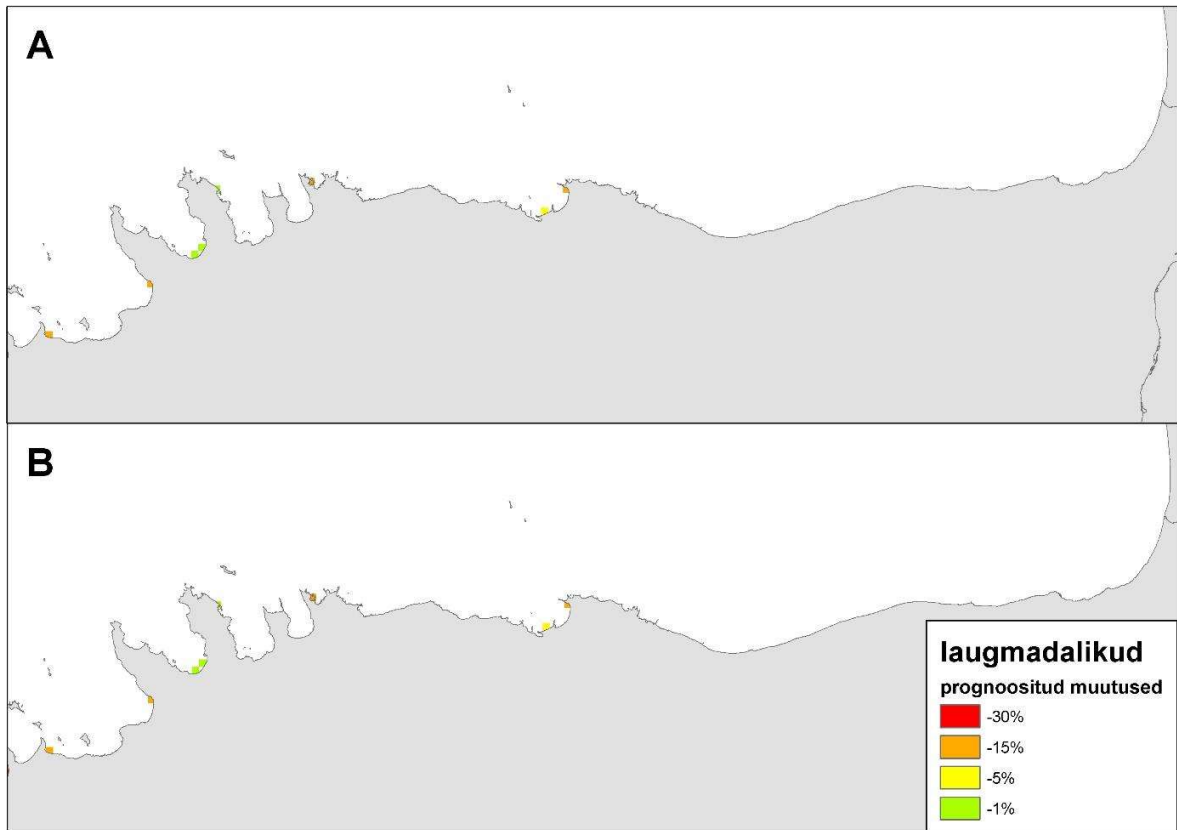
PlanWise4Blue rakendusega läbiviidud keskkonnamõju analüüs näitas seda, et Viru Keemia Grupi AS biotoodete tootmiskompleksi süvamerelasust lähtuv saasteainete koormus ei põhjusta enamike ohtlike ainete osas olukorda, kus nende sisaldus merevees ja -settes ületab elustiku jaoks kriitilist mittetalutavat määra. Soome lahe kaguosa pinnaveekogum ei ole praegu oma füüsikalise-keemiliste üldtingimuste kvaliteedinäitajate osas heas seisundis ning kõikjal ületab üldämmastiku ja -fosfori sisaldus kriitilise piirmäära so. kõikides uurimisala ruumpiirkondades on toitainete kontsentratsioonid elustiku jaoks liiga kõrged. See olukord ei muutu ka Läänemere tegevuskava (BSAP) realiseerumisel so. toitainete kontsentratsioonid ületavad endiselt kogu uurimisalal piirnorme. Siit tulenevalt ei kujuta Viru Keemia Grupi biotoodete tehast lisanduv toitainete koormus täiendavat keskkonnariski, kuna muutused olemasoleva olukorra ja Läänemere tegevuskava tulevikustsenaariumi taustal puuduvad.

Samuti ei täheldanud me teiste saasteainete osas, mis Viru Keemia Grupi biotoodete tehast merre suunatakse, olukordi, kus nende kontsentratsioonid oleks ületanud etteantud piirnorme. Ainukese erandi moodustasid kahealuselised fenoolid. Stsenaariumi I korral (kavandatud koormus väljutatakse OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasu kaudu tänapäevase ja BSAP tingimuste juures) suurenes uurimisalal kahealuseliste fenoolide kontsentratsioon oluliselt ning see näitaja ületas kriitilist piirmäära 3 protsendil uurimisalast. Stsenaariumi II korral (kavandatud koormus väljutatakse uuest süvamerelasust) kahealuseliste fenoolide osas kriitiliselt mõjutatud mereala pindala uurimisalal vähenes 1 protsendini. Siit tulenevalt on ka uue süvamerelasu keskkonnariskid väiksemad.

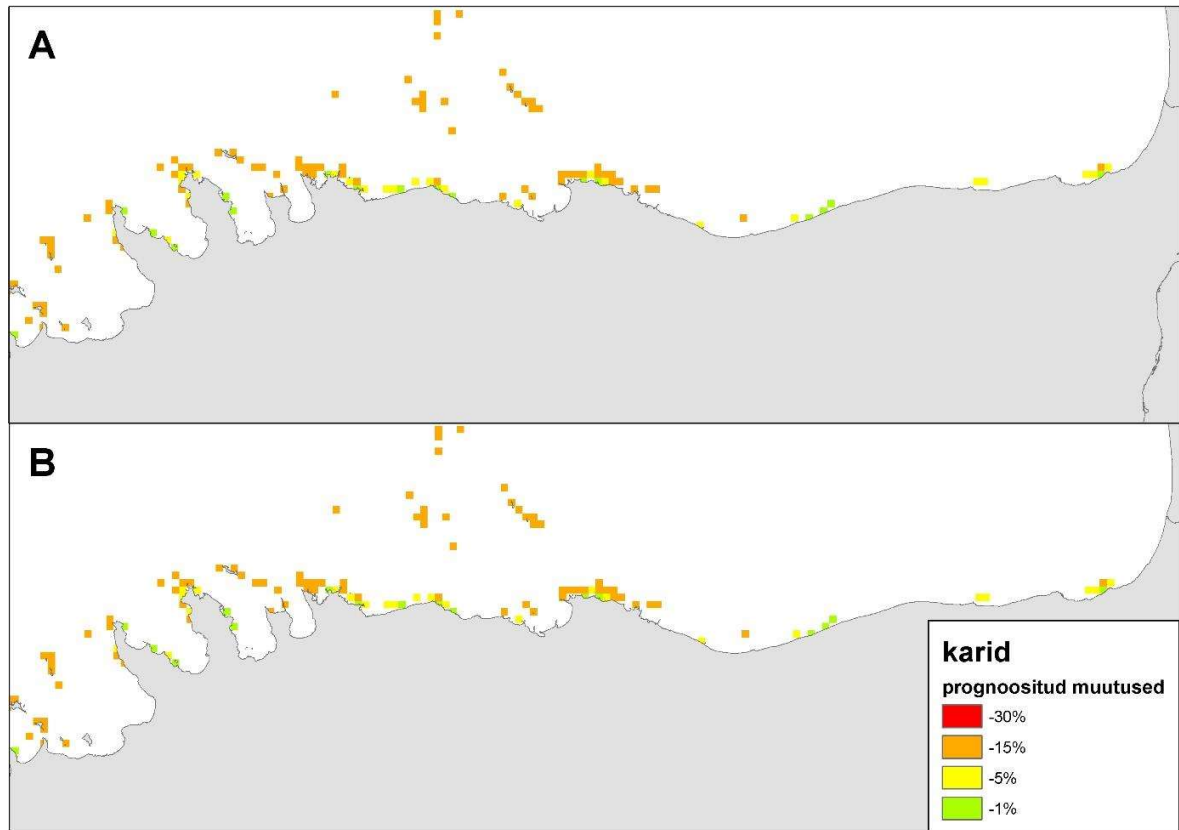
Vaatamata sellele, et kahealuseliste fenoolide sisaldus ületas (sõltuvalt valitud stsenaariumist) 1–3% uurimisalal kriitilist piirmäära, ei avaldunud sellised muutused loodusväärtuste indikaatorite väärtustes (Joonis 3.1 - 3.10). Olemasolev olukord (liiga kõrged toitainete sisaldused merevees) on juba mereelustikku sellisel määral ümber kujundanud, et lisandunud surved ei põhjusta mereelustikule mõõdetavat keskkonnamõju. Allpool joonistel on võrreldud olemasoleva olukorra ja sellele lisanduva täiendava reostuskoormuse (stsenaarium I korral olemasolevast süvalasust väljutatud lisakoormuste) kumulatiivset keskkonnamõju erinevate loodusväärtuste indikaatoritele. Me ei esitanud jooniseid nende loodusväärtuste indikaatorite kohta, mis uurimisalal puudusid ja/või mille puhul ei tuvastatud ühegi stsenaariumi osas olulist keskkonnamõju. Kuna stsenaariumi II prognoosid ei erine stsenaariumi I prognoosidest, siis nende mudelarvutuste tulemusi me samuti käesolevasse aruandesse ei lisanud.



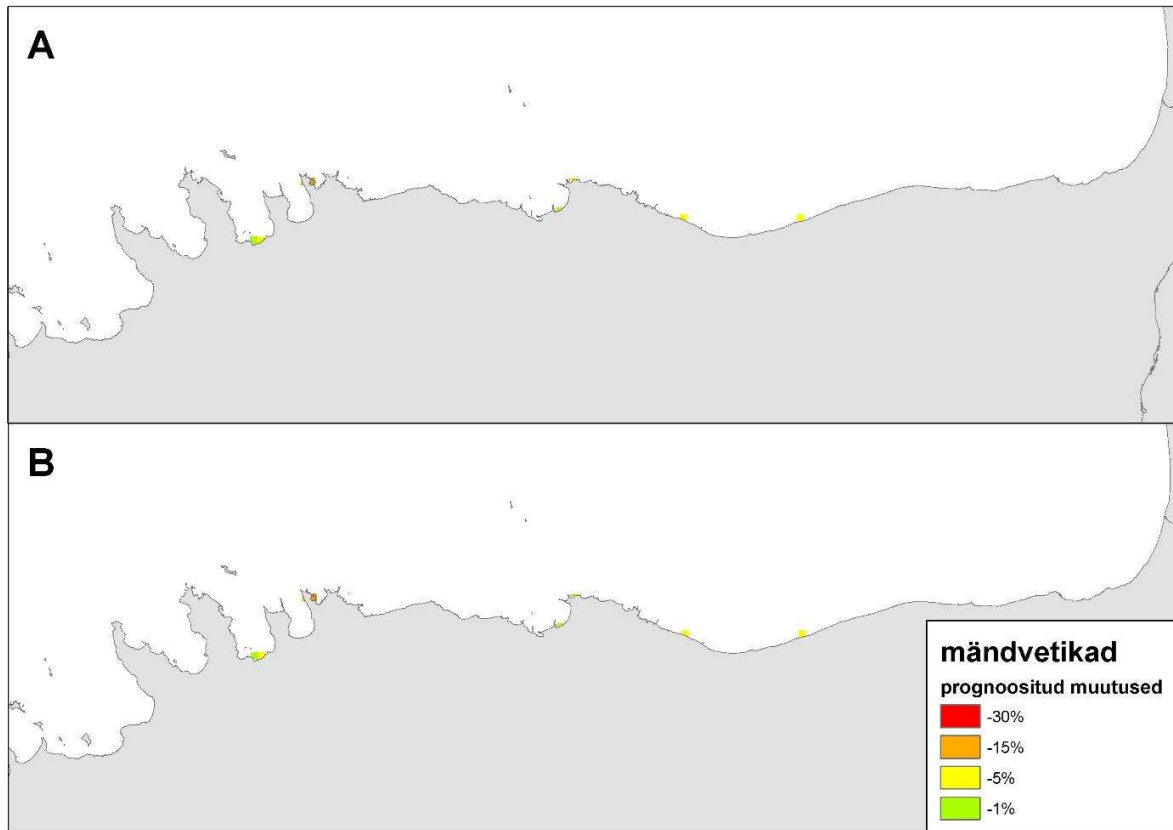
Joonis 3.1. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju mereveega ülejutatud liivamadalatele (loodusdirektiivi lisa 1 kood 1110). Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda liivamadalatele negatiivset keskkonnamõju.



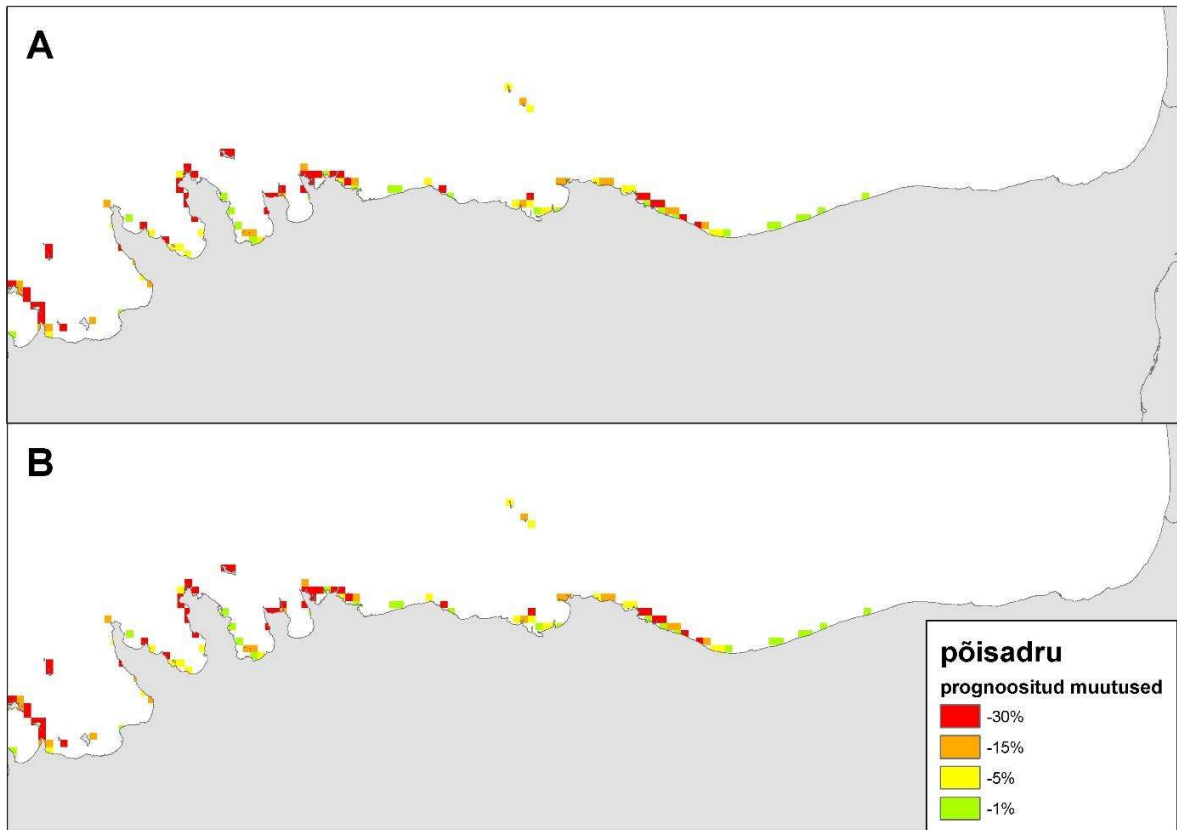
Joonis 3.2. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju mõõnaga paljanduvatele mudastele ja liivastele laugmadalikele (loodusdirektiivi lisa 1 kood 1140). Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda laugmadalikele negatiivset keskkonnamõju.



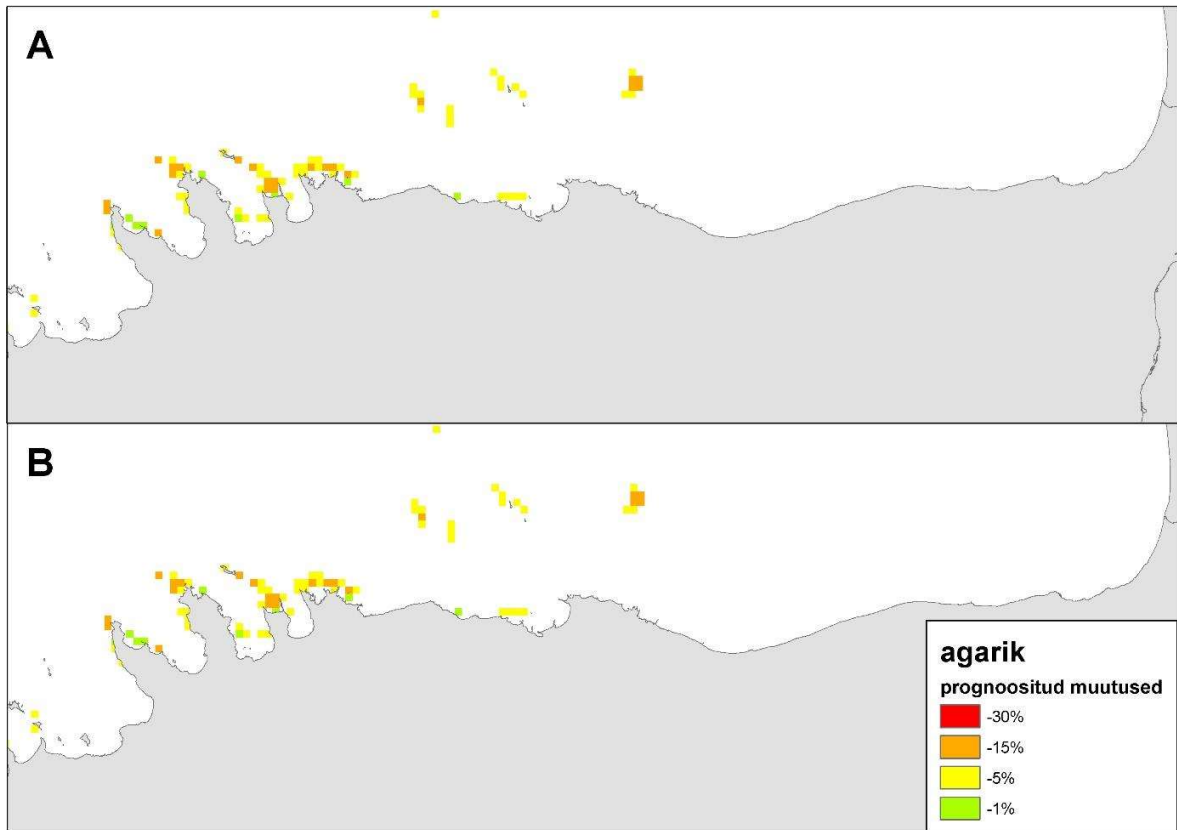
Joonis 3.3. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju karidele (loodusdirektiivi lisa 1 kood 1170). Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda karidele negatiivset keskkonnamõju.



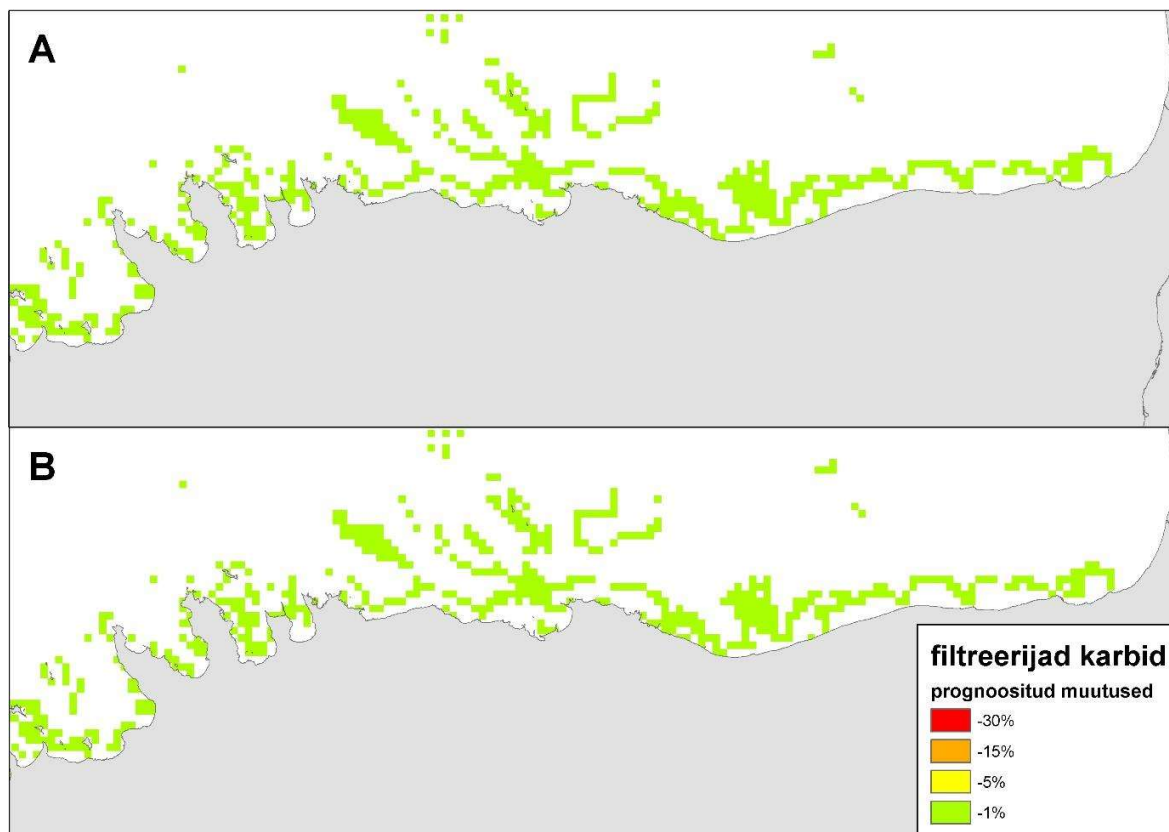
Joonis 3.4. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju mändvetikate elupaigale. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda mändvetika kooslustele negatiivset keskkonnamõju.



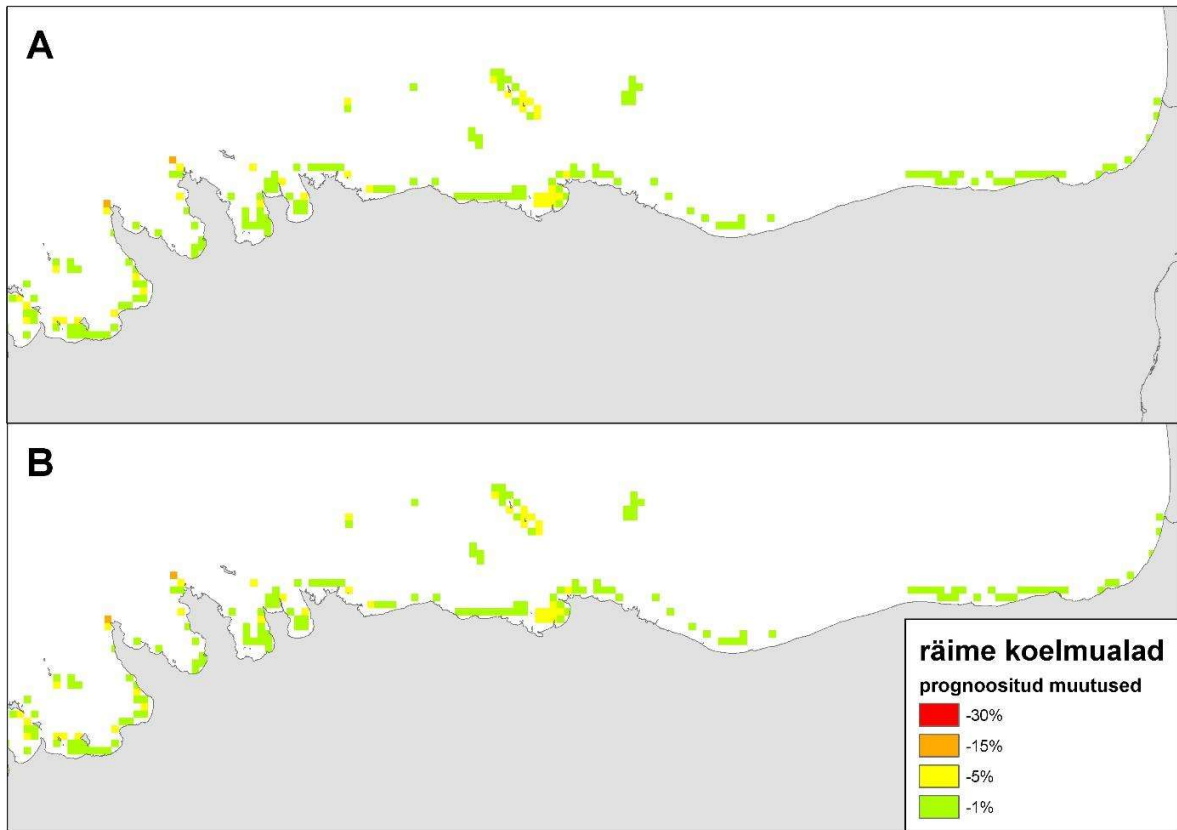
Joonis 3.5. Olemasoleva olukorra (**A**) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (**B**) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju põisadru elupaigale. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda põisadru kooslustele negatiivset keskkonnamõju.



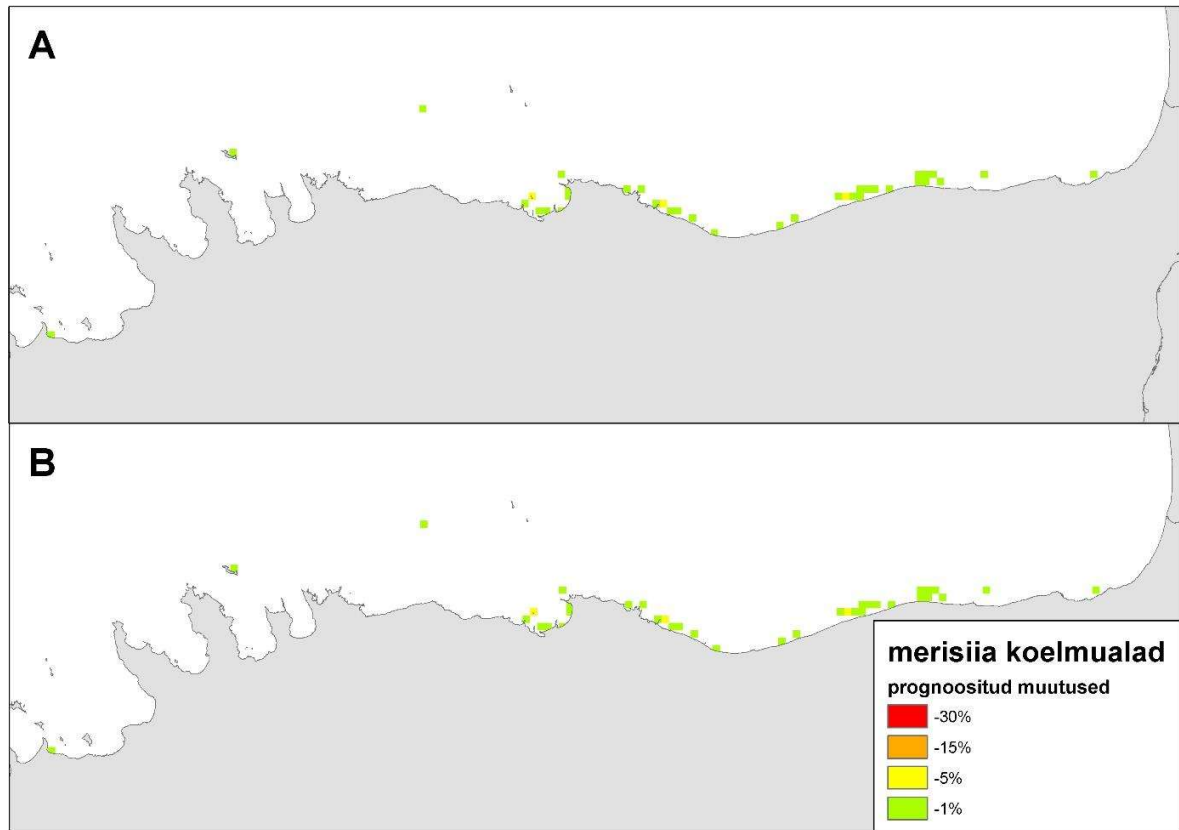
Joonis 3.6. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju agariku elupaigale. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda agariku kooslustele negatiivset keskkonnamõju.



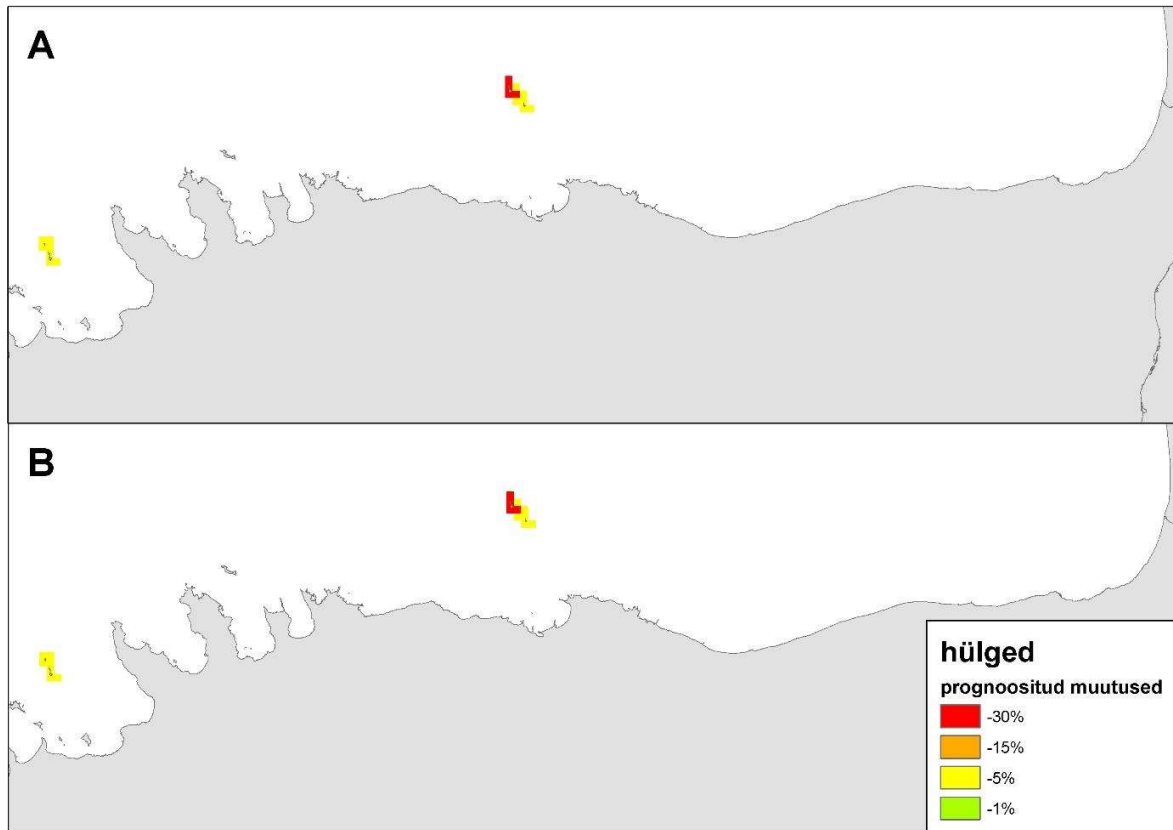
Joonis 3.7. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju filtreerijate karpide elupaigale. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. elupaiga lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda filtreerijatele karpidele negatiivset keskkonnamõju.



Joonis 3.8. Olemasoleva olukorra (**A**) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (**B**) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju räime koelmualadele. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. koelmualade lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda räime koelmualadele negatiivset keskkonnamõju.



Joonis 3.9. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju merisiia koelmualadele. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. koelmualade lokaalset pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda merisiia koelmualadele negatiivset keskkonnamõju.



Joonis 3.10. Olemasoleva olukorra (A) ja sellele lisanduva Viru Keemia Grupp AS biotoodete tootmiskompleksi kollektori kaudu merre suunatud täiendava reostuskoormuse (B) prognoositud kumulatiivne keskkonnamõju mereimetajatele. Saasteainete koormus väljub OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamerelasust. Värvikood näitab reostuskoormuse prognoositavat keskkonnamõju so. hüljeste lesilate pindala vähenemist erinevates merepiirkondades (protsentides). Uuritud stsenaariumid olid samasuguse keskkonnamõjuga, millest võib järeldada, et süvamerelasust lähtuv täiendav saasteainete koormus ei avalda hüljestele negatiivset keskkonnamõju.

4. Heitveelasu asukohtade võrdlus

BTT mõju loodusväärtustele hindamise korral on arvesse võetud reostuskoormused (Tabel 2.2), loodusväärtused (Tabel 2.1) ja Soome lahe üldine keskkonnaseisund. Reostuskoormused avalduvad läbi saasteainete ajalis-ruumilise jaotuse. Samuti on loodusväärtused ruumiliselt jaotunud ebaühtlaselt. Seega, kui saasteainete suured kontsentratsioonid on piirkonnas, kus loodusväärtusi praktiliselt ei esine, siis negatiivne mõju loodusväärtustele puudub. Samas ei saa öelda, et saasteainete kogus vees või setetes oleks väike.

Arvestades Soome lahe üldist kõrget eutrofeerumise taset, on BTT heitvee kaudu merre juhitud üldfosfori ja üldlämmastiku koormused kaduvvääikesed (Tabel 2.2). BTT heitvee üldlämmastiku ja üldfosfori koormused on NT=165 t/a ja NP=16 t/a. Soome lahe üldlämmastiku ja -fosfori koormused olid 2018 aastal vastavalt NT=108 kt/a ja NP=3.2 kt/a (HELCOM, 2022). Kuna BTT koormus moodustab vähem kui 1% kogu Soome lahe üldlämmastiku ja -fosfori koormusest, siis on mõistetav, et BTT koormus ei mõjuta Soome lahe eutrofeerumist ei praeguste tingimuste korral ega ka siis, kui rakendub Läänemere BSAP. Heitveelasu vahetus läheduses, Narva lahe - Kunda lahe piirkonnas, on samuti biogeokeemiliste parameetrite väärtuste muutused umbes 0.1% vastavate parameetrite taustaväärtustest (Joonis 4.1; Lisa 2).

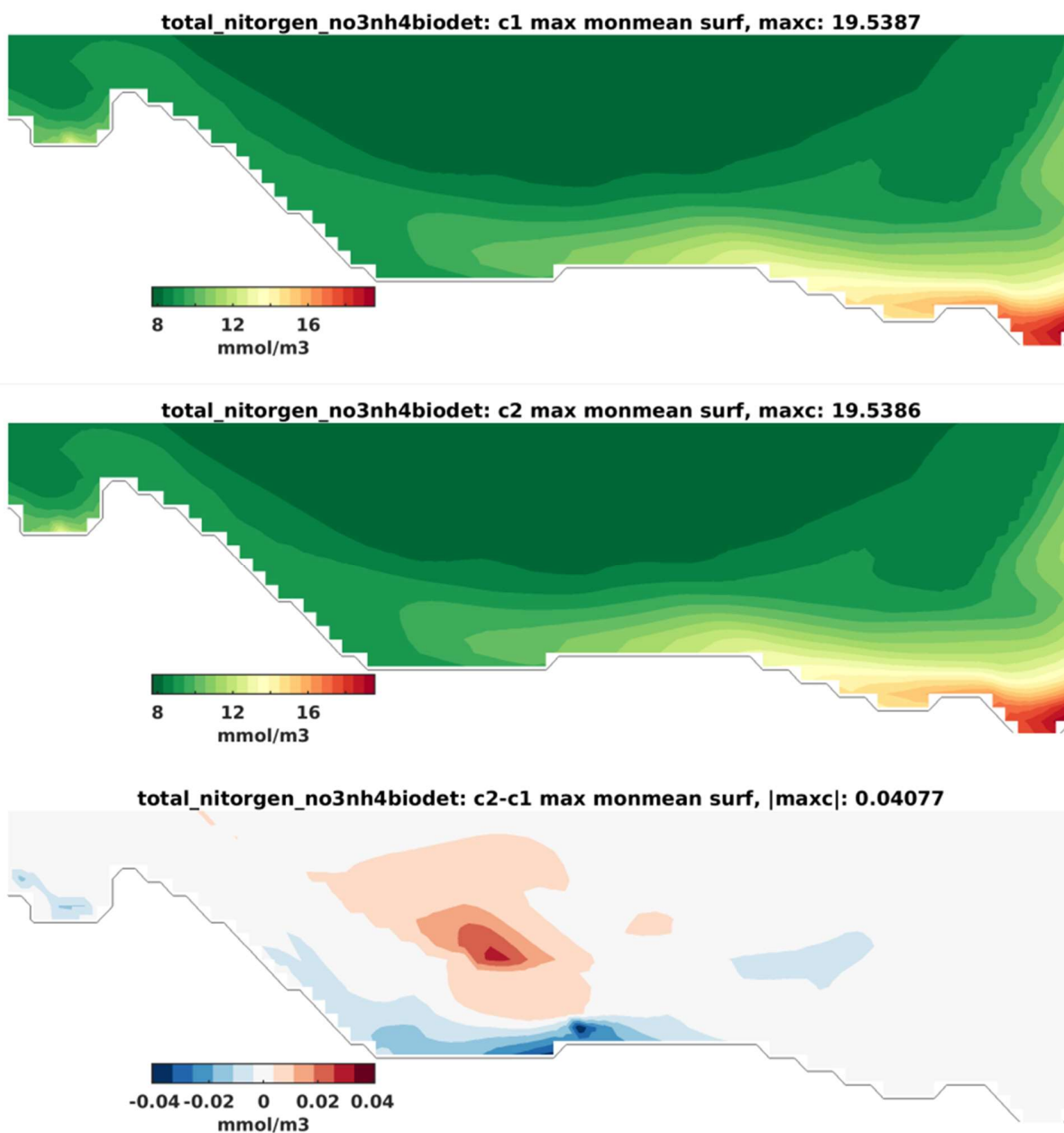
Muude orgaaniliste ühendite planeeritavad koormused on suhtelised kõrged võrreldes olemasoleva OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamereelasu koormustega (Tabel 2.2). Orgaanilised ühendid lagunevad meres ning seetõttu saavutavad nende kogused meres püsiva taseme (Joonis 4.2). Aeg, mis kulub püsiva taseme saavutamiseks, on iga orgaanilise ühendi korral erinev, kuna nende lagunemise aeg on erinev (Lisa 3). Võrreldes olemasoleva OÜ Järve Biopuhastuse Kohtla-Järve süvamereelasu mõjuga, suureneb orgaaniliste ühendite kogus vees kümneid kuni sadu kordi. Samas tuleb meeles pidada, et selline koguse suurenemine ei ületa lokaalselt eluslooduse jaoks kehtestatud kriitilisi piirnorme (v.a. kahealuselised fenoolid) ega avalda olulist mõju loodusväärtustele.

Igal aastal Läänemere jõudvate metallide hinnangulistes üldkogustes on üsna suured erinevused. Näiteks on aastatel 2016–2018 aasta keskmised koormused Läänemere olnud kaadmiumi (Cd) - 24 t, elavhõbeda (Hg) - 5 t, plii (Pb) - 357 t, kroom (Cr) 135 t, vask (Cu) - 593 t; nikkel (Ni) - 434 t; tsink (Zn) - 3962 t (HELCOM, 2022). BTT heitveelasu metallide koormused jäävad alla ühe tonni aastas, v.a. Raud (Fe) - 10 t ja mangaan (Mn) - 35 t. Heitveelasust merre lastud metallid osaliselt adsorbeeruvad vees oleval heljumil ja settivad, mistõttu saavutab vees olevate metallide kontsentratsioon statsionaarse taseme (Joonis 4.2). Setetes olevate metallide kogus suureneb aga pidevalt (Lisa 3).

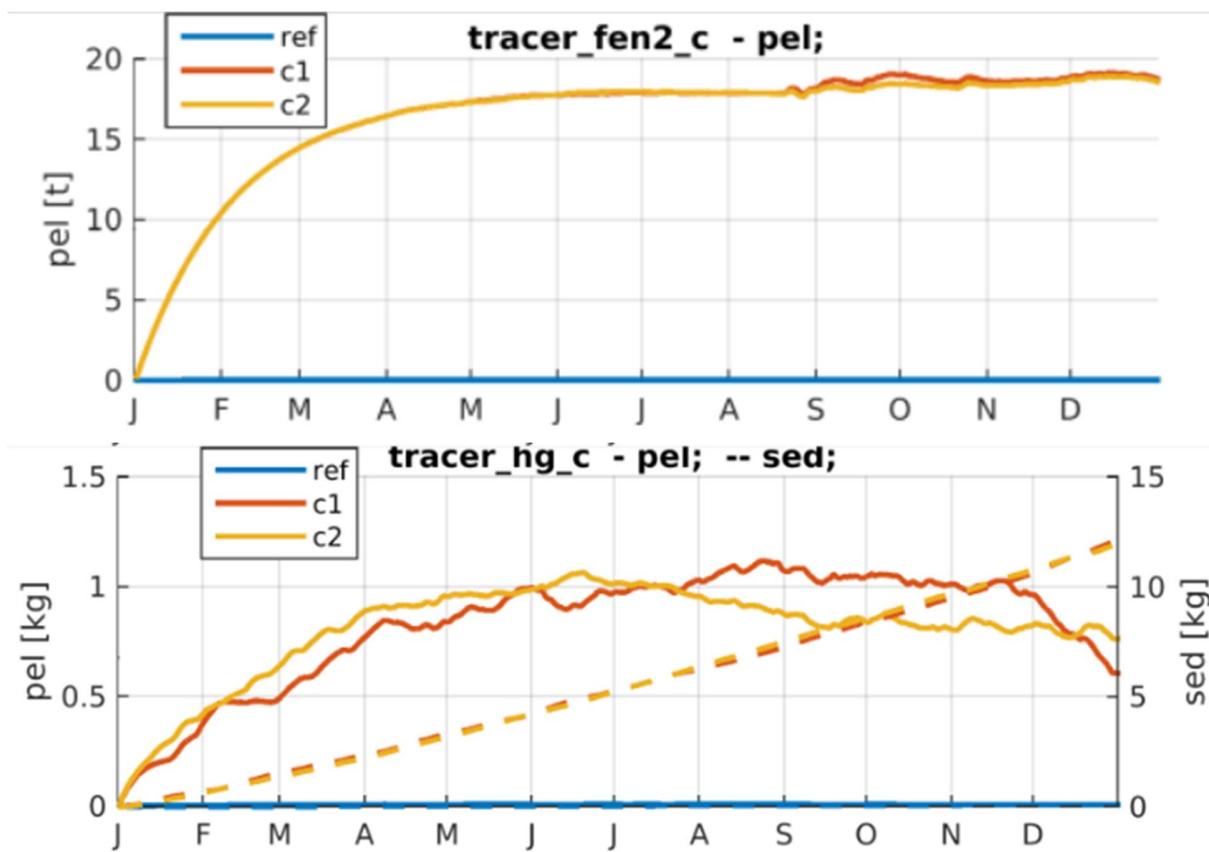
Heitveelasu erinevate asukohtade võrdluses tähendab rannikupoolne heitveelasu asukoht (stsenaarium I), et saasteainete levik ja mõju biogeokeemilistele parameetritele on rannikulähedane ja ulatub üle suurema ala piki rannikut. Avamere poolse heitveelasu korral jääb saasteainete mõju rannikust eemale ja on rohkem lokaalne (Joonis 4.3). Stsenaariumile I vastav heitvee süvalask asub rannikule lähemal, asukohas kus mere sügavus on 13.2 m. Stsenaariumile II vastavas avamere poolses asukohas on mere sügavus 20.6 m. Selline sügavuste erinevus tingib olukorra, kus suvisel perioodil on avamere poolses asukohas tugevam termokliin, kui ranniku poolses asukohas. Mida tugevam on vertikaalne

stratifikatsioon, seda väiksema intensiivsusega on vertikaalne segunemine ja vähem süvalasust merre paisatavat vett segatakse mere pinnakihti (Joonis 4.4). Lisaks muidugi on ka rannikupoolne süvalask madalamas meres kui avamerepoolne süvalask, mis omakorda on soodsam intensiivse segunemise jaoks. Seega, mida sügavamates meres on heitvee süvalask, seda väiksema kontsentratsiooniga on saasteaineid vee pinnakihis (Joonis 4.3 ja 4.4). Mõneti suuremad saasteainete kontsentratsioonid sügavamates veekihtides ei kujuta mereelustikule siiski olulist keskkonnariski. Esiteks on süvikute elustik oluliselt liigivaesem ja vähem arvukam võrreldes rannikumere elustikuga ning sellest tulenevalt on ka kokkupuude saasteainete ja elustiku vahel väiksem. Veelgi enam, süvikuliikidele on üldjuhul omane vähene tundlikkus toitainete ja ohtlike ainete osas, kuna need liigid on kohastunud elama äärmuslikes keskkonnatingimustes sh. ebasoodsates hapnikuoludes (Lauringson et al., 2012).

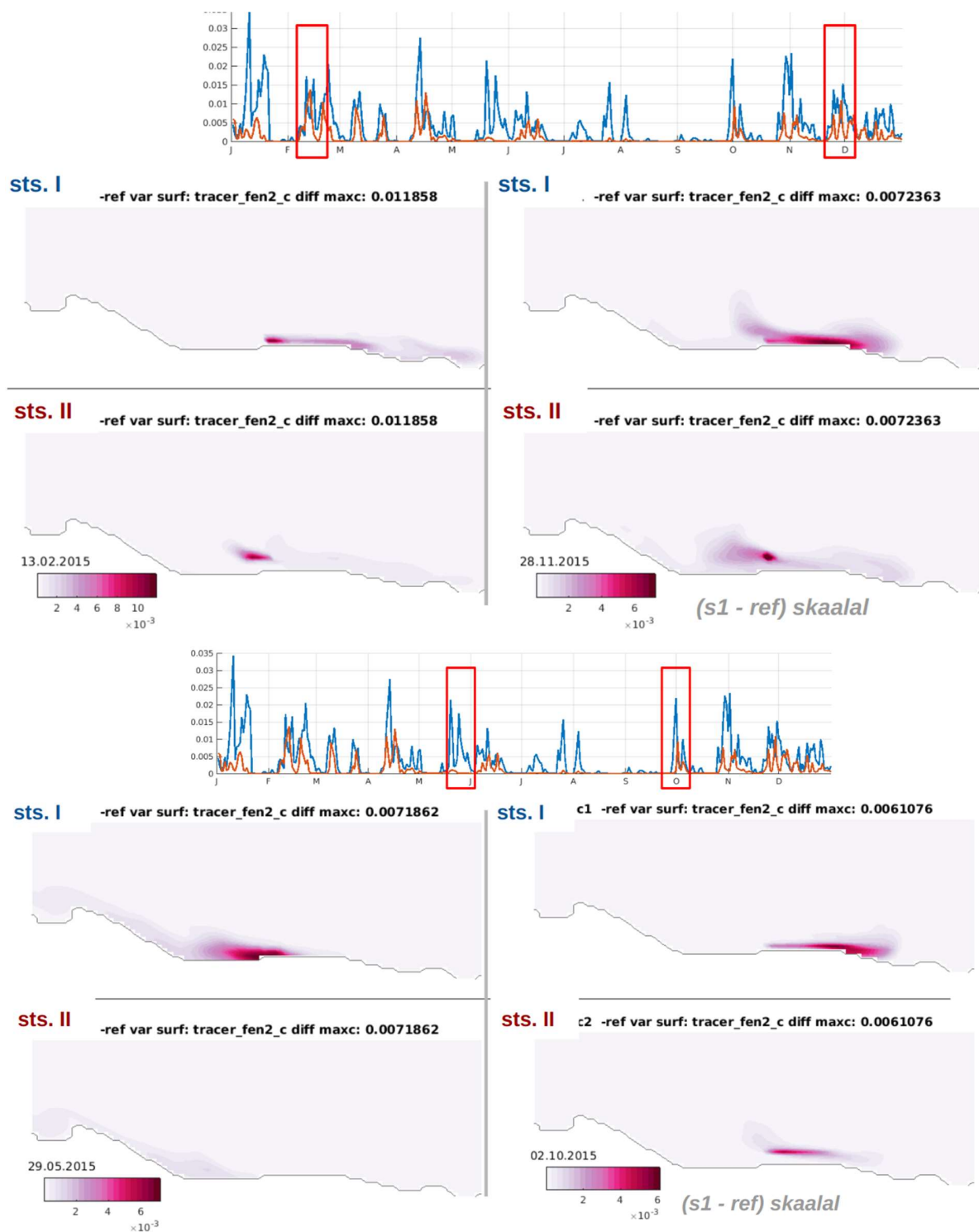
Rannikulähedases madalas meres on hoovuse kiirused suuremad kui rannikust eemal. Selle tulemusena kanduvad rannikulähedases süvalasust (stsenaarium I) merre kantavad saasteained piki rannikut üle suurema mereala kui avamerepoolsest süvalasust (stsenaarium II) merre kantavad saasteained. Seetõttu võib stsenaariumi II korral lokaalselt olla saasteainete kontsentratsioon kõrgem kui stsenaariumi I korral. Mida lähemal rannikule on heitvee süvalask, seda suurem kogus saasteaineid kantakse piki rannikut võrdluses risti rannikut toimuva aineleviga.



Joonis 4.1. Üldlämmastiku maksimaalsed kuude keskmised 2015 aastal stsenaarium I ja stsenaariumi II korral ning stsenaariumi II ja stsenaarium I vahe.

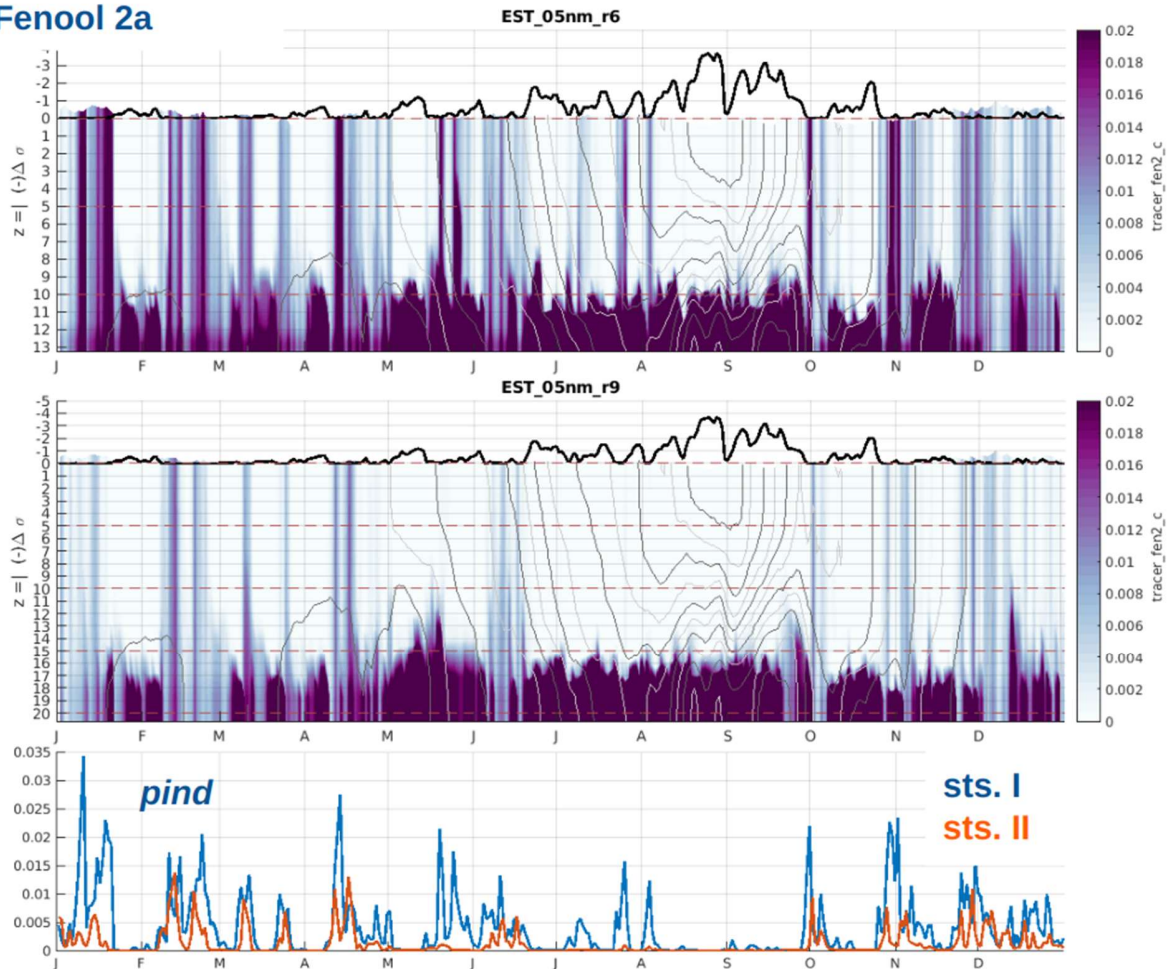


Joonis 4.2. Heitveest tingitud (integraalne) kahealuselise fenooli ja elavhõbeda kogus Soome lahes. Sinine joon - olemas olev olukord, punane joon - stsenaarium I, kollane joon - stsenaarium II. Pidev joon - aine kogus veesambas, punktiirjoon tähistab mere põhja settinud aine kogust.



Joonis 4.3. Päevakeskmised pinnakihi kontsentratsioonide (stsenaariumi ja olemasoleva olukorra vahe) jaotused 4-erinevast situatsioonist (märgitud punase kastiga, pinnakihi aegriidadel) stsenaariumi I (sts. I) ja stsenaariumi II (sts. II) korral. Värvuskaalal on stsenaarium I vahe ulatus.

Fenool 2a



Joonis 4.4. 2-aluselise fenooli kontsentratsiooni vertikaalse jaotuse ajaline käik heitvee lasu asukohas stsenaariumi I (ülal) ja stsenaariumi II (keskel) korral. Kummagi jaotuse kohal oleva must joonega on tähistatud tiheduse erinevus pinna- ja põhjakihi vahel. Tiheduse isojooned on vertikaalsetel jaotustel tähistatud vaheldumisi halli ja mustade peenjoontena. Alumisel paneelil on toodud 2-aluselise fenooli pinnakihi aegread stsenaariumi I (sinine) ja stsenaariumi II korral (punane)

Kasutatud kirjandus

Brunskill, G.J., Zagorskis, I. and Pfitzner, J., 2003. Geochemical mass balance for lithium, boron, and strontium in the Gulf of Papua, Papua New Guinea (Project TROPICS). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(18), pp.3365-3383.

Chenar, S.S., Karbassi, A., Zaker, N.H. and Ghazban, F., 2013. Electroflocculation of metals during estuarine mixing (Caspian Sea). *Journal of Coastal Research*, 29(4), pp.847-854.

CMEMS BALTICSEA_REANALYSIS_PHY_003_011, 2022. CMEMS Baltic Sea Physics Reanalysis, <https://doi.org/10.48670/moi-00013>

Depellegrin, D., Hansen, H.S., Schrøder, L., Bergström, L., Romagnoni, G., Steenbeek, J., Gonçalves, M., Carneiro, G., Hammar, L., Pålsson, J., Schmidbauer Crona, J., Hume, D., Kotta, J., Fetissof, M., Miloš, A., Kaitairanta, J., Menegon, S. 2021. Current status, advancements and development needs of geospatial decision support tools for marine spatial planning in European Seas. *Ocean and Coastal Management*, 209, 105644.

Farajnejad, H., Karbassi, A., Heidari, M., 2017. Fate of toxic metals during estuarine mixing of fresh water with saline water, *Environmental Science and Pollution Research*, 24(35), pp. 27430-27435

Friedland, R., Macias, D., Cossarini, G., Daewel, U., Estournel, C., Garcia-Gorriz, E., Grizzetti, B., Grégoire, M., Gustafson, B., Kalaroni, S. and Kerimoglu, O., 2021. Effects of nutrient management scenarios on marine eutrophication indicators: a pan-European, multi-model assessment in support of the Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.596126.

Filella, M., Belzile, N. and Chen, Y.W., 2002. Antimony in the environment: a review focused on natural waters: I. Occurrence. *Earth-science reviews*, 57(1-2), pp.125-176.

Gil-Díaz, T., Heberling, F., Keller, V., Fuss, M., Böttle, M., Eiche, E. and Schäfer, J., 2020. Tin-113 and Selenium-75 radiotracer adsorption and desorption kinetics in contrasting estuarine salinity and turbidity conditions. *Journal of environmental radioactivity*, 213, p.106133.

HELCOM, 2022. Pollution load on the Baltic Sea. Summary of the HELCOM Seventh Pollution Load Compilation (PLC-7).

Jakobsson, M., Stranne, C., O'Regan, M., Greenwood, S.L., Gustafsson, B., Humborg, C. and Weidner, E., 2019. Bathymetric properties of the Baltic Sea. *Ocean Science*, 15(4), pp.905-924.

Kotta, J., Fetissof, M., Szava-Kovats, R., Aps, R., Martin, G. 2020. Online tool to integrate evidence-based knowledge into cumulative effects assessments: Linking human pressures to multiple nature assets. *Environmental Advances*, 2, 100026.

Lauringson, V. Kotta, J., Kersen, P., Leisk, Ü., Orav-Kotta, H., Kotta, I. 2012. Use case of biomass-based benthic invertebrate index for brackish waters in connection to climate and eutrophication. *Ecological Indicators*, 12, 123–132.

Luhamaa, A., Kimmel, K., Männik, A. and Rõõm, R., 2011. High resolution re-analysis for the Baltic Sea region during 1965–2005 period. *Climate dynamics*, 36, pp.727-738.

Maljutenko, I., Hassellöv, I.M., Eriksson, M., Ytreberg, E., Yngsell, D., Johansson, L., Jalkanen, J.P., Kõuts, M., Kasemets, M.L., Moldanova, J. and Magnusson, K., 2021. Modelling spatial dispersion of contaminants from shipping lanes in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 173, p.112985.

MeMe projekt, https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=simple&O=456&titre_page=MEME (2023.02.01)

Raudsepp, U., Maljutenko, I., Kõuts, M., Granhag, L., Wilewska-Bien, M., Hassellöv, I.M., Eriksson, K.M., Johansson, L., Jalkanen, J.P., Karl, M. and Matthias, V., 2019. Shipborne nutrient dynamics and impact on the eutrophication in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 671, pp.189-207.

Savenko, A.V., Brekhovskikh, V.F. and Pokrovskii, O.S., 2014. Migration of dissolved trace elements in the mixing zone between Volga River water and Caspian seawater: Results of observations over many years. *Geochemistry International*, 52, pp.533-547.

Sholkovitz, E.R., 1978. The flocculation of dissolved Fe, Mn, Al, Cu, Ni, Co and Cd during estuarine mixing. *Earth and Planetary Science Letters*, 41(1), pp.77-86.

TTÜ Meresüsteemide Instituut, 2016. Eesti mereala survegurite indeksi väljatöötamine ja rakendamine. Lõpparuanne, Tellija: Keskkonnaministeerium, Leping 4-2/16/15, 12.02.2016.

Farajnejad, H., Karbassi, A. and Heidari, M., 2017. Fate of toxic metals during estuarine mixing of fresh water with saline water. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, pp.27430-27435.

Lisad

Lisa 1 Kumulatiivne keskkonnamõjude hindamine

Saasteainete kontsentratsioonide lävendväärtused

Eelpool kirjeldatud stsenaariumitele vastav keskkonnamõju prognoosimine toimus kahes etapis. Esimeses etapis hindasime, millistes ruumi piirkondades on erinevate saasteainete kontsentratsioonid elustiku jaoks liiga kõrged. Selline alade eelvalimine on oluline seetõttu, et mitte igasugune saasteainete kontsentratsioon ei avalda elustikule negatiivset mõju, vaid selleks peab ohtliku aine sisaldus ületama mingit kriitilist, elustiku jaoks mittetalutavat määra. Juhul, kui uuritud saasteaine kohta on kehtestatud keskkondlikud piirnormid, kasutasime saasteainetest mõjutatud alade defineerimiseks neid piirnorme ning hindasime eraldi veesamba ja sette saasteainete näitajaid (Riigi Teataja, 2016). Soome lahe kaguosa pinnaveekogumi füüsikalise-keemiliste üldtingimuste kvaliteedinäitajate (üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse) piirnormina kasutasime nende näitajate hea ja kesise klassi piirväärtust (Riigi Teataja, 2020; lisa 6).

Osade saasteainete kohta piirnormid aga puudusid (peamiselt setetes sisalduvate ohtlike ainete puhul) ning sellisel juhul kogusime kokku teaduskirjanduses publitseeritud kvantitatiivsed (peamiselt ökotoksikoloogilised) uuringud, mis käsitlesid selliste saasteainete eksperimentaalselt leitud mõju määra mere- ja riimvee elustikule. Valdav osa ökotoksikoloogilistest uuringutest määratles saasteainete mürgisust letaalse kontsentratsioonina, mille juures pooled isendid testpopulatsioonist surid (LC50 väärtus). Kasutasime sellist standartset indikaatorit ka käesolevas uuringus, et määratleda nendest saasteainetest oluliselt mõjutatud merepiirkonnad. Juhul, kui sama saasteaine kohta oli avaldatud mitu uuringut nt. tsingi ja selle ühendite toksilisus (LC50) setetes elavatele selgrootutele oli 32 (10 päeva) ja $671.3 \mu\text{g g}^{-1}$ (96 tundi) (Schlekat et al., 2001; Bat, 2005), siis kasutasime piirmäärana konservatiivsest printsiibist lähtudes (so. keskkonnariskide maandamiseks) madalaimat letaalse doosi väärtust.

Mõjumaatriks

Mõjumaatriksi loomisel kasutasime metaanalüütilist lähenemist, mis võimaldas olemasolevatest andmebaasidest ja publitseeritud teadusartiklitest numbriliselt välja noppida teadmised selle kohta, kuidas inimtegevus mõjutab merede elustikku (Borenstein et al., 2009). Allpool kirjeldame matemaatiliselt, kuidas defineerisime erinevatest inimtegevustest lähtuvate survete mõju erinevatele loodusväärtustele ning kuidas hindasime selliste mõjude määramatust. Esmalt tuleb arvutada algallikatest (teaduskirjandusest, andmebaasidest) bioloogilise tunnuse keskvärtus uuritava inimtegevuse surve e_i (või survete kombinatsiooni) ja surve puudumise korral e_c . Seejärel tuleb saadud keskvärtused logaritmida.

$$E_i = \ln(e_i) \text{ ja } E_c = \ln(e_c)$$

Üksiku uuringu mõju (E_s) on määratletav uuritava inimtegevuse (E_i) ja kontrolli (E_c) keskvärtuste erinevusena:

$$E_s = E_i - E_c$$

Samamoodi sõltub üksiku uuringu määramatus (U_S) inimtegevus(t)e mõju (U_I) ja kontrolli (U_C) 95% usaldusvahemikust:

$$U_S = \sqrt{U_I^2 + U_C^2}$$

Vajadusel saab 95% usaldusvahemiku (U) arvutada ka standardhälbe (SD) või standardvea (SE) põhjal:

$$U = SD * t_{0.05(2),N-1} / \sqrt{N}$$

$$U = SE * t_{0.05(2),N-1},$$

kus N on proovide arv ja $t_{0.05(2),N-1}$ on t-skoor.

Juhul, kui sama inimtegevuse surve (või survete kombinatsiooni) ja loodusväärtuse kohta on avaldatud mitmeid mõjuuuringuid, siis kasutatakse kõikide olemasolevate üksikuuringute E_S väärtusi, et arvutada sellise mõju keskvärtus ja määramatus.

Mõjumaatriks kirjeldab iga inimtegevuse surve (või survete kombinatsiooni) prognoositavat keskkonnamõju so. mitu protsenti suurenevad või vähenevad erinevate loodusväärtuste indikaatorite väärtused antud mõju(de) esinemise korral.

Viited:

Bat, L. 2005. A review of sediment toxicity bioassays using the amphipods and polychaetes. Turk. J. Fish. Aquat. Sci., 5, 119–139.

Borenstein, M.; Hedges, L.V.; Higgins, J.P.T.; Rothstein, H. 2009. Introduction to Meta-Analysis. Chichester, Wiley.

Riigi Teataja, 2016. Keskkonnaministri määrus „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimistu, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekiri“. Vastu võetud 30.12.2015 nr 77, avaldamismärge RT I, 08.01.2016, 10, <https://www.riigiteataja.ee/akt/108012016010>.

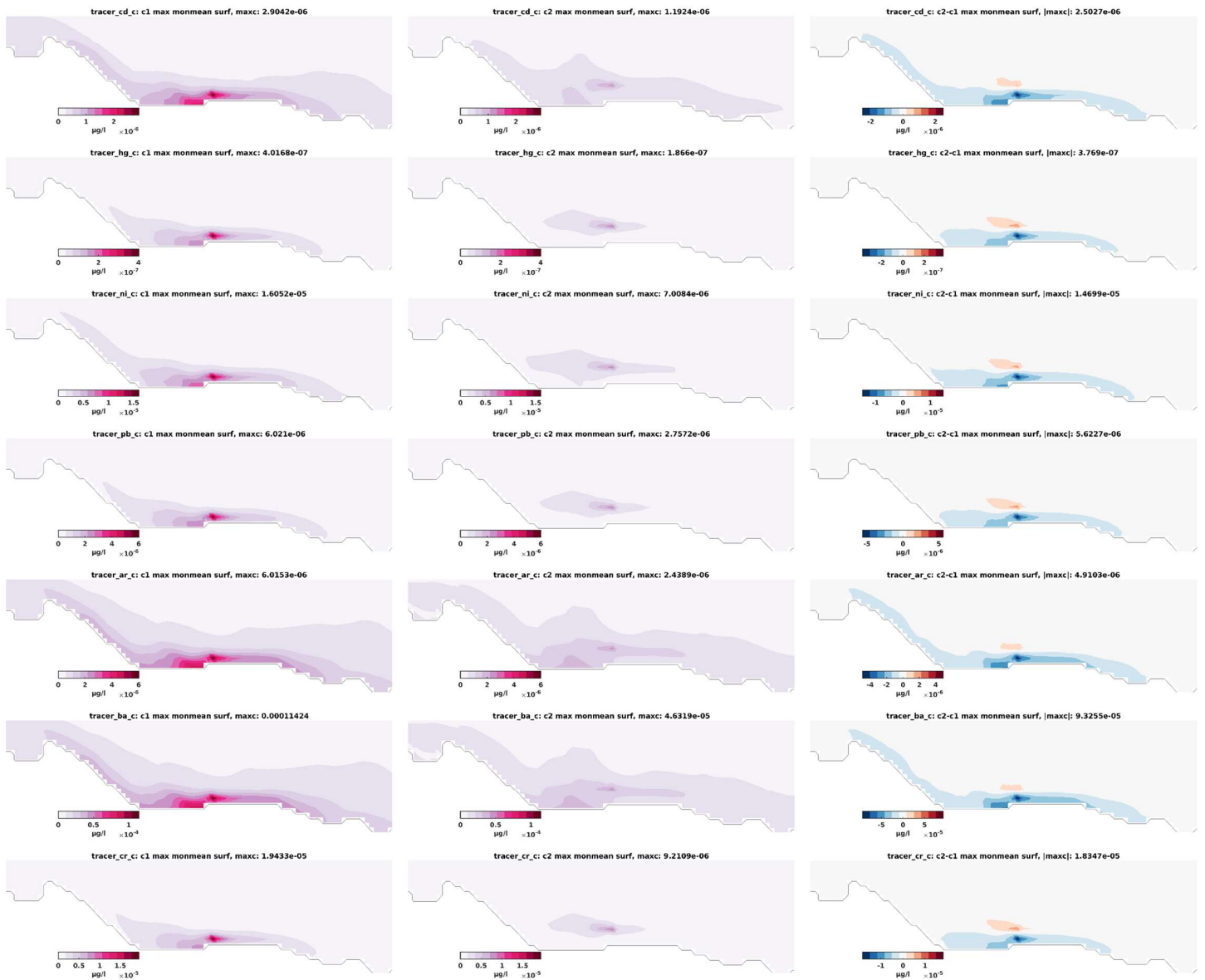
Riigi Teataja, 2020. Keskkonnaministri määrus „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmereseisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“. Vastu võetud 16.04.2020 nr 19, avaldamismärge RT I, 21.04.2020, 61, <https://www.riigiteataja.ee/akt/121042020061>.

Schlekat, T.; Chandler, G.; Shaw, T. 2001. Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod *Amphiascus tenuiremis*. Marine Environmental Research, 51, 247–264.

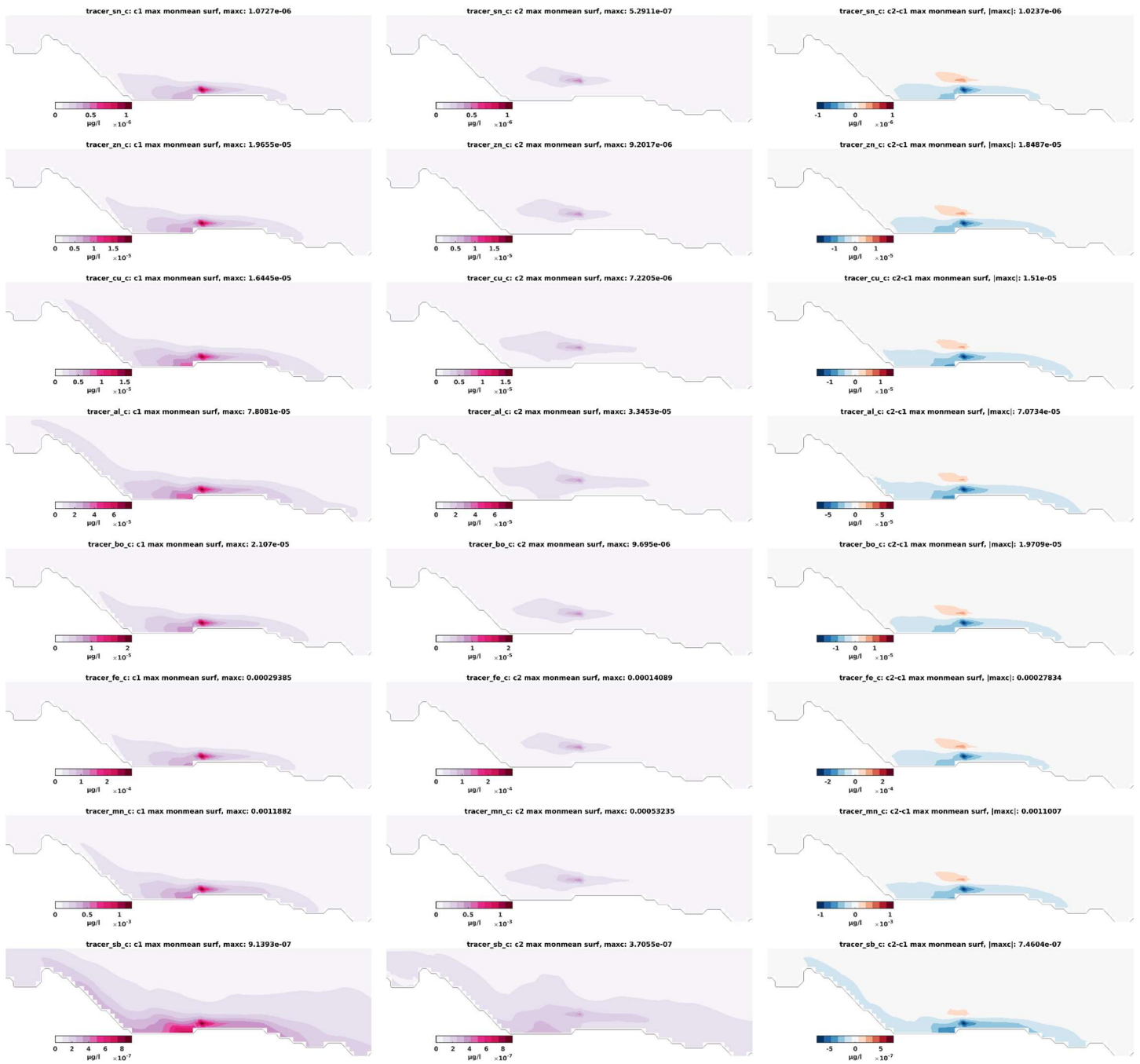
Lisa 2 Pinnakihi kuukeskmiste maksimumid



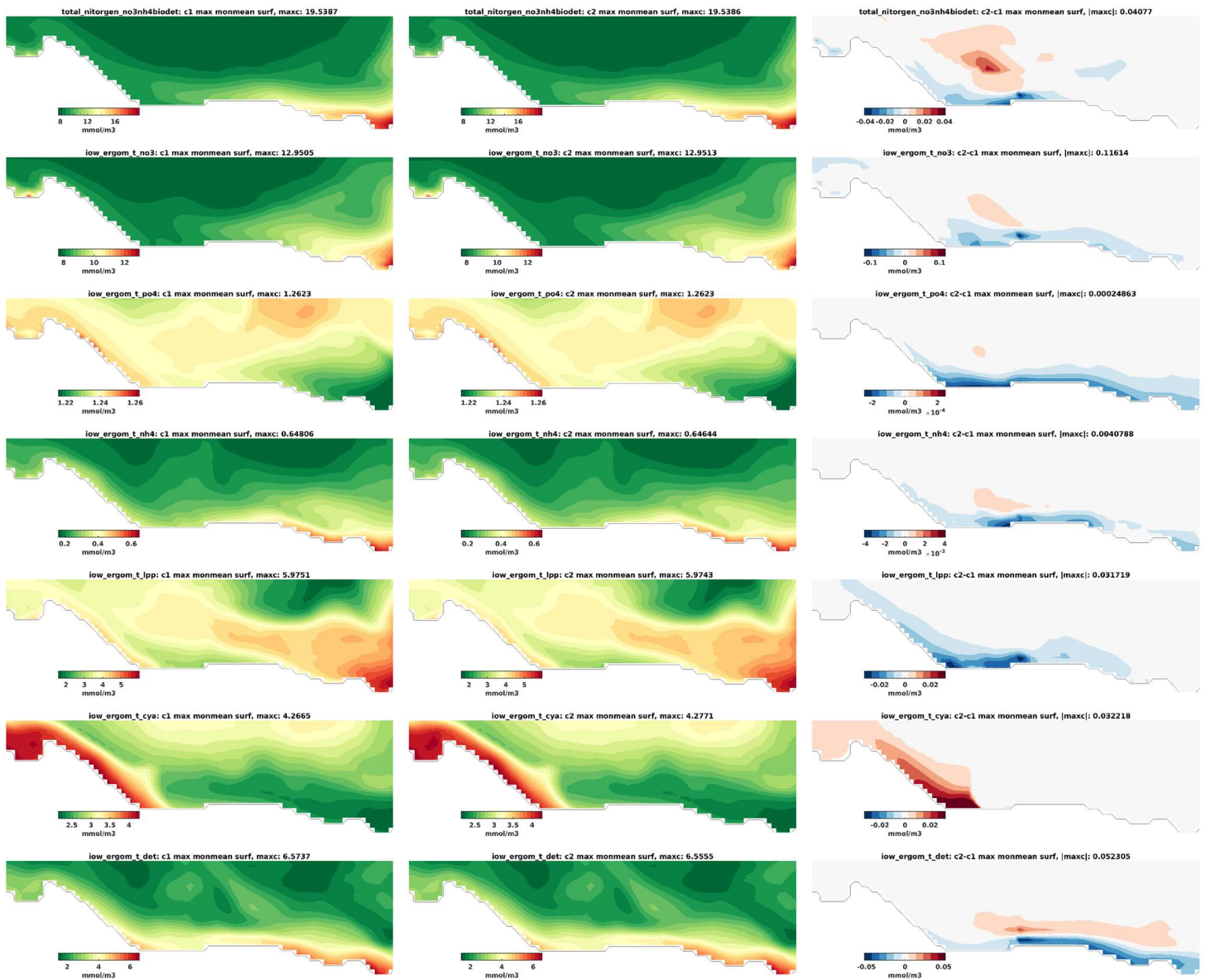
Joonis L2.1 Orgaaniliste saasteainete kuukeskmiste kontsentratsioonide (12) maksimumid stsenaarium I korral vasakul pool, stsenaarium II korral keskel. Stsenaarium II ja stsenaarium I vahe paremal pool.



Joonis L2.2 Raskemetallide kuukeskmiste kontsentratsioonide (12) maksimumid stsenaarium I korral vasakul pool , stsenaarium II korral keskel. Stsenaarium II - stsenaarium I vahe paremal pool.

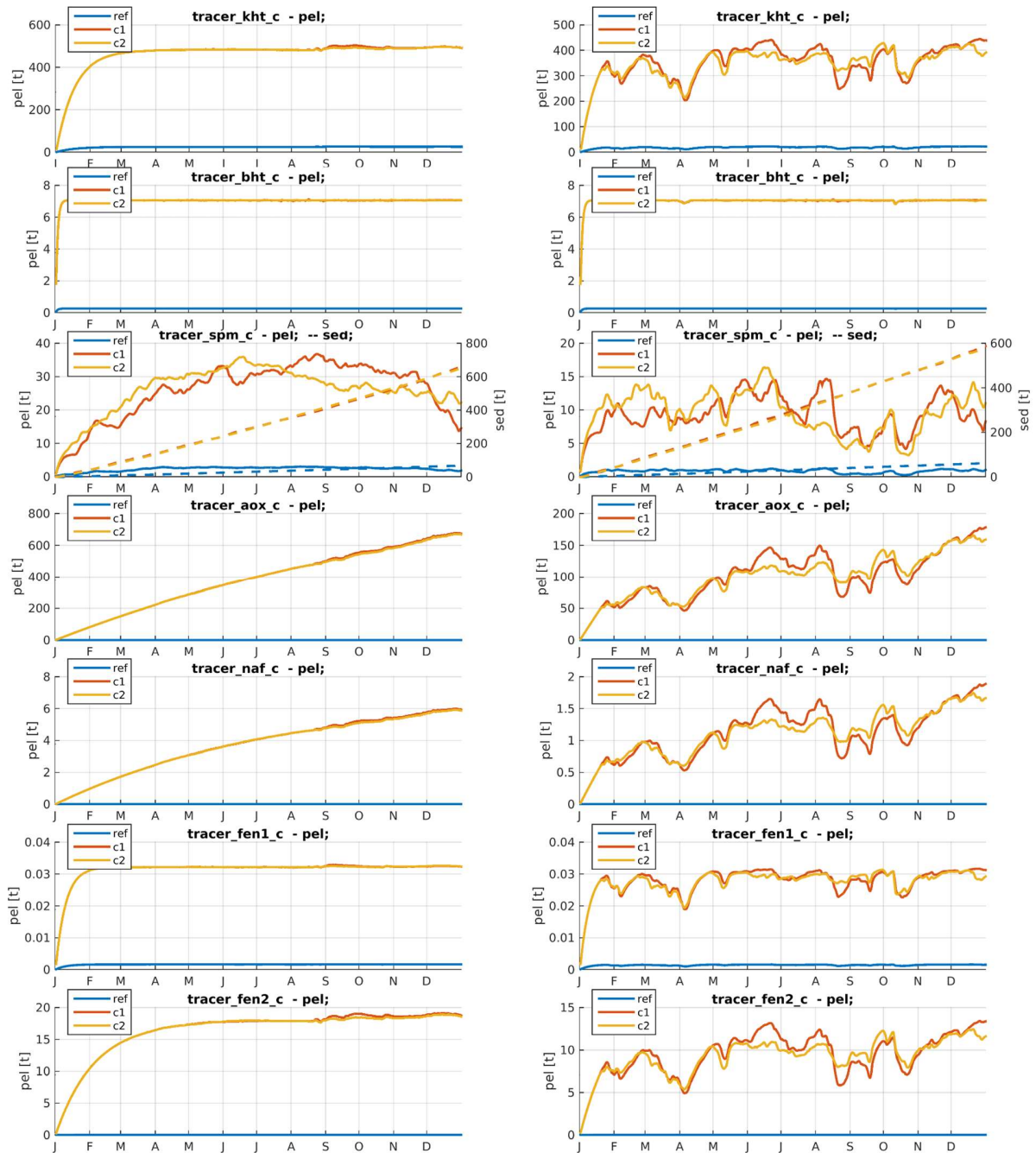


Joonis L2.3 Raskemetallide kuukeskmiste kontsentratsioonide (12) maksimumid stsenaarium I korral vasakul pool , stsenaarium II korral keskel. Stsenaarium II ja stsenaarium I vahe paremal pool.

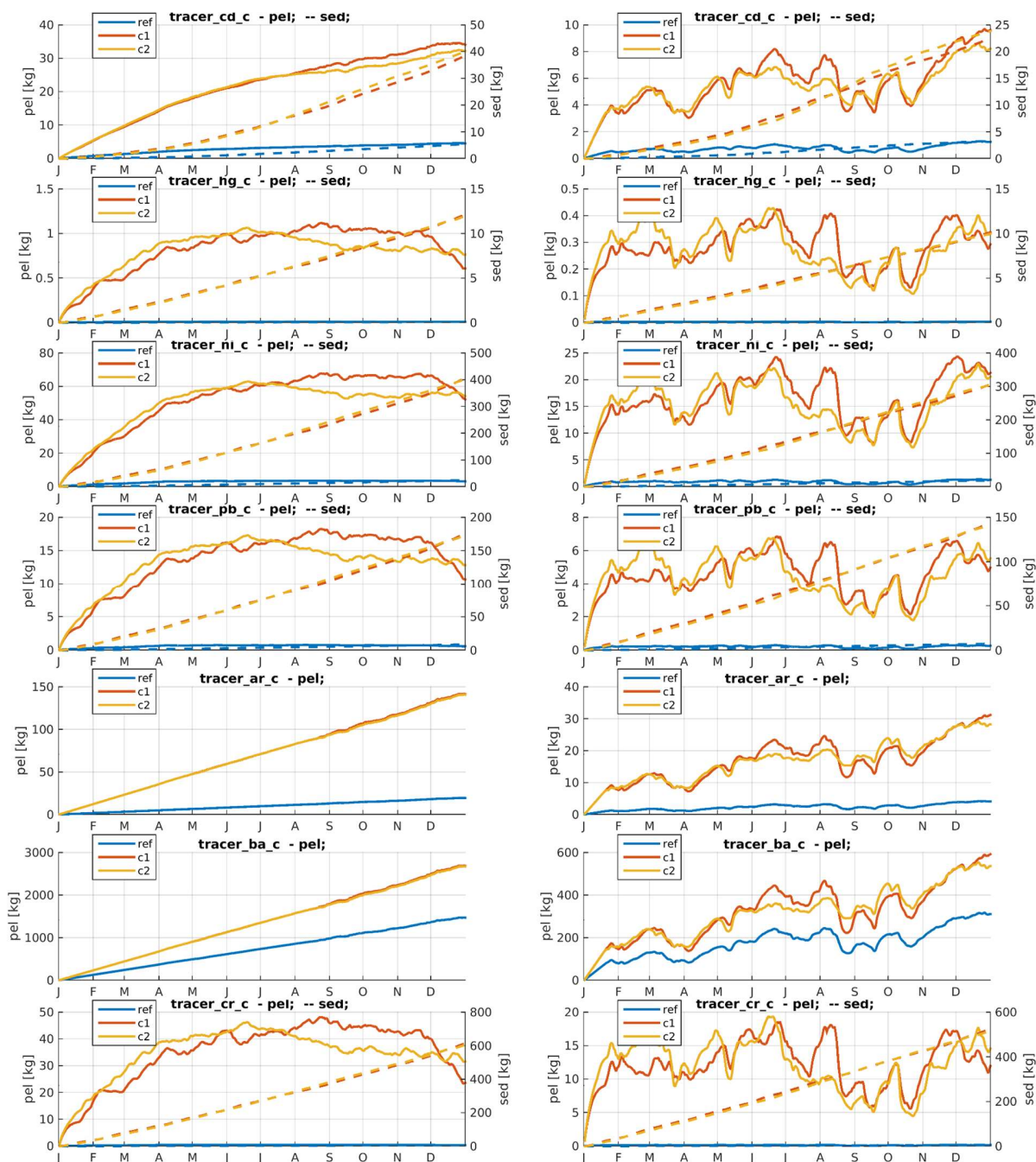


Joonis L2.4 Toitainete (total_nitrogen: N-üld; no3: nitraat; po4: fosfaat; nh4: ammonium) ja fütoplanktoni (lpp: diatome; cya: sinivetikad; det: detroit), kuudekeskmiste maksimaalsed väärtused 2015 aasta korral stsenaarium I korral vasakul pool, stsenaarium II korral keskel. Stsenaarium II ja stsenaarium I vahe paremal pool.

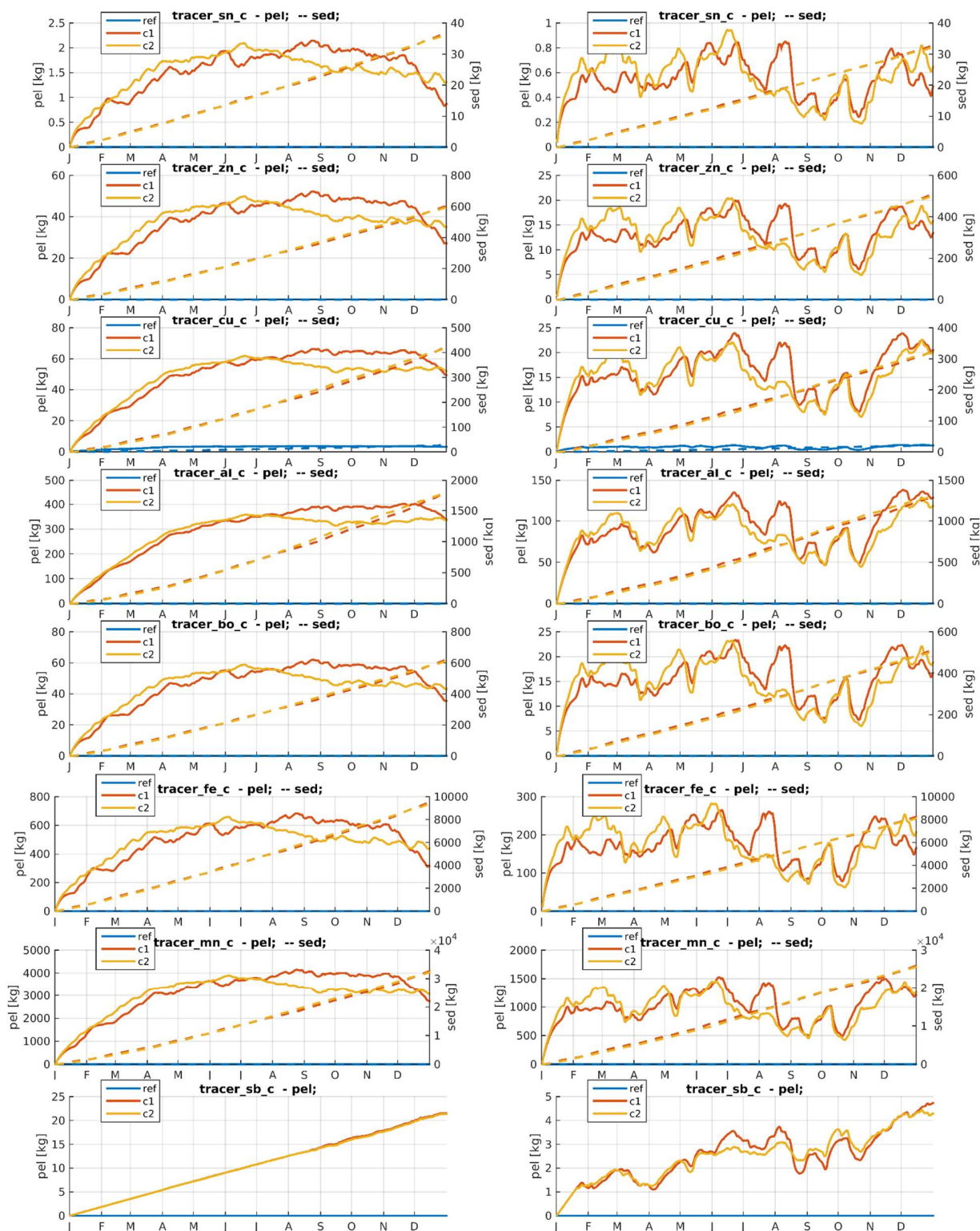
Lisa 3 Integraalsed aegrad



Joonis L3.1 Heitveest tingitud (integraalne) saasteaine kogus terves Soome lahe (vasakul) ja Narva lahes (paremal). Sinine joon - olemas olev olukord, punane joon - stsenaarium I, kollane joon - stsenaarium II. Pidev joon - aine kogus veesambas, punktiir joon tähistab mere põhja settinud aine kogust.



Joonis L3.2 Heitveest tingitud (integraalne) saasteaine kogus terves Soome lahe (vasakul) ja Narva lahes (paremal). Sinine joon - olemas olev olukord, punane joon - stsenaarium I, kollane joon - stsenaarium II. Pidev joon - aine kogus veesambas, punktiir joon tähistab mere põhja settinud aine kogust.



Joonis L3.3 Heitveest tingitud (integraalne) saasteaine kogus terves Soome lahe (vasakul) ja Narva lahes (paremal). Sinine joon - olemas olev olukord, punane joon - stsenaarium I, kollane joon - stsenaarium II. Pidev joon - aine kogus veesambas, punktiir joon tähistab mere põhja settinud aine kogust.