

Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut

**Merepõhja uuring, kunstsubstraadi koloniseerimise uuring
ja veekvaliteedi uuring Saare-Liivi 5 meretuulepargi alal**

Aruanne 3: kunstsubstraadi koloniseerimise uuring

Aruande versioon 1, 08.07.2024

Tellija: Utilitas Wind OÜ

Leping: 02.04.2022

Vastutav täitja: Georg Martin, PhD, professor



Tallinn 2024

Aruande versioonide info

Versiooni number	Kuupäev	Info
1	08.07.2024	Esimene tellijale esitatud versioon.

SISUKORD

SISUKORD	3
1. SISSEJUHATUS	4
2. MATERJAL JA METOODIKA	5
2.1. Katseala ja uuringu taust	5
2.2. Katse ülesehitus	7
2.3. Proovide analüüs	10
2.4. Andmeanalüüs	11
3. TULEMUSED	12
3.1. Katseala looduslikud tingimused	12
3.1.1. Põhjaelustik	12
3.1.2. Planktonikooslused	16
3.1.3. Keskkonnamuutujad	16
3.1.3.1. Valgus	16
3.1.3.2. Temperatuur	18
3.1.3.3. Soolsus	19
3.2. Tetrapoodide katse	20
3.2.1. Tetrapoodidele kinnitatud metall paneelidele koloniseerimine	20
3.2.1.1. Harilik tõruvähk <i>Amphibalanus improvisus</i>	24
3.2.1.2. Sammalloom <i>Einhornia crustulenta</i>	27
3.2.1.3. Hüdraloorm <i>Cordylophora caspia</i>	28
3.2.1.4. Söödav rannakarp <i>Mytilus trossulus</i>	29
3.2.2. Tetrapoodide betoonipinna koloniseerimine	32
3.2.2.1. Harilik tõruvähk <i>Amphibalanus improvisus</i>	32
3.2.2.2. Sammalloom <i>Einhornia crustulenta</i>	33
3.2.2.3. Söödav rannakarp <i>Mytilus trossulus</i>	34
3.3. Poisüsteemi katse	34
3.3.1. Poisüsteemi metall- ja plastikpindade koloniseerimine	34
3.3.1.1. Harilik tõruvähk <i>Amphibalanus improvisus</i>	36
3.3.1.2. Sammalloom <i>Einhornia crustulenta</i>	38
3.3.1.3. Hüdraloorm <i>Cordylophora caspia</i>	39
3.3.1.4. Söödav rannakarp <i>Mytilus trossulus</i>	40
3.3.2. Poisüsteemi kõite pindade koloniseerimine	42
4. TULEMUSTE ANALÜÜS	44
5. JÄRELDUSED JA ETTEPANEKUD	48
6. KOKKUVÕTE	49
7. KASUTATUD KIRJANDUS	51

1. SISSEJUHATUS

Merepõhja uuringud teostati Utilitas Wind OÜ kavandatava tuulepargi projekti keskkonnamõjude hindamise (edaspidi KMH) raames Liivi lahes paikneval merealal. Uuringu eesmärgiks oli planeeritava tuulepargi alal hinnata elustiku koloniseerimise intensiivsust ja kiirust erinevatele kunstsubstraadi tüüpidele eri sügavustel, et hinnata uudse elupaiga väärtust, mitmekesisust erinevate liikide kasvupotentsiaali. Kunstsubstraadi uuring kestis 21.07.2022 – 26.03.2024 tuulepargialal „Utilitas Wind Saare-Liivi 5“. Proovide analüüs toimus mereinstituudi EAK poolt akrediteeritud merebioloogia laboris (akrediteerimistunnistus nr L179).

Töö viidi läbi Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi töörühma poolt, kuhu kuulusid järgmised eksperdid:

Georg Martin – projekti juhtimine;

Francisco R. Barboza, Jonne Kotta, Arno Põllumäe, Kristiina Nurkse – andmeanalüüs, tulemuste analüüs ja aruande koostamine

Georg Martin, Martin Teeveer, Jonne Kotta, Francisco R. Barboza – uuringu metoodika planeerimine

Francisco R. Barboza – proovide analüüsi metoodika

Teemar Püss, Tarvo Püss, Jack Royd Hall, Kaire Kaljurand, Georg Martin, Martin Teeveer – sukeldustööd;

Kelli Richardson, Eneli Mölder, Ilmar Kotta, Imtiyaz Beleem, Mariliis Nurkse, Arno Põllumäe, Francisco R. Barboza – proovide analüüs

2. MATERJAL JA METOODIKA

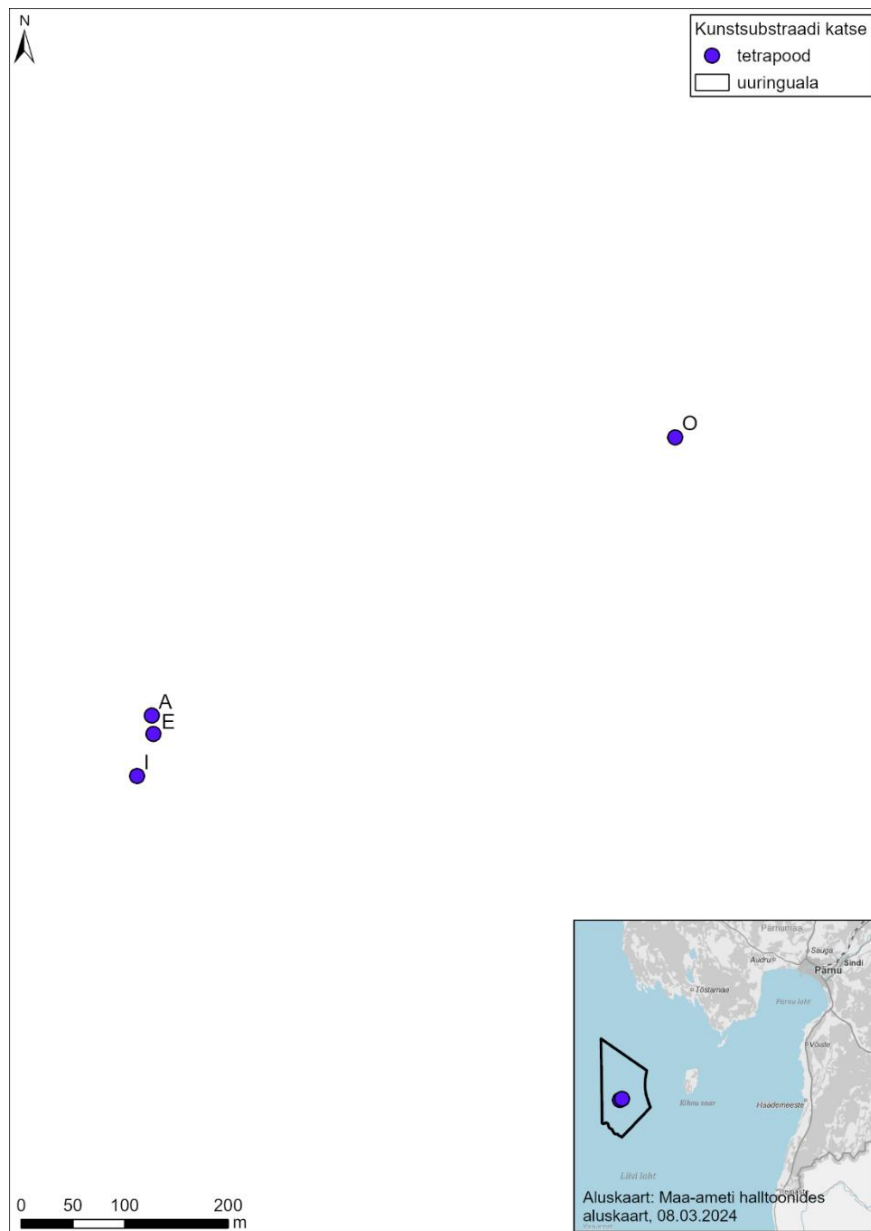
2.1. Katseala ja uuringu taust

Uuringuala koosneb tuulepargialast Liivi lahe kirdeosas, asudes Kihnu saarest lääne ja edelasuunas, kus soolsus jääb 5 ja 7 vahele. Tuulepargiala pindala on 299,2 km², minimaalne sügavus 6,4 m, keskmine sügavus 24,5 m ja maksimaalne sügavus 31,6 m. Uuringuala on lainetele võrdlemisi avatud ja lähim rannik paikneb 10 km kaugusel. Uurimispiirkonna madalamates mereosades (6,4–8 m) ulatub valgus põhjani, võimaldades põhjataimestiku kasvu.

Tuulepargi rajamisel paigutatakse merekeskkonda kogu veesamba ulatuses kunstsubstraati, mis on potentsiaalseks elupaigaks erinevatele suurvetikate (sügavustel kuhu valgus ulatub) ja selgrootute liikidele. Vaba kunstsubstraadi koloniseerimine sõltub lokaalsetest keskkonnatingimustest ja kohaliku elustiku iseloomust, mistõttu teiste merealade kogemuste otsene rakendamine konkreetse tuulepargi keskkonnamõju hindamisel pole võimalik. Varasemalt ei ole selles piirkonnas kunstsubstraadi koloniseerimise katseid läbi viidud.

Tuulepargi keskkonnamõju hindamisel on oluline mõista, kui palju tuulepargi vundamendid toimivad tehisrifidena ja mil määral tuulepargid soodustavad võõrliikide levikut. Nimelt pakub tuulepargi vundament uut ja stabiilset pinda, mis võimaldab paljudel mereorganismidel, näiteks vetikatel ja merekarpidel, kinnituda ja kasvada. Selliste võtmeliikide kohalolu võivad lisaks ligi meelitada erinevaid liike, suurendades piirkonna bioloogilist mitmekesisust, samuti võivad tuuleparkide vundamendid toimida "sildadena", ühendades erinevaid elupaiku ja soodustades liikide liikumist nende vahel. Kuid samal põhjusel võivad tuuleparkide vundamendid pakkuda võõrliikidele ajutist elupaika, aidates neil levikuala laiendada ja koloniseerida uusi piirkondi. Sellest tulenevalt võivad tuulepargid tahtmatult toetada võõrliikide levikut naaberalade ökosüsteemides. Loomulikult on oluline märkida, et tuulepargi positiivsed ja negatiivsed mõjud sõltuvad konkreetsest asukohast, ehitusmeetoditest ja muudest teguritest ning kõiki neid aspekte tuleb põhjalikult uurida enne tuulepargi rajamist.

Eelpooltoodud lähtuvast oli käesoleva uuringu eesmärgiks läbi viia kunstsubstraadi koloniseerimise katsed tuulepargi piirkonnas, et selgitada tuulikualuste vundamentide rajamisel tekkinud kunstsubstraadi koloniseerimise mõju ümbritsevale keskkonnale. Uuringu tulemused on aluseks projekti ehituseelsele, ehitusaegsele ja eksploatatsiooniaegsele keskkonnaseire programmi koostamisele. Katse toimus neljas punktis, sügavusega 7.2 - 16.2 m (Joonis 2.1.1).



Joonis 2.1.1. Uuringuala ja proovipunktide paiknemine.

Uuringu käigus koguti järgnevat informatsiooni:

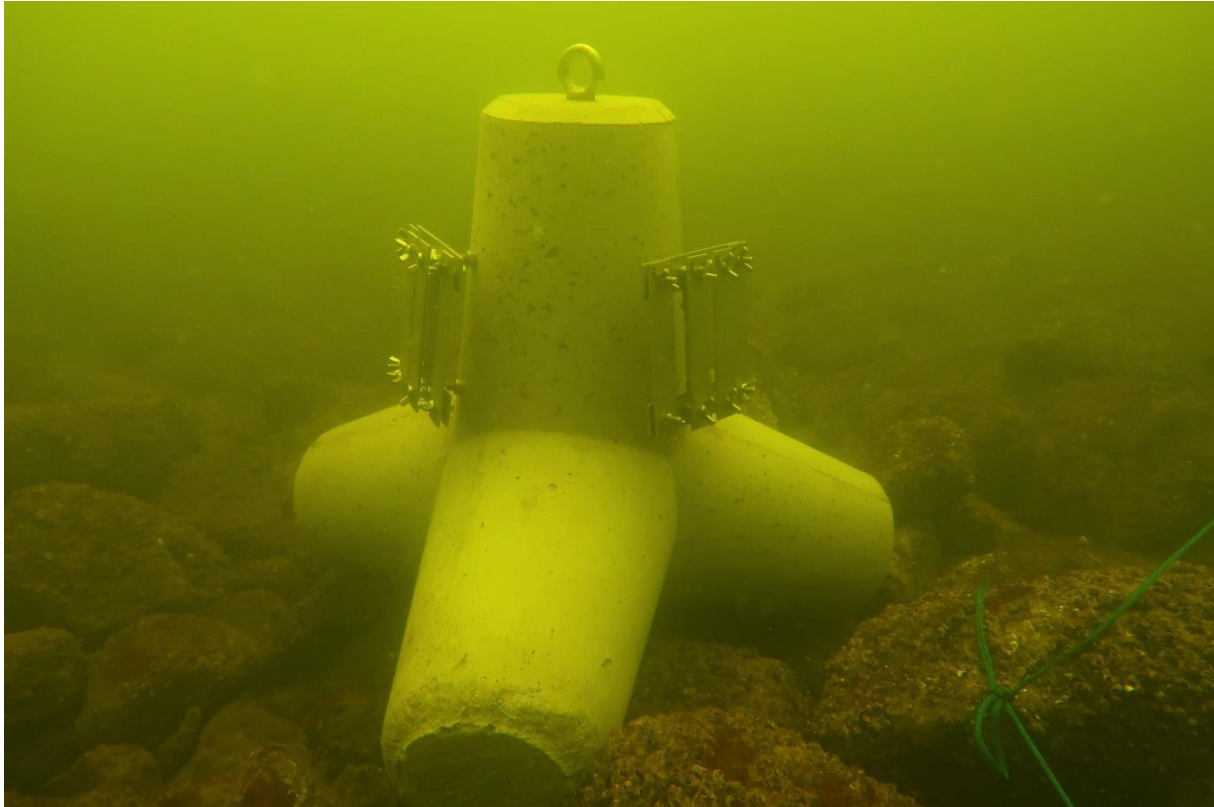
- Kunstsustraadi koloniseerimise kiirus uuritava tuulepargi alal sõltuvalt lokaalsetest keskkonnatingimustest ja elustiku iseloomust.
- Pioneer- ja püsikoosluse struktuur kogu veesamba ulatuses.
- Erinevate substraaditüüpide mõju koloniseerimise kiirusele ja koosluste struktuurile.

2.2. Katse ülesehitus

Kunstsubstraadi uuringud toimusid ajavahemikul 21. juuli 2022 kuni 26. märts 2024. aastani. Vette paigutati neli betoonist tetrapoodi (nimetustega A – 7,4 m, E – 9,2 m, I – 11,2 m, O – 16,2 m), millele kinnitati kokku 12 metallist paneeli (vt Joonised 2.2.1 ja 2.2.2), edaspidi nimetatud tetrapoodide katse. Koloniseerimise hindamiseks sügavustes 2–6 meetrit paigutati vette veel üks tetrapood (tetrapood A läheduses), millele kinnitati poisüsteem, mis koosnes põhiköiele kinnitatud plastik- ja metallpaneelidest ning „jõulupuu“ köitest (vt Joonis 2.1.1), edaspidi nimetatud poisüsteemi katse. Katseala asub piirkonnas, kus on tugev lainete energia, mis võimaldab eelkirjeldatud struktuuride abil hinnata koloniseerimist betoonile ja metallile pikema aja jooksul ning hinnata kogu veesamba ulatust. Taustainfona hinnati iga tetrapoodi läheduses püsikoosluste liigilist koosseisu, katvust ja biomassi ning kirjeldati setet. Lisaks mõõdeti temperatuuri, valgustust ja soolsust ning kirjeldati planktonikooslust.



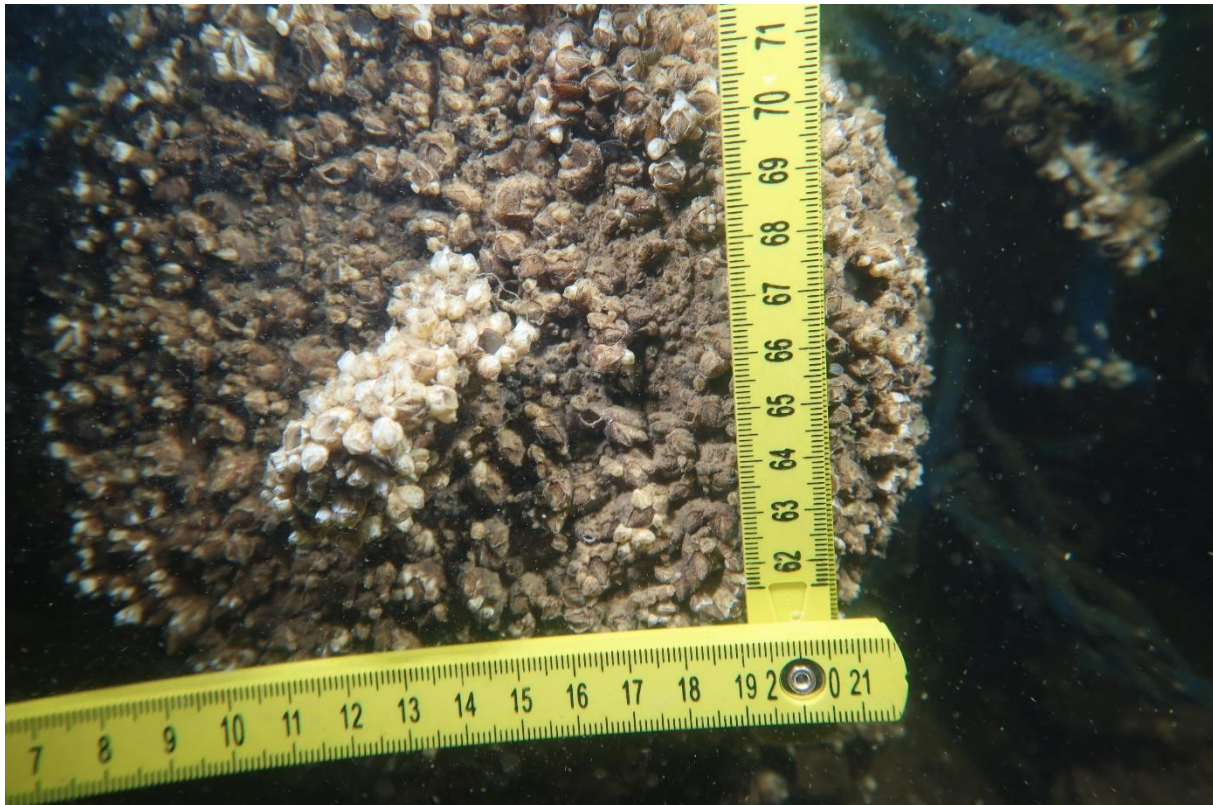
Joonis 2.2.1. Tetrapoodid koos metallist katsepaneelidega enne vette paigaldust.



Joonis 2.2.2. Tetrapoodid koos metallist katsepaneelidega katsepaigas eksperimendi alguses.

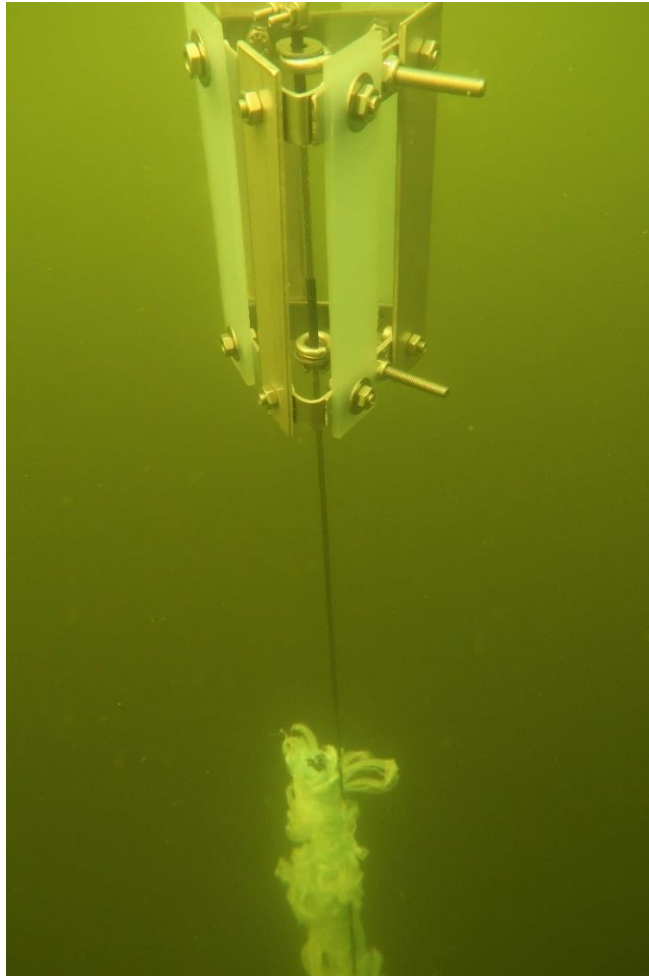
Tetrapoodide katsel koguti paneeliproove kolmel korral – esimene kord peale 3 kuud (1.11.2022), teine kord peale 10 kuud (23.05.2023) ja kolmas kord peale 20 kuud (25.03.2024). Iga kord koguti üks paneel igalt tetrapoodi küljelt, moodustades kokku kolm kordust iga proovivõtu korra kohta. Paneelide kogumisel sulges sukelduja need kohe suletavasse kotti, et minimeerida mobiilsete liikide kadu. Kogutud paneelid sügavkülmutati ($-20\text{ }^{\circ}\text{C}$) kuni laborianalüüsini.

Tetrapoodi katses betoonipinnal asuvate liikide katvuse hindamiseks tehti fotosid peale kümne ja kahekümne kuu möödumist. Fotodel hinnati liigilist koosseisu, liikide katvust ja üldkatvust $10 \times 10\text{ cm}$ alal (vt Joonis 2.2.3). Igal tetrapoodil hinnati viite juhuslikku piirkonda, et kirjeldada potentsiaalset mitmekesisust ja vältida üksikute piltide moonutatud informatsiooni.



Joonis 2.2.3. Betoonpinnalt üldkatvuse ja liikide katvuse määramine.

Poisüsteemi katsel hinnati plastikust ja metallist paneelide koloniseerimist sügavusel 2, 4 ja 6 meetrit. Igale sügavusele oli paigutatud 3 kordust ühest paneeli tüübist ja lisaks üks 30 cm pikkune „jõulupuu“ kõie tükk (Joonis 2.2.4). Need kõied lisati eesmärgiga hinnata rannakarpide ja vetikate asustamist, et saada lähteandmeid võimalike tulevaste madalatroofiliste vesiviljelusprojektide ja mitmeotstarbeliste tuulepargi platvormide arendamiseks. Liikide katvust, biomassi ja arvukust hinnati kolme kuu möödudes.



Joonis 2.2.4. Poisüsteem koos paneelide ja köiega.

2.3. Proovide analüüs

Proovide analüüs toimus Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna akrediteeritud laboris (Eesti Akrediteerimiskeskuse tunnistus L179¹) vastavalt kvaliteedisüsteemi juhenditele. Biomassiproovide analüüsi meetodid on kooskõlas HELCOM-i soovitustega (HELCOM 2017a). Laboris proovid sulatati ja hinnati paneeli välimisel küljel (betoonist või köiest eemal olev külge) üldkatvust, liigilist koosseisu ja liikide katvust, arvukust ja biomass. Kõik liigid määrati madalaima võimaliku taksonoomilise tasemeni kasutades vajadusel mikroskoobe ja erinevaid määrajaid. Kirpvähkide *Gammarus* noorjärgud (kehapikkus < 5 mm) määrati perekonna tasemeni. Iga loomaliigi biomass kuivkaaluna määrati pärast kuivatamist vähemalt 48 h 60 °C juures ja iga taimeliigi biomass kuivkaaluna pärast vähemalt kahe nädalast kuivatamist 60 °C juures. Lisaks mõõdeti vähemalt 20 tõruvähi

¹ <http://www.eak.ee/dokumendid/pdf/kasitusala/L179.pdf>

alusplaati pikkust (diameeter, mm), kõrgus (mm) iga paneeli või köie kohta. Kõigil söödava rannakarbi isenditel mõõdeti pikkus (mm) ja hüdralooma kolooniatel kõrgus (mm).

2.4. Andmeanalüüs

Tetrapoodide katses kogutud paneelidel hinnati liikide katvuse, biomassi ja arvukuse sõltuvust tetrapoodide sügavusest, vees oleku ajast ja nende koosmõjust kahefaktoriaalse ANOVA analüüsiga. Poisüsteemi katses kogutud paneelidel hinnati liikide katvuse, biomassi ja arvukuse sõltuvust paneelide sügavusest, materjalist ja nende koosmõjust kahefaktoriaalse ANOVA analüüsiga. Faktor olulise peamõju korral, hinnati faktorite tasemete vahelise statistilise erinevust Post-hoc Tukey analüüsiga. Juhul kui kahe faktori (sügavus ja aeg või sügavus ja paneeli materjal) koosmõju ei osutunud statistiliselt oluliseks, teostati analüüsid ainult kahe faktori eraldi mõjuga. Faktorite koos või eraldi mõjud arvestati oluliseks kui $p < 0,05$. Analüüsi tulemusi presenteeritakse karpdiagrammidena kahe faktori koosmõju joonisega. Karpdiagrammil on kujutatud väärtuste mediaan (joon kasti sees), interkvartiilvahemik (kasti servad) ja üldine mõõtmiste vahemik iga sügavustaseme kohta. Vurrud näitavad minimaalset ja maksimaalset väärtust pooleteise kordsed interkvartiili ulatuses. Ekstreemumid ehk erandid, kui need esinevad, on kujutatud punktidena vurrudest kaugemal. Andmete ettevalmistamise ja analüüsid viidi läbi vabavaralises *R* programmeerimiskeele (R Core Team 2023) arenduskeskkonnas *RStudio* (RStudio Team 2023).

3. TULEMUSED

3.1. Katseala looduslikud tingimused

3.1.1. Põhjaelustik

Katsepiirkonnas on peamiselt levinud kõvad substraadid, mis madalamates piirkondades koosnevad enamasti suurtest ja väikestest kividest ning sügavamates piirkondades leidub rohkem kruusa ja liiva (Tabel 1). Katsepiirkonna põhjakoosluses moodustasid enamiku üldkatvusest harilik tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) (Tabel 1, Joonis 3.1.1.1, 3.1.1.2, 3.1.1.3, 3.1.1.4). Harilik tõruvähk domineeris eelkõige madalamatel sügavustel, samas kui söödav rannakarp oli kõige rohkem esindatud sügavaimas katsepunktis (Tabel 1). Taimestikust esineb üksikute laikudena punavetikaid (*Battersia arctica* ja *Furcellaria lumbricalis*) (Tabel 1). Biomassi proovide analüüsi käigus leiti ka vähesel määral rohevetikaid, nagu *Cladophora glomerata*, *Ulva intestinalis* ja *Ulva prolifera* (Tabel 2).

Tabel 1. Sukelduja hinnang põhjasetele ja elustikule tetrapoodide ümbruses.

Tetrapood	A	E	I	O
Laius	58.08352	58.08336	58.08299	58.08596
Pikkus	23.67268	23.67271	23.67244	23.68123
Sügavus (m)	7,4	9,2	11,2	16,2
Taimestiku üldkatvus (%)	5	1	0	1
Üldkatvus (%)	95	80	1	60
<i>Amphibalanus improvisus</i> (%)	90	80	0	1
<i>Battersia arctica</i> (%)	5	1	0	0
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (%)	0	0	0	1
<i>Mytilus trossulus</i> (%)	0	0	1	60
Põhjasete				
Savi (%)	0	0	0	5
Peenliiv (%)	0	0	0	5
Keskmine liiv (%)	0	0	20	0
Jäme liiv (%)	0	1	5	0
Kruus (%)	5	4	35	85
Väike kivi (kuni 20 cm) (%)	10	5	35	5
Suur kivi (üle 20 cm) (%)	85	90	5	0

Tetrapoodide lähistel kogutud põhjaelustiku biomass proovid kinnitasid sukelduja katvushinnanguid - domineerivateks liikideks piirkonnas on harilik tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Lisaks leidus marginaalsetest kogustes teisi loomaliike (Tabel 2).



Joonis 3.1.1.1. Põhjaelustik tetrapood A lähistel.



Joonis 3.1.1.2. Põhjaelustik tetrapood E lähistel.



Joonis 3.1.1.3. Põhjaelustik tetrapood I lähistel.



Joonis 3.1.1.1. Põhjaelustik tetrapood O lähistel.

Tabel 2. Keskmine ($\pm$ standardvarieeruvus) liikide biomass (g kuivkaal m⁻²) ja arvukus (isendite arv m⁻²) tetrapoodide lähistel.

	Tetrapood A		Tetrapood E		Tetrapood I		Tetrapood O	
Liigid	Biomass	Arvukus	Biomass	Arvukus	Biomass	Arvukus	Biomass	Arvukus
Loomaliigid:								
<i>Amphibalanus improvisus</i>	190.3175 $\pm$ 134.6795	17367 $\pm$ 1033	98.2113 $\pm$ 123.3537	11558 $\pm$ 11338	0.9075 $\pm$ 1.651	392 $\pm$ 527	29.5038 $\pm$ 20.2958	4792 $\pm$ 227
<i>Cerastoderma glaucum</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	7.1606 $\pm$ 7.2202	158 $\pm$ 101
<i>Chironomidae</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0031 $\pm$ 0.0063	8 $\pm$ 14	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Corophium volutator</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0588 $\pm$ 0.0472	275 $\pm$ 115
<i>Cyanophthalma obscura</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	33 $\pm$ 58	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Ecrobia ventrosa</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0031 $\pm$ 0.0063	25 $\pm$ 43	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1288 $\pm$ 0.1769	283 $\pm$ 448
<i>Gammarus juv</i>	0.0025 $\pm$ 0.005	33 $\pm$ 58	0.0381 $\pm$ 0.0511	92 $\pm$ 115	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0375 $\pm$ 0.0497	150 $\pm$ 150
<i>Gammarus salinus</i>	0.025 $\pm$ 0.05	17 $\pm$ 29	0.035 $\pm$ 0.07	17 $\pm$ 29	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1813 $\pm$ 0.2385	83 $\pm$ 88
<i>Gammarus zaddachi</i>	0.0088 $\pm$ 0.0175	8 $\pm$ 14	0.0163 $\pm$ 0.0325	17 $\pm$ 29	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Halacaridae</i>	0.0063 $\pm$ 0.0125	33 $\pm$ 58	0.0038 $\pm$ 0.0075	50 $\pm$ 87	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Hediste diversicolor</i>	0.0188 $\pm$ 0.0231	58 $\pm$ 63	0.02 $\pm$ 0.0308	50 $\pm$ 43	0.0538 $\pm$ 0.0642	233 $\pm$ 38	0.0056 $\pm$ 0.0043	67 $\pm$ 29
<i>Idotea juv</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0006 $\pm$ 0.0013	17 $\pm$ 29	0.0125 $\pm$ 0.025	142 $\pm$ 245
<i>Jaera albifrons</i>	0.03 $\pm$ 0.0366	175 $\pm$ 139	0.025 $\pm$ 0.0252	83 $\pm$ 80	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0063 $\pm$ 0.006	108 $\pm$ 76
<i>Laomedea flexuosa</i>	0.1806 $\pm$ 0.1816	0 $\pm$ 0	0.0031 $\pm$ 0.0063	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Leptocheirus pilosus</i>	0.2075 $\pm$ 0.1601	2267 $\pm$ 1115	0.0975 $\pm$ 0.1499	717 $\pm$ 944	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Macoma balthica</i>	0.0313 $\pm$ 0.0361	217 $\pm$ 202	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0056 $\pm$ 0.0113	8 $\pm$ 14	0.6319 $\pm$ 1.1498	100 $\pm$ 25
<i>Manayunkia aestuarina</i>	0.09 $\pm$ 0.0975	3492 $\pm$ 2242	0.0506 $\pm$ 0.05	2258 $\pm$ 1321	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.025 $\pm$ 0.0354	358 $\pm$ 330
<i>Mya arenaria</i>	0.0944 $\pm$ 0.0743	283 $\pm$ 76	0.0494 $\pm$ 0.0732	83 $\pm$ 123	0.0275 $\pm$ 0.034	67 $\pm$ 52	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Mytilus trossulus</i>	17.5425 $\pm$ 14.2219	3592 $\pm$ 726	24.3538 $\pm$ 28.6122	2725 $\pm$ 3270	2.4756 $\pm$ 4.3104	392 $\pm$ 332	202.4413 $\pm$ 141.5515	6917 $\pm$ 1693
<i>Nematoda</i>	0.0206 $\pm$ 0.0396	650 $\pm$ 879	0.0594 $\pm$ 0.0783	1250 $\pm$ 1085	0.0025 $\pm$ 0.005	125 $\pm$ 156	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Oligochaeta</i>	0.0194 $\pm$ 0.0274	125 $\pm$ 66	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0781 $\pm$ 0.1063	2300 $\pm$ 1051	0.0225 $\pm$ 0.0385	650 $\pm$ 657
<i>Peringia ulvae</i>	0.0531 $\pm$ 0.0534	167 $\pm$ 63	0.0275 $\pm$ 0.0357	67 $\pm$ 52	0.4231 $\pm$ 0.5253	533 $\pm$ 188	4.4219 $\pm$ 3.9469	3850 $\pm$ 2159
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0.0125 $\pm$ 0.0186	100 $\pm$ 90	0.0081 $\pm$ 0.0163	8 $\pm$ 14	0.005 $\pm$ 0.01	8 $\pm$ 14	0.1406 $\pm$ 0.2328	300 $\pm$ 336
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0319 $\pm$ 0.0416	25 $\pm$ 25
Taimeliigid:								
<i>Battersia arctica</i>	0.1156 $\pm$ 0.2313	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Cladophora glomerata</i>	0.0063 $\pm$ 0.0083	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.3538 $\pm$ 0.7075	0 $\pm$ 0
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Ulva intestinalis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.2831 $\pm$ 0.5663	0 $\pm$ 0
<i>Ulva prolifera</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.0381 $\pm$ 0.0763	0 $\pm$ 0

3.1.2. Planktonikooslused

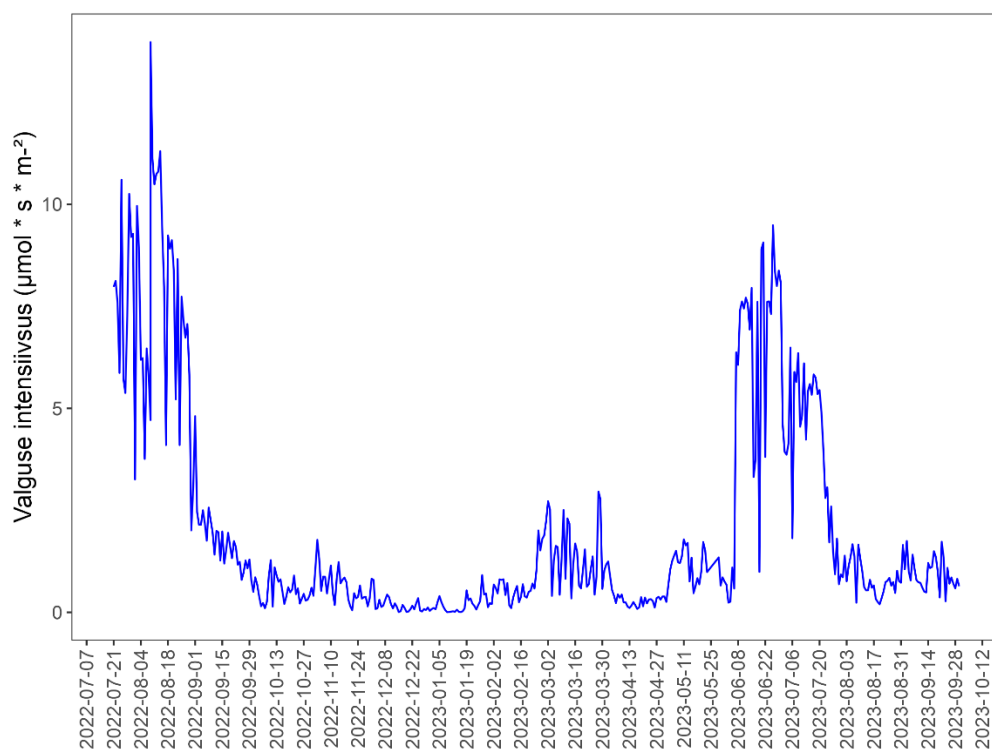
Plaanitava meretuulepargi alal olev zooplanktoni kooslus on Liivilahele tüüpiliselt kõrge biomassiga ja suhteliselt liigivaene. Suvises koosluses on domineerivateks aerjalgsete liikideks on *Acartia bifilosa* ja *Eurytemora affinis*. Vesikirbuliste peamine esindaja on *Bosmina coregoni* ning keriloomadest perekonna *Keratella* ja *Synchaeta* esindajad. 2021-2022 aastal kogutud zooplanktoni 29-st proovist leiti tuuleparkide alal ja selle vahetus läheduse olevates seirejaamades 125 ja K2 kokku 25 mesozooplanktoni taksonit, neist 7 kuulusid aerjalgsete, 6 vesikirbuliste, 7 keriloomade hulka, ülejäänud 5 taksoni puhul oli tegemist põhjaloomastiku vastsestaadiumiga. Leitud taksonitest 5 puhul oli tegemist võõrliikidega (vesikirbulised *Evadne anonyx*, *Cercopagis pengoi* ning *Amphibalanus improvisus*, *Decapoda* ja *Polychaeta* vastsed).

Zooplanktoni keskmise suuruse ja kogubiomassi indikaatori (MSTS) järgi on piirkonna mereala keskkonnaseis hea. 2021-2022 aasta proovide järgi oli mesozooplanktoni keskmine suurus $5.8 \mu\text{g}$ ja kogubiomass 598 mg m^{-3} , mis ületasid Liivi lahele vastavaid HKS läviväärtusi ($4.7 \mu\text{g}$ ja 253 mg m^{-3}). Tuulepargi alalt jaamast UTIL083 kogutud üksikus zooplanktoni proovis olid indikaatori näidud erakordselt kõrged (head) vastavalt $9.2 \mu\text{g}$ ja 3134 mg m^{-3} .

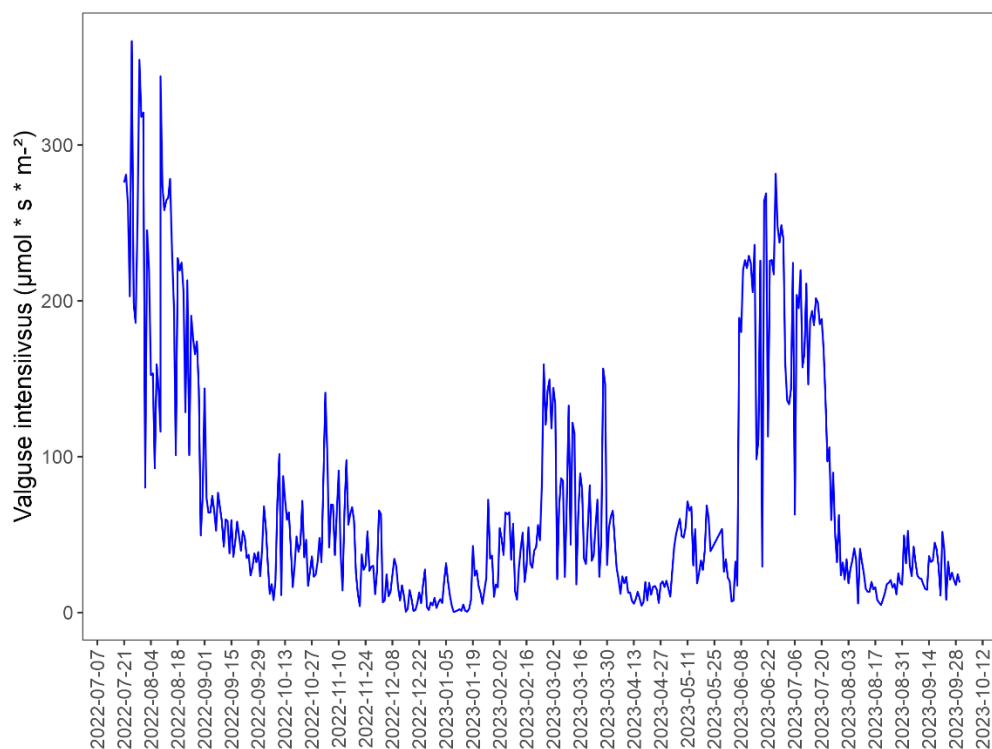
3.1.3. Keskkonnamuutujad

3.1.3.1. Valgus

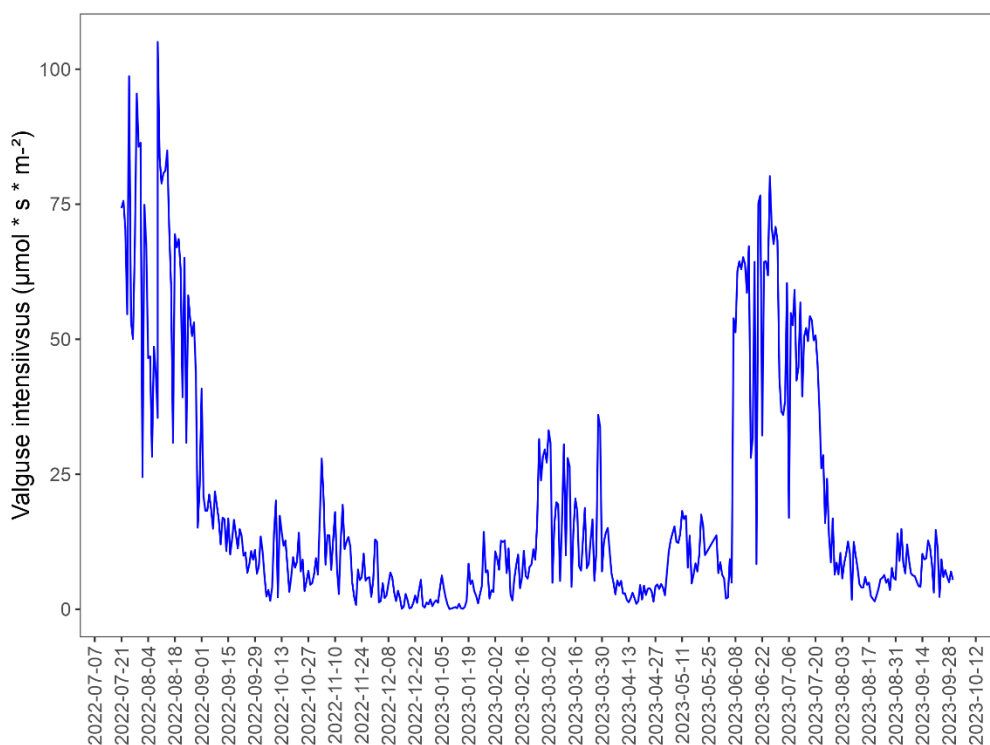
Katse piirkonnas mõõdetud valgus näitas, et suvekuudel jõuab 7.4 m sügavuseni arvestatav kogus valgust aga talvel on see kordades madalam jõudes peaaegu nullini (Joonis 3.1.3.1.1). Oluliselt suurem kogus valgust jõuab 2, 4 ja 6 meetri sügavustele (Joonis 3.1.3.1.2, 3.1.3.1.3, 3.1.3.1.4).



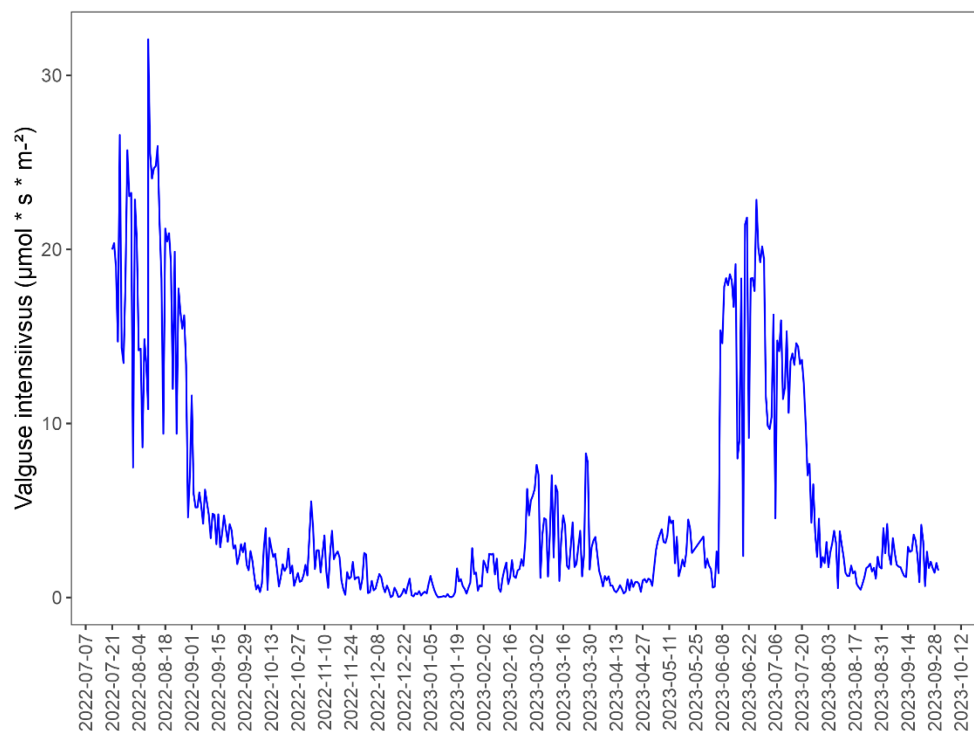
Joonis 3.1.3.1.1. Päeva keskmine valguse intensiivsus 7.4 meetri tetrapoodi lähistel.



Joonis 3.1.3.1.2. Päeva keskmine valguse intensiivsus 2 meetri sügavusel.



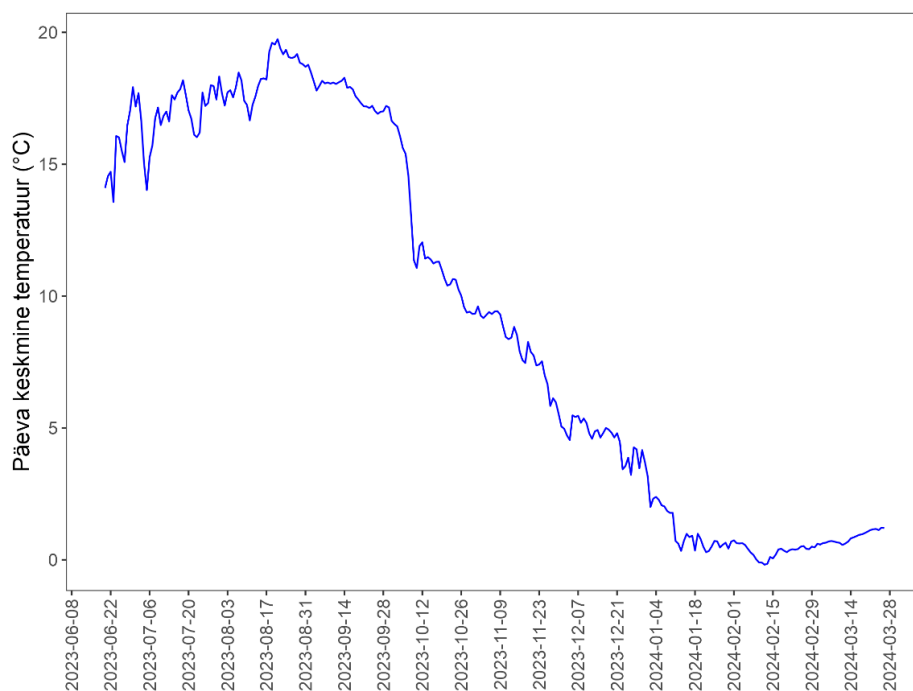
Joonis 3.1.3.1.3. Päeva keskmine valguse intensiivsus 4 meetri sügavusel.



Joonis 3.1.3.1.4. Päeva keskmine valguse intensiivsus 6 meetri sügavusel.

3.1.3.2. Temperatuur

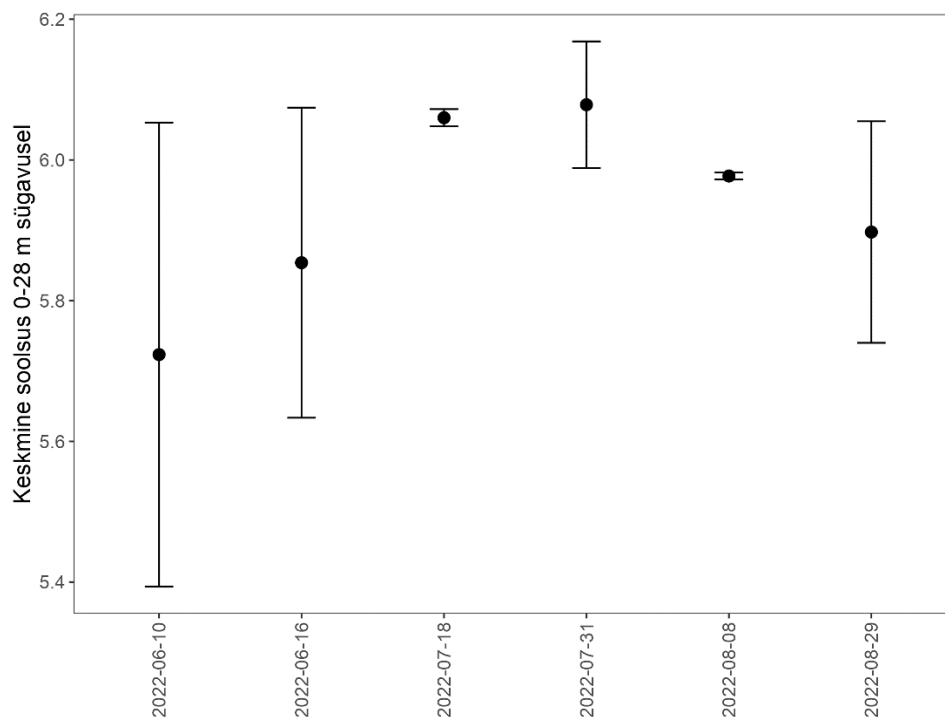
Merevee temperatuur piirkonnas tõuseb suvel veidi üle 15 °C ja talvel püsib 0 kraadi lähistel (Joonis 3.1.3.2.1).



Joonis 3.1.3.2.1. Merevee päeva keskmine temperatuur (°C) alates 2023 a. juunist kui 2024 a. märtsini 7.4 m sügavusel.

3.1.3.3. Soolsus

Katsepiirkonna keskmine soolsus oli vahemikus 5.4 kuni 6.2 (3.1.3.3.1).

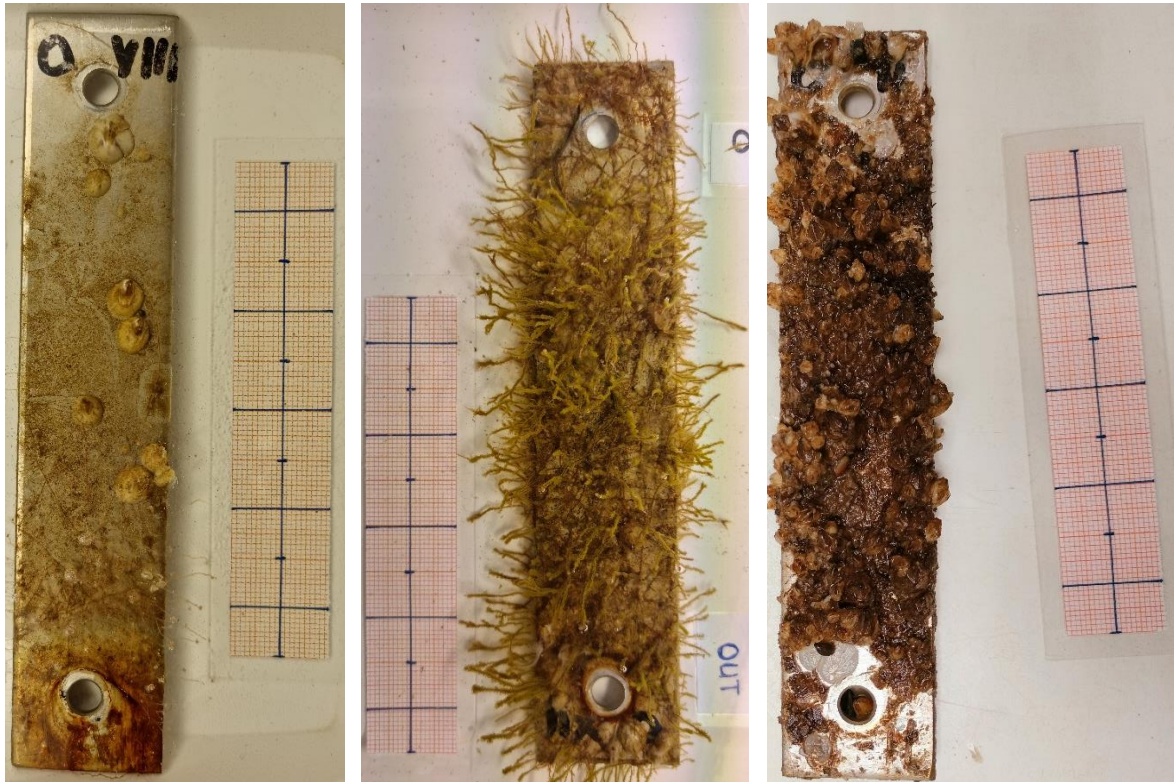


Joonis 3.1.3.3.1. Merevee keskmine soolsuse keskmine ja standardvarieeruvus 0 - 28 m sügavusvahemikus.

3.2. Tetrapoodide katse

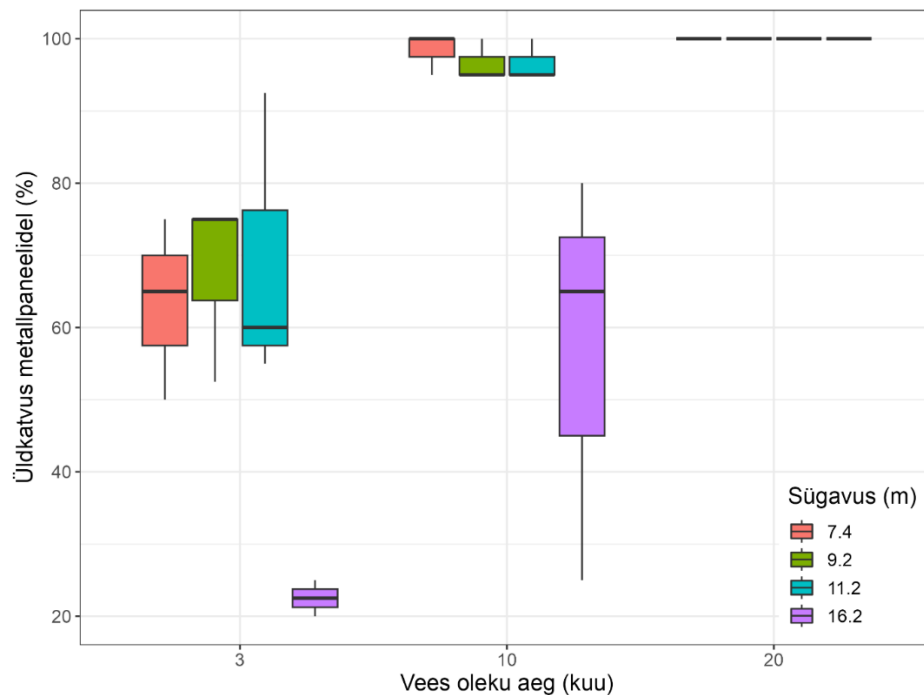
3.2.1. Tetrapoodidele kinnitatud metall paneelidele koloniseerimine

Kõik paneelid saavutasid 100% üldkatvuse pärast 20 kuu vees olekut, 3 kuuga keskmiselt 58,6 ± 21,8 % (keskmine ± standardvarieeruvus) ja 10 kuuga 87,1 ± 22,1% (Joonis 3.2.1.1).



Joonis 3.2.1.1. Tetrapoodi O metallpaneelide katvuse näidised 3 kuuga, 10 kuuga, 20 kuuga (vasakult paremale).

Paneelide üldkatvust mõjutasid nii sügavus ($F_{3, 24} = 13,640$, $p < 0,001$) kui ka vees oleku aeg ($F_{2, 24} = 47,440$, $p < 0,001$) ja nende kombineeritud mõju ($F_{6, 24} = 3,487$, $p = 0,013$). Katvus suurenes kiiremini madalamates sügavustes võrreldes kõige sügavama asukohaga (16,2 m) (Joonis 3.2.1.2).



Joonis 3.2.1.2. Üldkatvus (%) metallpaneelidel erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

Liigirikkus paneelidel oli üldiselt madal varieerudes, 5 kuni 11 liiki (Tabel 3). Domineerisid harilik tõruvähk *Amphibalanus improvisus*, söödav rannakarp *Mytilus trossulus*, sammalloom *Einhornia crustulenta* ja hüdraloom *Cordylophora caspia*. Lisaks leiti väikeses koguses erinevaid liike erinevatest funktsionaalsetest rühmadest. Liikuvatest vähiliste liikidest leiti *Gammarus salinus*, *Gammarus zaddachi*, *Jaera albifrons*, *Leptocheirus pilosus* ja kirpvähkide juveniile. Lisaks leiti vähesel määral hulkharjasusse *Hediste diversicolor*, teisi hüdraloomi (peamiselt *Laumedeia flexuosa*) ning molluskite *Mya arenaria* ja *Tenellia* sp. (peamiselt *Tenellia adspersa*) indiviide. Võõrliikideks loetakse Läänemeres harilikku tõruvähki, hüdralooma *Cordylophora caspiat* ja liiva-uurikarpi *Mya arenaria*.

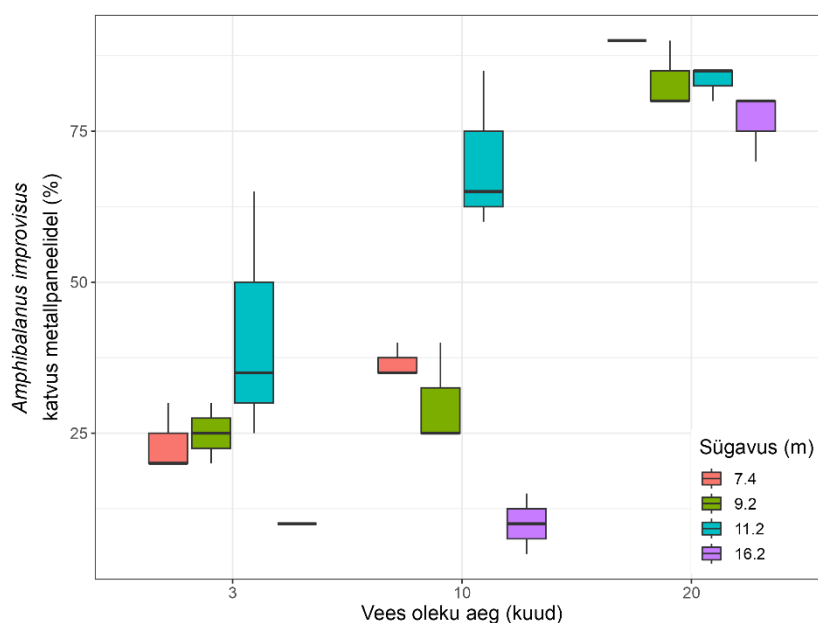
Tabel 3. Tetrapoodi katses metallpaneelidel esinenud liikide mediaan (miinimum; maksimum) liikide katvus (%), arvukus (isendite arv m⁻²) ja biomass (g kuivkaal m⁻²) erinevatel vees oleku aegadel (kuud) ja sügavusel (m).

Tetrapood	Sügavus	Vees oleku aeg	Liik	Katvus	Arvukus	Biomass
A	7.4	3	<i>Amphibalanus improvisus</i>	20 (20; 30)	58 (49; 59)	0.8707 (0.5284; 1.077)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	40 (20; 55)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 5)		0.0004 (0; 0.0062)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 1)	64 (9; 122)	0.0215 (0.0037; 0.0356)
			<i>Hydrozoa sp</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0014)
		10	<i>Amphibalanus improvisus</i>	35 (35; 40)	65 (38; 71)	2.0089 (1.9528; 2.5859)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	95 (90; 100)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 2)		0.0005 (0; 0.0101)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 10)	56 (29; 147)	0.0508 (0.0363; 0.1301)
			<i>Gammarus salinus</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.003)
		20	<i>Gammarus zaddachi</i>		1 (0; 1)	0.0034 (0; 0.005)
			<i>Laumedeia flexuosa</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0008)
			<i>Amphibalanus improvisus</i>	90 (90; 90)	124 (83; 160)	4.5842 (4.3537; 5.9164)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	60 (60; 80)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 2)		0.0102 (0; 0.0886)
			<i>Mytilus trossulus</i>	10 (1; 25)	24 (11; 40)	0.3533 (0.1163; 0.7928)
			<i>Gammarus juveniles</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0002)
			<i>Gammarus salinus</i>		0 (0; 2)	0 (0; 0.0011)
			<i>Gammarus zaddachi</i>		1 (0; 2)	0.0045 (0; 0.0069)
			<i>Hediste diversicolor</i>		1 (0; 1)	0.0002 (0; 0.0003)
			<i>Jaera albifrons</i>		0 (0; 7)	0 (0; 0.0009)
			<i>Leptocheirus pilosus</i>		2 (1; 2)	0.0008 (0.0002; 0.0048)
			<i>Mya arenaria</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0018)
E	9.2	3	<i>Amphibalanus improvisus</i>	25 (20; 30)	49 (25; 69)	0.8253 (0.7649; 1.2436)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	45 (30; 45)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 1)		0.0008 (0; 0.0056)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 1)	38 (29; 42)	0.0124 (0.0078; 0.0138)
			<i>Hydrozoa sp</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0003)
		10	<i>Tenellia adspersa</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0004)
			<i>Amphibalanus improvisus</i>	25 (25; 40)	59 (51; 77)	1.7023 (1.528; 2.0487)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	95 (80; 95)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 1)		0.0004 (0; 0.0039)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 5)	34 (22; 36)	0.0263 (0.0208; 0.0324)
			<i>Gammarus juveniles</i>		1 (0; 56)	0.0001 (0; 0.0033)
			<i>Gammarus salinus</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0059)
			<i>Gammarus zaddachi</i>		2 (1; 6)	0.0126 (0.0039; 0.031)
			<i>Hydrozoa sp</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0002)
			<i>Laumedeia flexuosa</i>	0 (0; 5)		0 (0; 0.0157)
		20	<i>Amphibalanus improvisus</i>	80 (80; 90)	125 (98; 184)	4.3736 (4.2368; 4.409)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	50 (50; 70)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0023)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 5)	11 (10; 19)	0.1828 (0.1648; 0.2446)
			<i>Gammarus zaddachi</i>		3 (0; 3)	0.0094 (0; 0.0106)
			<i>Jaera albifrons</i>		1 (0; 8)	0.0006 (0; 0.0015)

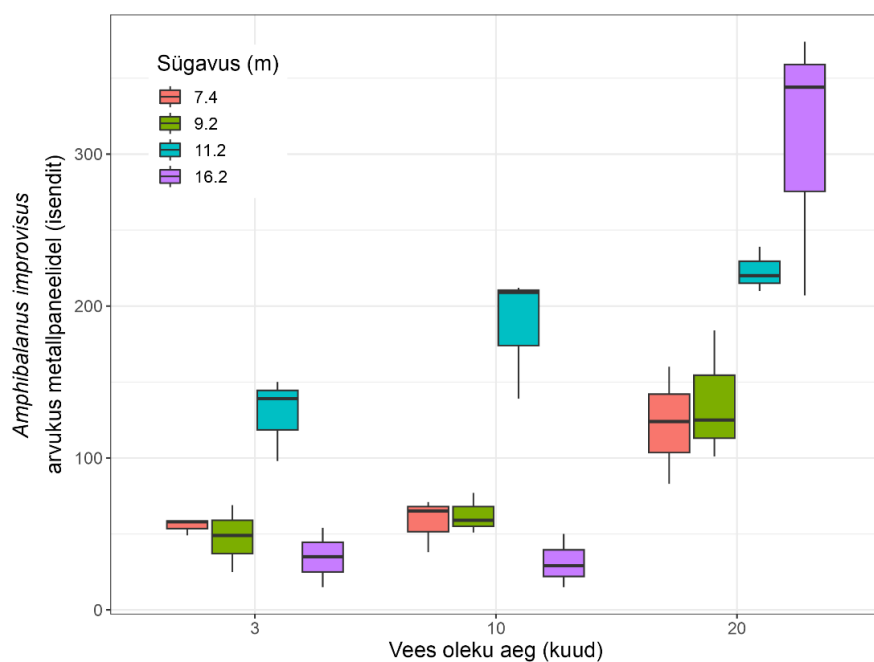
I	11.2	3	<i>Leptocheirus pilosus</i>		1 (1; 2)	0.0019 (0.0006; 0.0082)
			<i>Amphibalanus improvisus</i>	35 (25; 65)	139 (98; 150)	1.7071 (1.4304; 3.0096)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	25 (15; 30)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (1; 1)		0.0028 (0.0012; 0.003)
			<i>Mytilus trossulus</i>	2 (1; 5)	73 (70; 110) 209 (139;	0.0268 (0.0232; 0.0314)
		10	<i>Amphibalanus improvisus</i>	65 (60; 85)	212)	3.4369 (2.0808; 3.8527)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	55 (25; 90)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (1; 2)		0.0018 (0.0017; 0.0038)
			<i>Mytilus trossulus</i>	5 (5; 5)	76 (59; 94)	0.0581 (0.0434; 0.0822)
			<i>Jaera albifrons</i>		1 (0; 1)	0.0001 (0; 0.0011)
		20	<i>Laumedeia flexuosa</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0001)
					217 (210;	
			<i>Amphibalanus improvisus</i>	85 (80; 85)	237)	5.9987 (5.251; 7.0014)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	50 (50; 70)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0091)
			<i>Mytilus trossulus</i>	10 (5; 20)	57 (36; 88)	0.4837 (0.3302; 1.174)
			<i>Gammarus salinus</i>		3 (1; 3)	0.0047 (0.0027; 0.0102)
			<i>Gammarus zaddachi</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0043)
			<i>Hediste diversicolor</i>		1 (0; 2)	0.0004 (0; 0.0009)
			<i>Jaera albifrons</i>		4 (0; 6)	0.0007 (0; 0.0013)
			<i>Leptocheirus pilosus</i>		2 (0; 2)	0.0018 (0; 0.0055)
O	16.2	3	<i>Amphibalanus improvisus</i>	10 (10; 10)	35 (15; 54)	0.2 (0.1647; 0.2178)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	5 (5; 10)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	10 (1; 10)		0.0017 (0.0006; 0.0033)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 1)	12 (10; 23)	0.003 (0.0028; 0.0045)
		10	<i>Amphibalanus improvisus</i>	10 (5; 15)	29 (15; 50)	0.2722 (0.2048; 0.4844)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	15 (15; 80)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	0 (0; 40)		0 (0; 0.0691)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 1)	23 (16; 34)	0.0128 (0.0113; 0.0253)
			<i>Hydrozoa sp</i>	1 (0; 10)		0.0025 (0; 0.0241)
			<i>Jaera albifrons</i>		0 (0; 6)	0 (0; 0.0024)
			<i>Leptocheirus pilosus</i>		0 (0; 2)	0 (0; 0.0005)
			<i>Tenellia sp</i>		0 (0; 4)	0 (0; 0.0001)
					344 (207;	
		20	<i>Amphibalanus improvisus</i>	80 (70; 80)	374)	2.3255 (1.3728; 3.0041)
			<i>Einhornia crustulenta</i>	65 (60; 65)		
			<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 1)		0.0046 (0; 0.0211)
			<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 5)	34 (23; 81)	0.1827 (0.1081; 0.4799)
			<i>Jaera albifrons</i>		4 (1; 5)	0.0005 (0.0001; 0.001)
			<i>Leptocheirus pilosus</i>		3 (1; 3)	0.0002 (0.0001; 0.0004)

3.2.1.1. Harilik tõruvähk *Amphibalanus improvisus*

Hariliku tõruvähi katvust mõjutas oluliselt vees oleku aeg ($F_{2, 24} = 161,41$, $p < 0,001$), sügavus ($F_{3, 24} = 23,09$, $p < 0,001$) ja vees oleku aja ning sügavuse koosmõju ($F_{6, 24} = 5,83$, $p = 0,001$) (Joonis 3.2.1.1.1). Arvukus järgis sarnast mustrit, kus mõjutasid nii vees oleku aeg ($F_{2, 24} = 46,5$, $p < 0,001$), sügavus ($F_{3, 24} = 15,365$, $p < 0,001$) kui ka vees oleku aja ning sügavuse koosmõju ($F_{6, 24} = 8,524$, $p = 0,001$) (Joonis 3.2.1.1.2). Üldiselt oli katvus ja arvukus sügavaimas asukohas 3-e ja 10-ne kuu pärast madalam kui madalamates kohtades, kuid pärast 20 kuud ei täheldatud sügavuste vahel erinevusi. Erinevalt katvusest oli tõruvähkide arvukus pärast 20 kuud sügavaimas kohas oluliselt kõrgem, viidates aeglasemale koloniseerimisprotsessile sügavamates piirkondades.

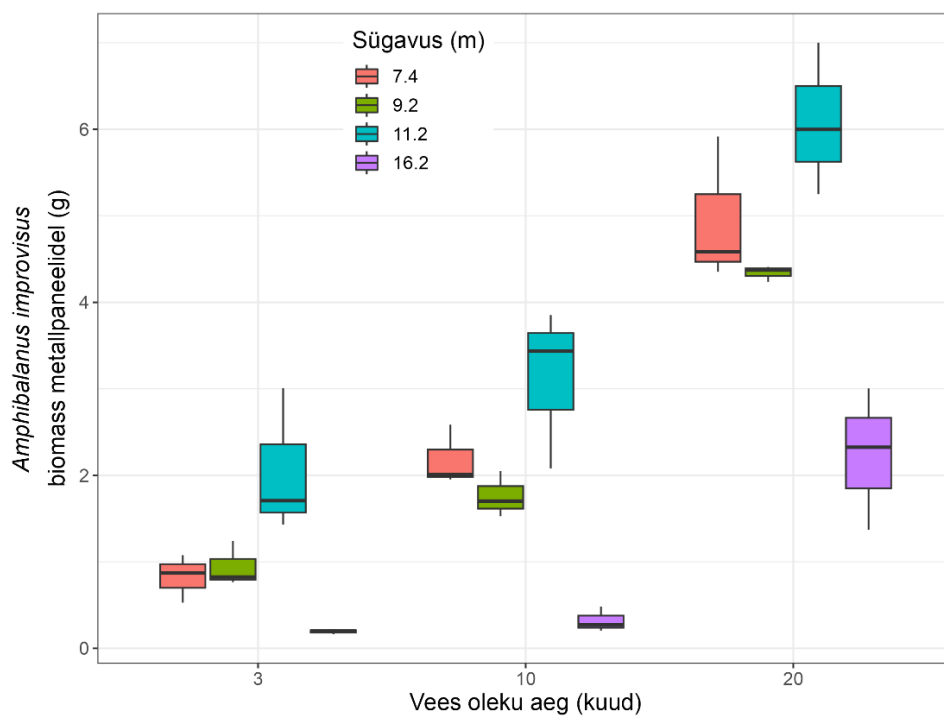


Joonis 3.2.1.1.1. Hariliku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) katvus metallpaneelidel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.



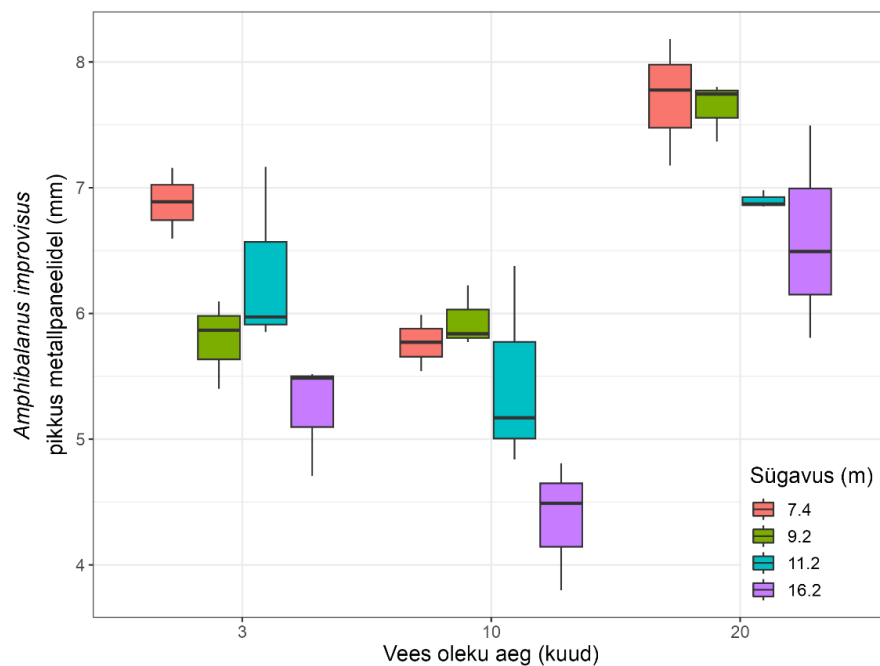
Joonis 3.2.1.1.2. Hariliku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) arvukus metallpaneelidel (isendit) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

Hariliku tõruvähi biomassi mõjutas oluliselt vees oleku aeg ($F_{2,30} = 93,44$, $p < 0,001$) ja sügavus ($F_{3,30} = 30,4$, $p < 0,001$) (Joonis 3.2.1.1.3). Madalamatel sügavustel kasvas hariliku tõruvähi biomass oluliselt kiiremini kui kõige sügavamas punktis.

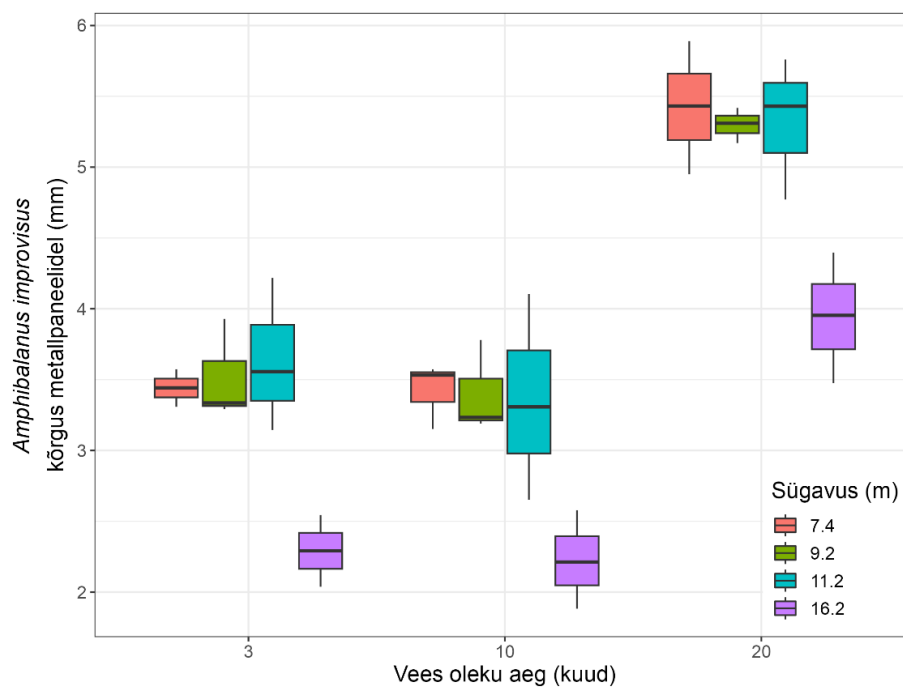


Joonis 3.2.1.1.3. Hariliku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) biomass metallpaneelidel (isendit) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

Kolme kuuga kasvasid tõruvähid keskmiselt 6.1 mm laiuseks (kasvuplaadi diameeter) ja 3.3 mm kõrguseks ja järgneva 17 kuuga kasvasid veel keskmiselt 18% laiust ja 50 % kõrgust (Joonis 3.2.1.1.4, Joonis 3.2.1.1.5, Tabel 4).



Joonis 3.2.1.1.4. Hariliku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) pikkus (alusplaadi diagonaal) metallpaneelidel (mm) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.



Joonis 3.2.1.1.5. Hariliku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) kõrgus (alusplaadi diagonaal) metallpaneelidel (mm) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

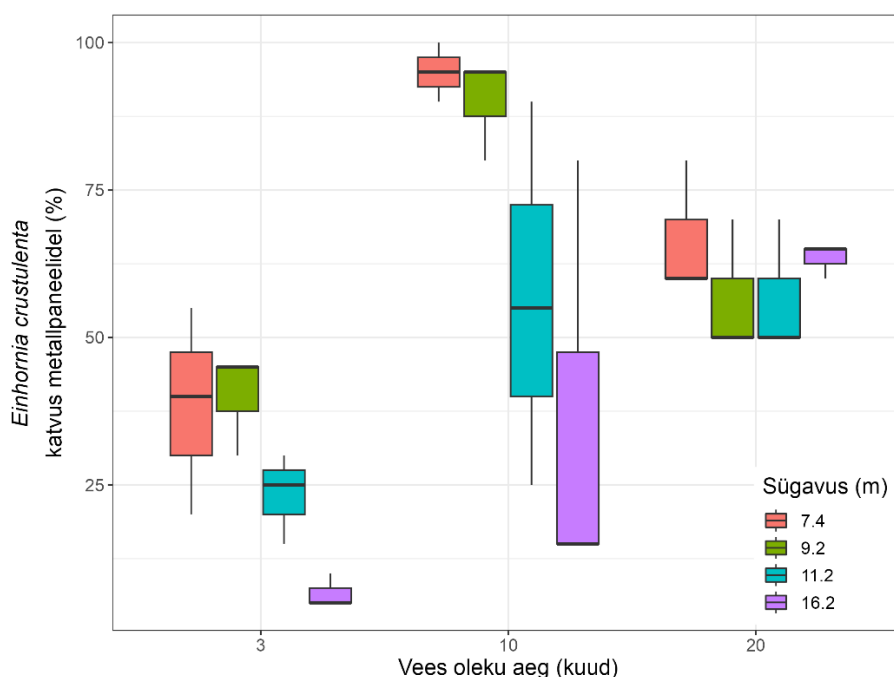
Tõruvähkide suurust ja kuju mõjutasid nii aeg (Pikkus: $F_{2, 30} = 37.03$, $p < 0,001$; Kõrgus: $F_{2, 29} = 89.01$, $p < 0,001$) kui ka sügavus (Pikkus: $F_{2, 30} = 11,38$, $p < 0,001$; Kõrgus: $F_{2, 29} = 23.02$, $p < 0,001$), kuid nende koosmõju ei täheldatud. Sügavaimas jaamas olid tõruvähid mõlemalt mõõtmelt oluliselt väiksemad võrreldes teiste jaamadega ($p < 0,05$).

Tabel 4. Harilikku tõruvähi (*Amphibalanus improvisus*) mediaan pikkus (miinimum; maksimum) ja kõrgus eri sügavustel ja vees oleku ajal.

Tetrapood	Sügavus (m)	Vees oleku aeg (kuud)	Pikkus (mm)	Kõrgus (mm)
A	7.4	3	6.89 (6.6; 7.16)	3.44 (3.31; 3.57)
		10	5.77 (5.54; 5.99)	3.53 (3.15; 3.57)
		20	7.78 (7.18; 8.18)	5.43 (4.95; 5.89)
E	9.2	3	5.87 (5.4; 6.09)	3.34 (3.29; 3.93)
		10	5.84 (5.77; 6.22)	3.23 (3.19; 3.78)
		20	7.75 (7.37; 7.8)	5.31 (5.17; 5.42)
I	11.2	3	5.97 (5.85; 7.17)	3.56 (3.14; 4.22)
		10	5.17 (4.84; 6.38)	3.31 (2.65; 4.11)
		20	6.87 (6.85; 6.98)	5.43 (4.77; 5.76)
O	16.2	3	5.48 (4.71; 5.52)	2.29 (2.04; 2.55)
		10	4.49 (3.8; 4.81)	2.21 (1.88; 2.58)
		20	6.49 (5.81; 7.5)	3.95 (3.47; 4.4)

3.2.1.2. Sammalloom *Einhornia crustulenta*

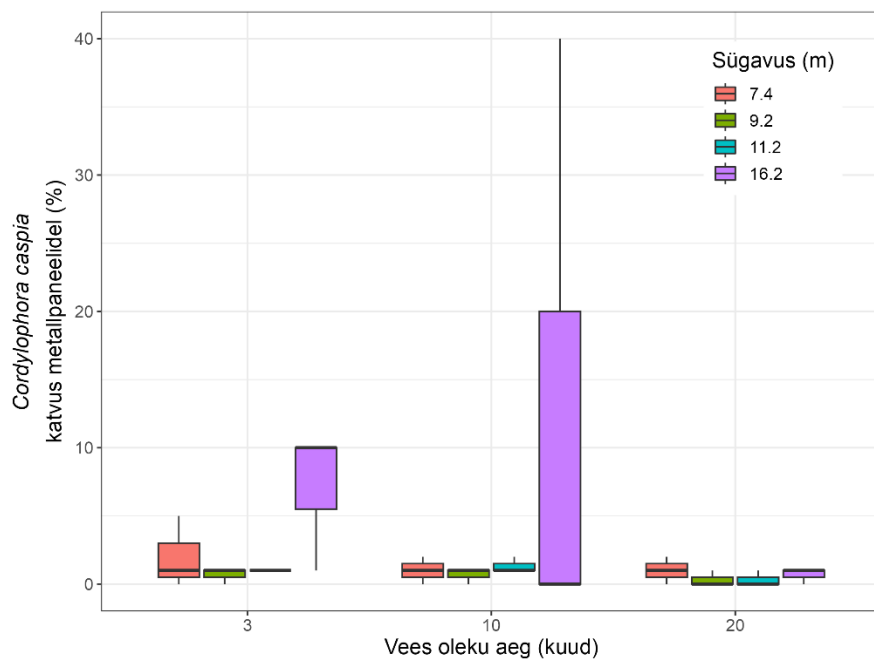
Sammallooma katvust mõjutas oluliselt vees oleku aeg ($F_{2, 30} = 17,247$, $p < 0,001$) ja sügavus ($F_{3, 30} = 5,398$, $p = 0,004$). Täpsemalt, suurenes katvus kiiremini madalamatel sügavustel ületades 10 kuuga 90 %, kuid peale kahtekümmend kuud oli kõikidel sügavustel 50 – 75 % (Joonis 3.2.1.2.1).



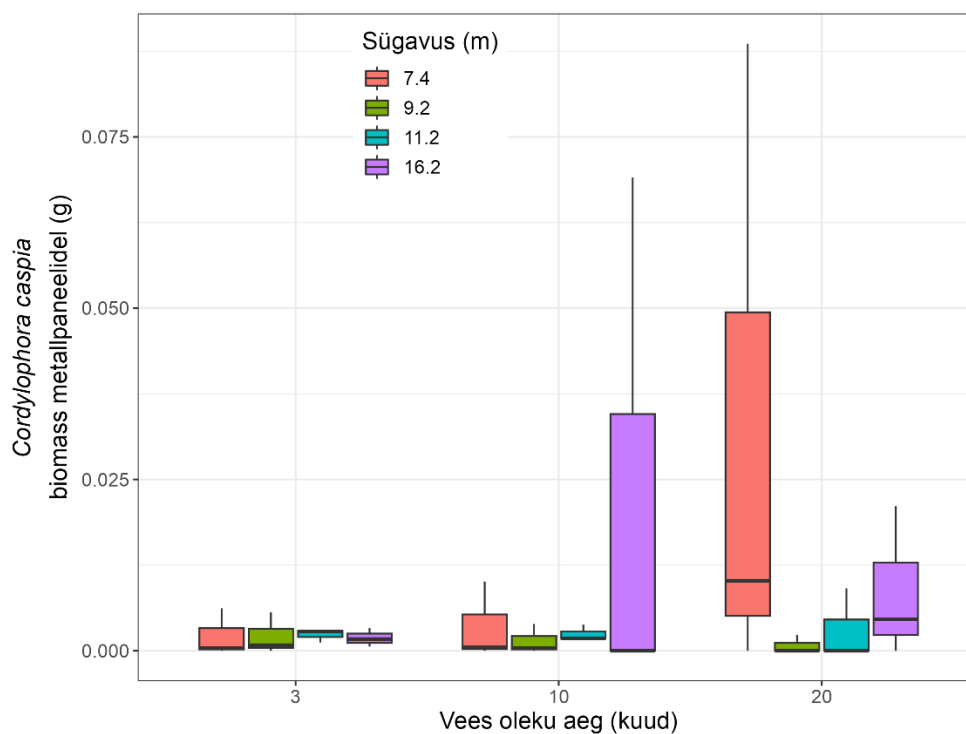
Joonis 3.2.1.2.1. Sammalloom (*Einhornia crustulenta*) katvus metallpaneelidel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

3.2.1.3. Hüdraloom *Cordylophora caspia*

Hüdralooma katvus metallpaneelidel jäi keskmiselt alla 5%, üksikutel paneelidel kõige sügavamas punktis üle 10% (Joonis 3.2.1.3.1). Katvus ei olnud mõjutatud oluliselt ei ajast, sügavusest ega nende koosmõjust. Liigi biomassi mõjutas ainult vees oleku aja ja sügavuse koosmõju ($F_{6, 12} = 2,999$, $p = 0,0499$) (Joonis 3.2.1.3.2), kuid post-hoc analüüs ei tuvastanud eri faktorite tasemete võrdluses ühtegi olulist erinevust.



Joonis 3.2.1.3.1. Hüdralooma *Cordylophora caspia* katvus metallpaneelidel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.



Joonis 3.2.1.3.2. Hüdralooma *Cordylophora caspia* biomass metallpaneelidel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

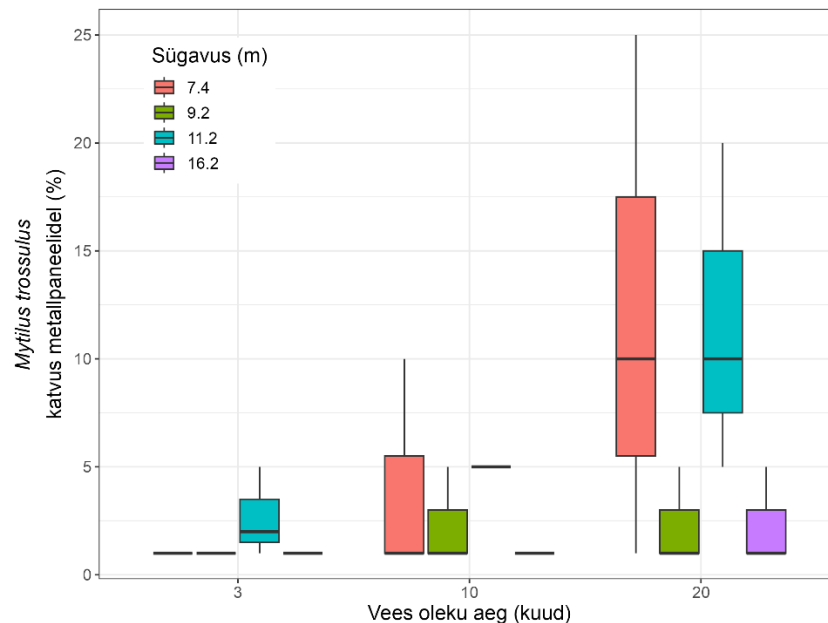
Hüdralooma koloonia kasvas kolme kuuga maksimaalselt 7.4 mm kõrguseks, 20ne kuuga 15 mm kõrguseks, kuid antud katse jaoks liigi maksimaalne kõrgus registreeriti 16.2 m sügavusel peale kümnet kuud vees olekut (Tabel 5).

Tabel 5. Hüdralooma *Cordylophora caspia* suurim ja keskmine kõrgus ($\pm$ standardvarieeruvus) (mm) erinevatel vees oleku aegadel (kuud) ja sügavustel (m) paneelidel.

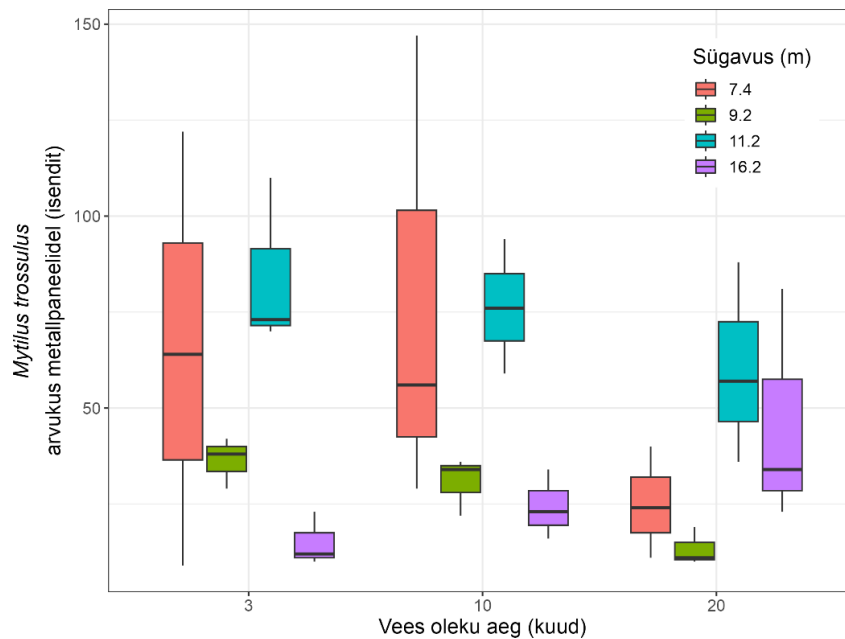
Aeg	Sügavus	n	Suurim kõrgus	Kõrgus
3	7,4	2	7,5	$6,8 \pm 1,1$
3	9,2	0	0,0	$0,0 \pm 0,0$
3	11,2	15	7,0	$3,9 \pm 1,4$
3	16,2	14	7,0	$3,5 \pm 1,5$
10	7,4	14	8,5	$4,3 \pm 1,7$
10	9,2	14	9,0	$4,7 \pm 1,7$
10	11,2	16	8,0	$4,1 \pm 1,6$
10	16,2	12	22,0	$14,5 \pm 4,4$
20	7,4	20	13,0	$6,3 \pm 3,4$
20	9,2	7	15,0	$6,0 \pm 4,3$
20	11,2	15	8,0	$4,0 \pm 2,0$
20	16,2	23	10,0	$5,4 \pm 2,4$

3.2.1.4. Söödav rannakarp *Mytilus trossulus*

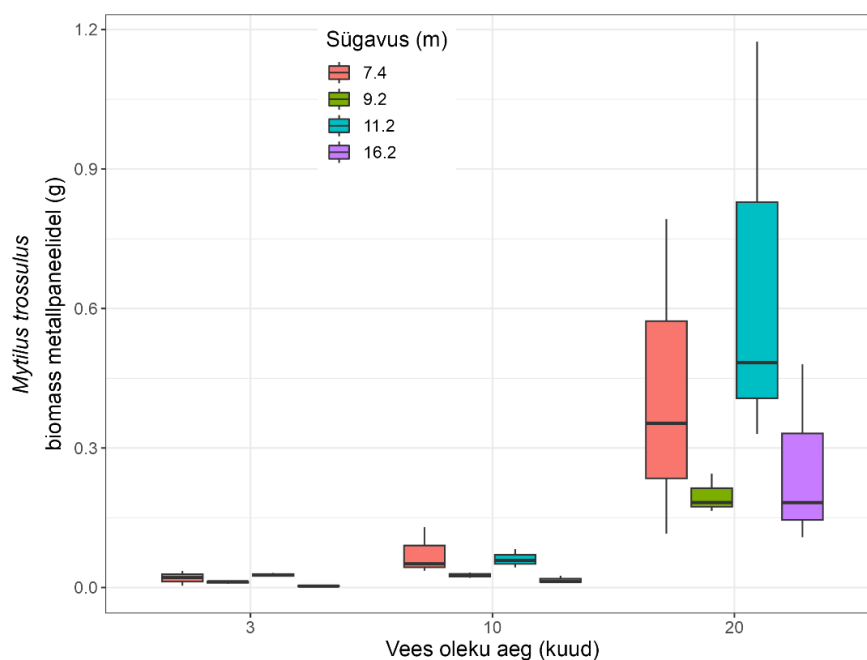
Söödava rannakarbi katvus mõjutas oluliselt vees oleku aeg ($F_{2,30} = 4,8188$, $p = 0,015$) (Joonis 3.2.1.4.1). Seevastu liigi arvukust mõjutas sügavus ($F_{3,30} = 5,371$, $p = 0,004$) (Joonis 3.2.1.4.2). Liigi biomassi mõjutas ainult vees oleku aeg ($F_{2,30} = 15,894$, $p < 0,001$) (Joonis 3.2.1.4.3), kahekümne kuu möödudes biomass kasvas oluliselt võrreldes kolme ($p < 0,001$) ja kümne kuuga ($p < 0,001$).



Joonis 3.2.1.4.1. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* katvus metallpaneelidel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

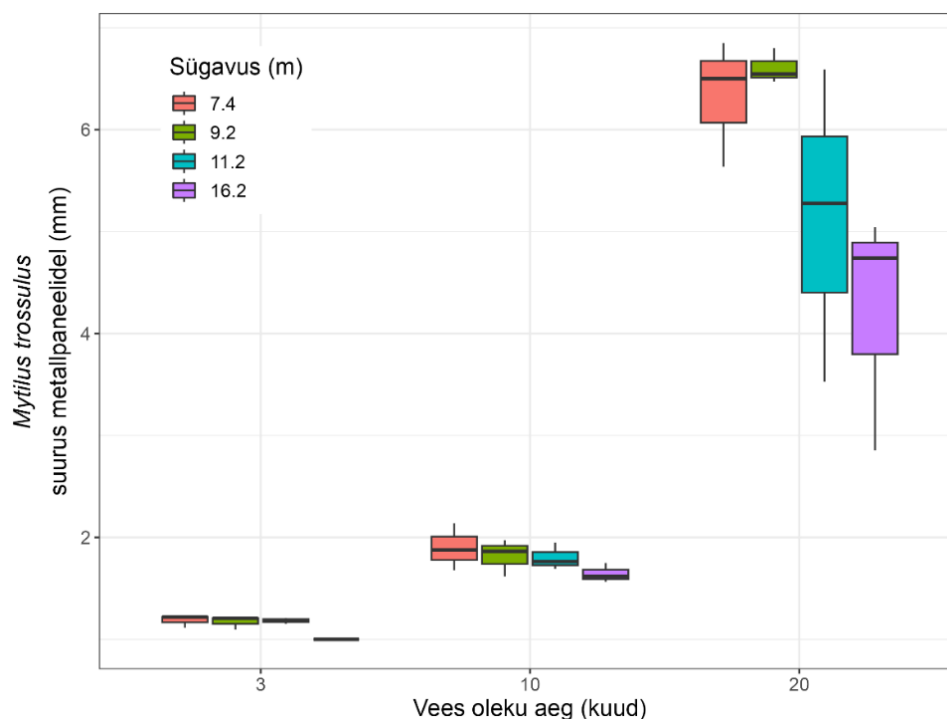


Joonis 3.2.1.4.2. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* arvukus metallpaneelidel (isendit) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

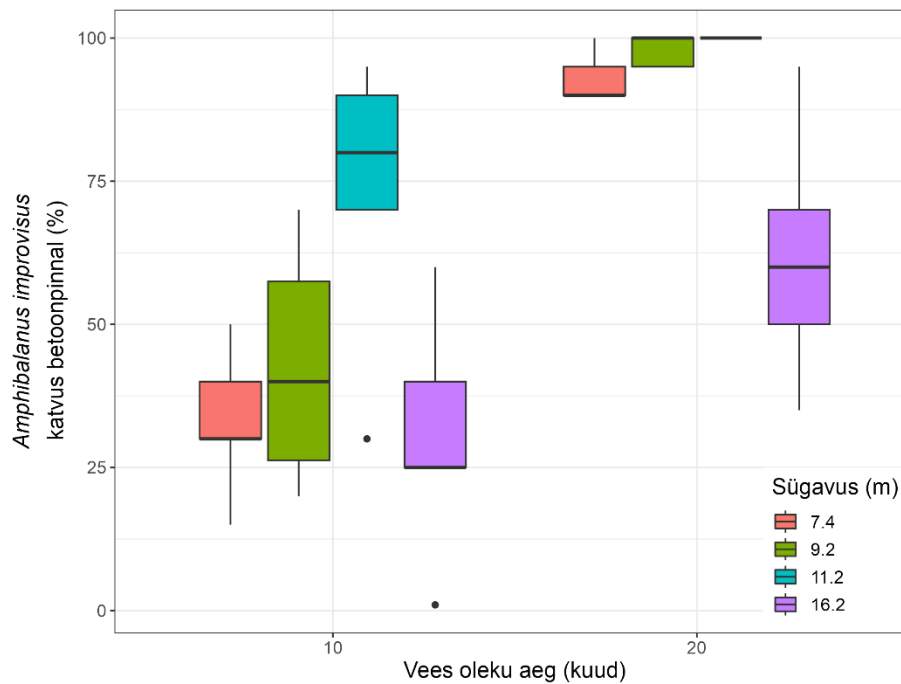


Joonis 3.2.1.4.3. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* biomass metallpaneelidel (g) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

Söödava rannakarbi suurust mõjutas nii aeg ($F_{2, 23} = 178,747$, $p < 0,001$), sügavus ($F_{3, 23} = 4,499$, $p = 0,0126$) kui ka nende koosmõju ($F_{6, 23} = 2.731$, $p = 0,0375$) (Joonis 3.2.1.4.4). Kõige sügavamas punktis (16.2 m) oli rannakarbid oluliselt väiksemad kui 7.4 ($p = 0.013$) ja 9.2 ($p = 0.004$) meetri sügavusel.



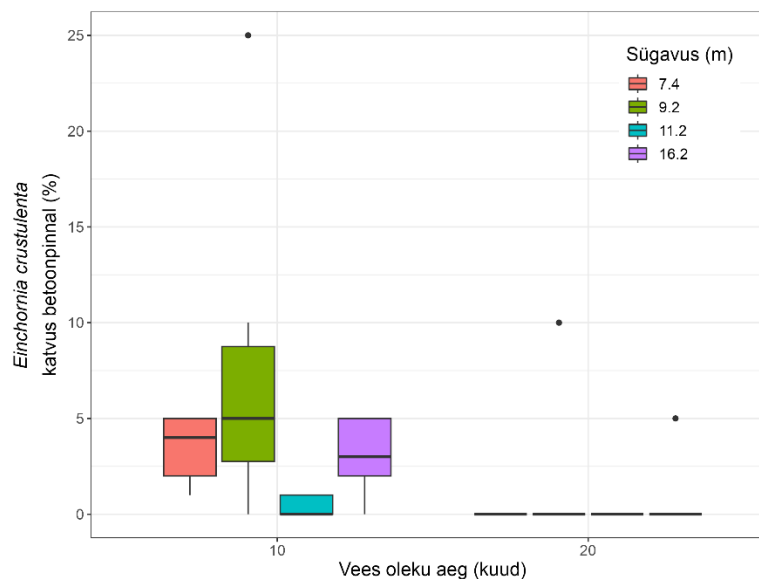
Joonis 3.2.1.4.4. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* suurus metallpaneelidel (mm) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.



Joonis 3.2.2.1.1. Hariliku tõruvähi *Amphibalanus improvisus* katvus betoonpindadel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

3.2.2.2. Sammalloom *Einhornia crustulenta*

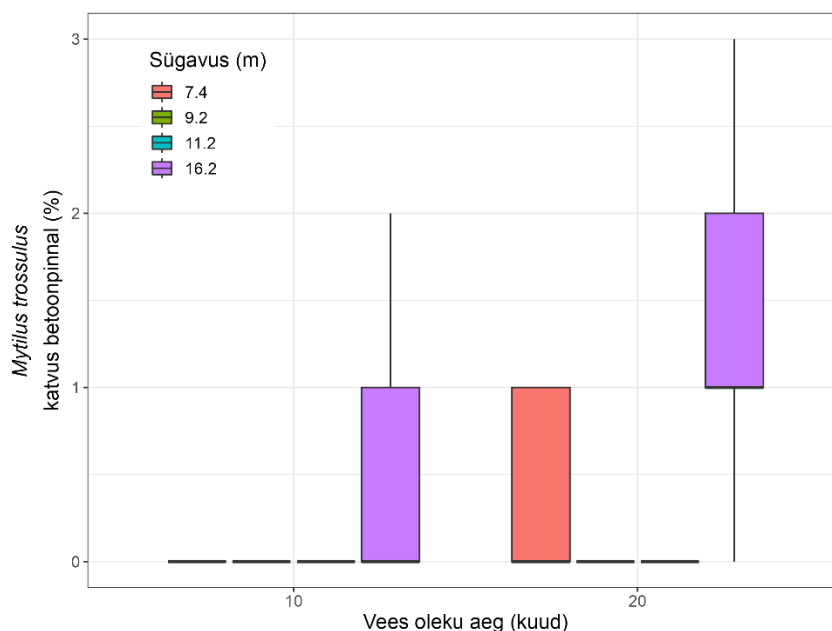
Sammallooma *Einhornia crustulenta* katvus betoonpindadel sõltus oluliselt ajast ($F_{1,36} = 6,087$, $p = 0,019$) (Joonis 3.2.2.2.1). Peale kümnet kuud koloniseeris sammalloom oluliselt rohkem betoonpindasid kui peale kahtekümmend kuud ($p=0.019$) (Joonis 3.2.2.2.1).



Joonis 3.2.2.2.1. Sammallooma *Einhornia crustulenta* katvus betoonpindadel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

3.2.2.3. Söödava rannakarp *Mytilus trossulus*

Söödava rannakarbi katvus betoonpindadel, tuvastatuna fotodelt, oli vaid marginaalne kuni 3%. Söödava rannakarbi katvus betoonpindadel sõltus ainult sügavusest ($F_{3, 36} = 7.614$, $p < 0,001$) (Joonis 3.2.2.3.1), kus madalamatel sügavustel oli katvus madalamal kui kõige sügavamas punktis.

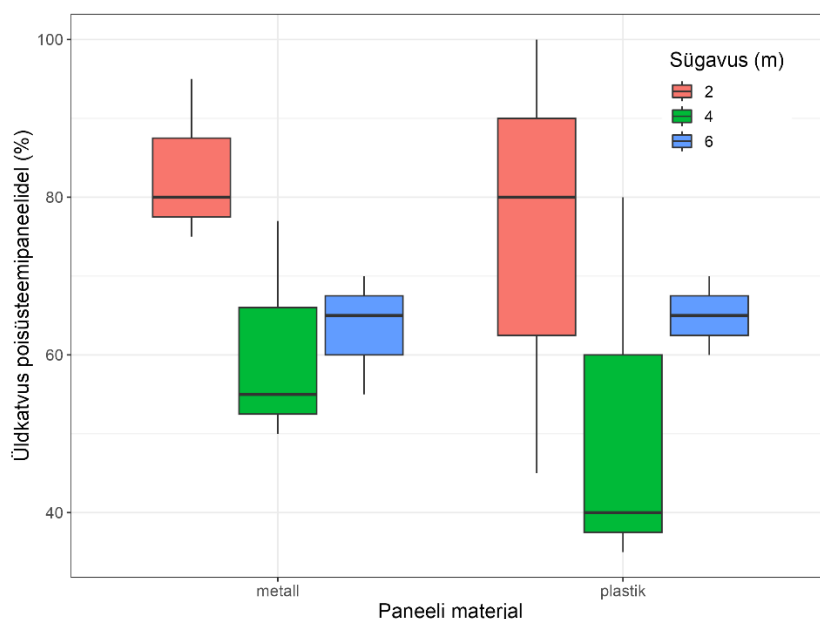


Joonis 3.2.2.3.1. Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) katvus betoonpindadel (%) erinevatel sügavustel (m) ja vees oleku aja jooksul.

3.3. Poisüsteemi katse

3.3.1. Poisüsteemi metall- ja plastikpindade koloniseerimine

Sügavusel 2 - 6 m kattusid kolme kuuga keskmiselt 53 % metallpinnast ja 63% plastik pinnast. Statistiliselt oluliselt ei mõjutanud katvust ei paneeli materjal ($F_{1, 14} = 0.468$, $p = 0.505$), sügavus ($F_{2, 14} = 3.121$, $p = 0.076$) ega nende koosmõju (Joonis 3.3.1.1). Kahe meetri sügavusel asuvate paneelide keskmine katvus küll kõrgem (üle 65%) kui 4 või 6 m sügavusel asuvad paneelidel, kuid statistiliselt olulist erinevust ei tuvastatud.



Joonis 3.3.1.1. Metall- ja plastikpaneelide üldkatvus (%) erinevatel sügavustel (m) peale kolme kuud.

Liikidest esinesid 2 - 6 m sügavusel asetatud metall ja plastik paneelidel enamjaolt samad liigid kui sügavamal paiknevatel tetrapoodide metallpaneelidel (Tabel 6). Domineerisid harilik tõruvähk *Amphibalanus improvisus*, sammalloom *Einhornia crustulenta* ja hüdraloom *Cordylophora caspia*. Vähesel määral leidis söödavat rannakarpi *Mytilus trossulus*. Lisaks leiti kirpvähilist *Gammarus salinus*, hulkharjasussi *Hediste diversicolor*, limust *Tenellia adspersa* ja siliaati *Vorticella* sp. Madalaimal sügavusel leiti ka rohevetikat (*Cladophora glomerata*) ja sinivetikaid (Cyanophyta).

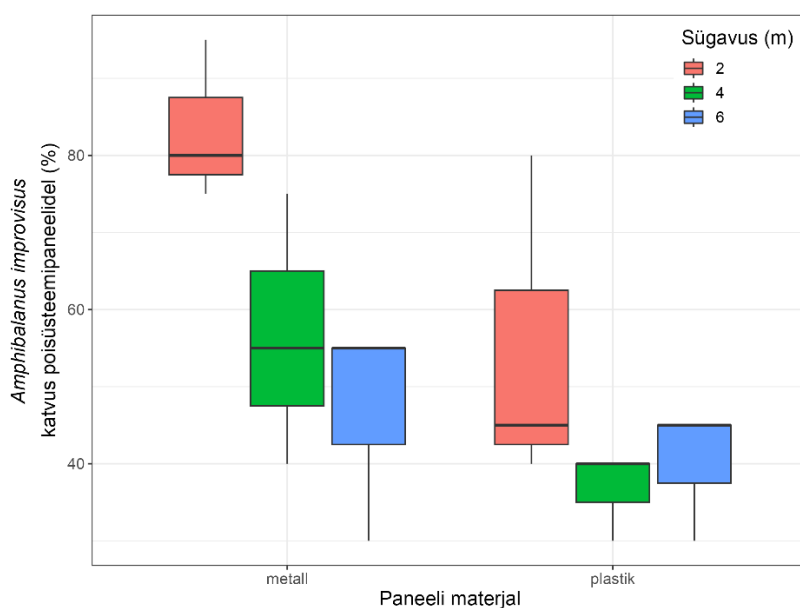
Tabel 6. Poisüsteemi katses eri materjalist paneelidel esinenud liikide mediaan (miinimum; maksimum) liikide katvus (%), arvukus (isendite arv m⁻²) ja biomass (g kuivkaal m⁻²) erinevatel sügavusel (m).

Sügavus	Paneeli materjal	Liik	Katvus	Arvukus	Biomass
2	metall	<i>Amphibalanus improvisus</i>	80 (75; 95)	112 (96; 130)	10.4731 (9.5174; 13.2223)
		<i>Cordylophora caspia</i>	2 (1; 5)		0.0146 (0.0067; 0.0851)
		<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 1)	11 (9; 20)	0.0231 (0.0196; 0.0434)
		<i>Gammarus salinus</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.0028)
		<i>Tenellia adspersa</i>		2 (1; 8)	0.0006 (0.0001; 0.0022)
	plastik	<i>Amphibalanus improvisus</i>	45 (40; 80)	79 (41; 93)	5.4115 (4.4277; 9.2082)
		<i>Cladophora glomerata</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0001)
		<i>Cordylophora caspia</i>	15 (1; 85)		0.1085 (0.0012; 0.6524)
		<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 5)	15 (8; 56)	0.032 (0.0151; 0.087)
		<i>Tenellia adspersa</i>		2 (0; 49)	0.0008 (0; 0.0102)
4	metall	<i>Amphibalanus improvisus</i>	55 (40; 75)	79 (55; 88)	6.1224 (4.2671; 10.6543)
		<i>Einhornia crustulenta</i>	0 (0; 2)		
		<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 5)		0.011 (0; 0.0319)

6	plastik	<i>Mytilus trossulus</i>	1 (1; 5)	43 (39; 73)	0.0972 (0.092; 0.1753)
		<i>Amphibalanus improvisus</i>	40 (30; 40)	45 (37; 55)	3.2919 (2.3544; 4.0721)
		<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 65)		0.0004 (0; 0.9158)
	metall	<i>Mytilus trossulus</i>	2 (1; 5)	43 (40; 81)	0.0933 (0.0931; 0.1915)
		<i>Tenellia adspersa</i>		0 (0; 1)	0 (0; 0.001)
		<i>Amphibalanus improvisus</i>	55 (30; 55)	58 (34; 74)	3.7499 (2.9348; 4.5128)
		<i>Einhornia crustulenta</i>	10 (5; 25)		
		<i>Cordylophora caspia</i>	0 (0; 1)		0 (0; 0.0011)
	plastik	<i>Mytilus trossulus</i>	5 (5; 5)	174.5 (159; 190)	0.2562 (0.2483; 0.2585)
		<i>Amphibalanus improvisus</i>	45 (30; 45)	48 (32; 70)	3.9261 (2.4232; 4.5796)
		<i>Einhornia crustulenta</i>	15 (5; 35)		
		<i>Cordylophora caspia</i>	1 (0; 15)		0.0023 (0; 0.0419)
		<i>Mytilus trossulus</i>	5 (5; 5)	225 (122; 234)	0.3031 (0.186; 0.3135)
		<i>Vorticella sp</i>	0 (0; 2)		

3.3.1.1. Hariliku tõruvähk *Amphibalanus improvisus*

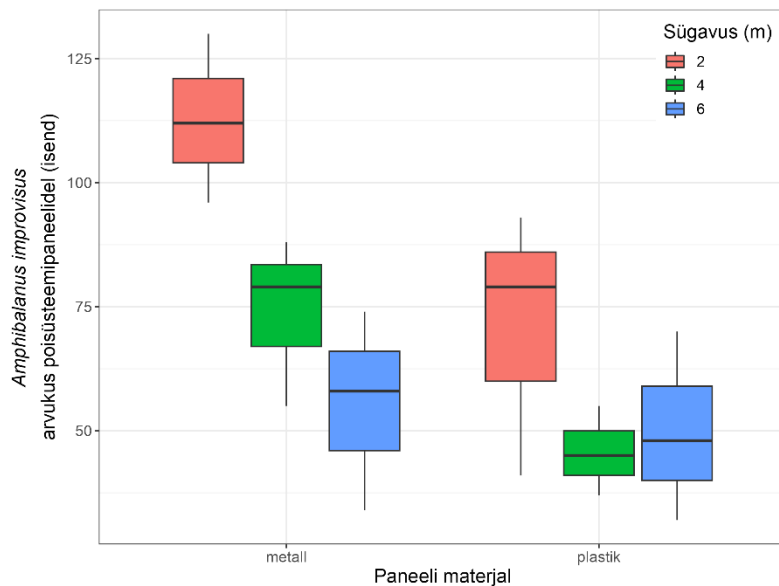
Hariliku tõruvähki katvust mõjutas nii paneeli tüüp ($F_{1, 14} = 7.631$, $p = 0.0153$) kui ka sügavus ($F_{2, 14} = 5.977$, $p = 0.0133$). Metallpaneelid olid oluliselt rohkem kaetud tõruvähkidega kui plastikpaneelid ning kõige suurem katvus oli 2 m sügavusel (Joonis 3.3.1.1.1).



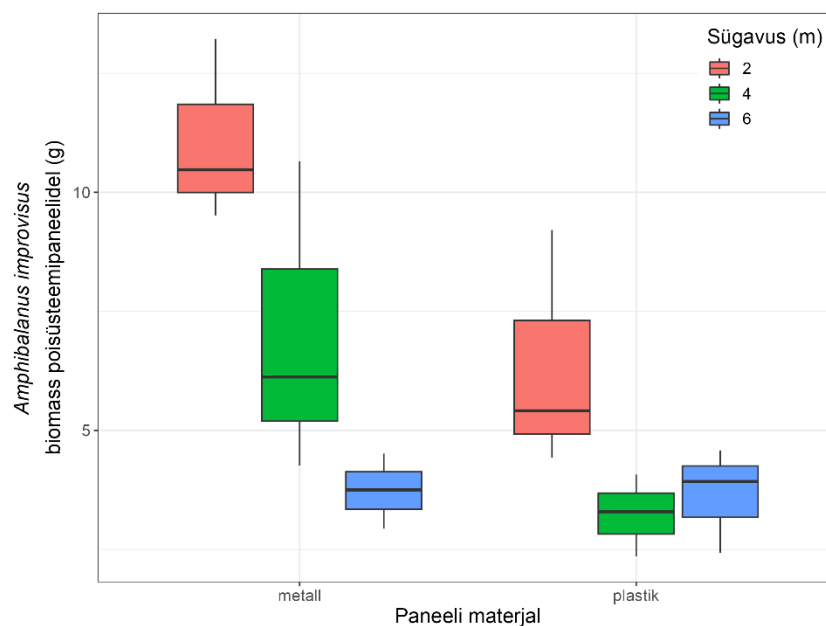
Joonis 3.3.1.1.1. Hariliku tõruvähki *Amphibalanus improvisus* katvus (%) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

Tõruvähkide arvukust mõjutasid nii paneeli materjal ($F_{1, 14} = 7.46$, $p = 0,016$) kui ka sügavus ($F_{2, 14} = 6.86$, $p = 0,013$) (Joonis 3.3.1.1.2). Metall paneelidel leidis tõruvähke rohkem kui plastik paneelidel ($p = 0.015$) ja kõige madalamal asuvad paneelid olid oluliselt rohkem kaetud kui 4 ($p = 0,038$) või 6 ($p = 0.017$) meetri sügavusel asuvad paneelid. Tõruvähkide biomass mõjutasid nii paneeli materjal ($F_{1, 14} = 7.96$, $p = 0,014$) kui ka sügavus ($F_{2, 14} = 8.66$, $p = 0,004$)

(Joonis 3.3.1.1.3). Metall paneelidel oli tõruvähi biomass kõrgem kui plastik paneelidel ja 2 m meetri sügavusel oli biomass 4 ja 6 m sügavuse punktidest oluliselt kõrgem.

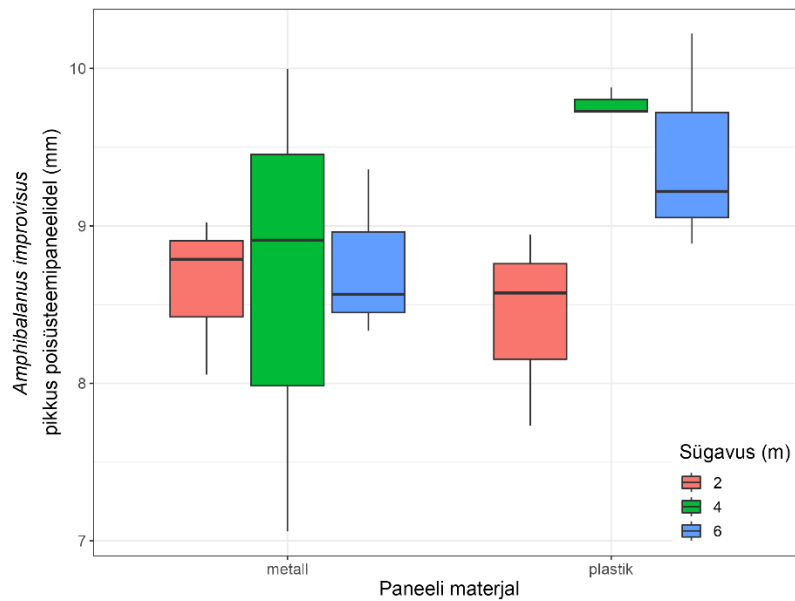


Joonis 3.3.1.1.2. Hariliku tõruvähi *Amphibalanus improvisus* arvukus (isendit) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

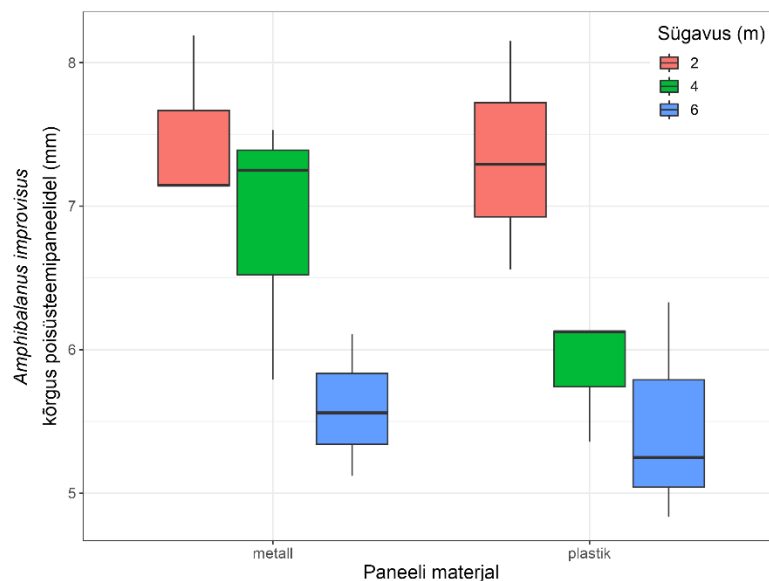


Joonis 3.3.1.1.3. Hariliku tõruvähi *Amphibalanus improvisus* biomass (g) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

Vastupidiselt tõruvähkide pikkusele (Joonis 3.3.1.1.4) oli isendite kõrgus oluliselt mõjutatud sügavusest ($F_{2,14} = 11.41$, $p = 0.001$). Isendid kasvasid 2 meetri sügavusel oluliselt kõrgemaks kui 4 ($p = 0.046$) või 6 m ($p = 0.001$) sügavusel (Joonis 3.3.1.1.5).



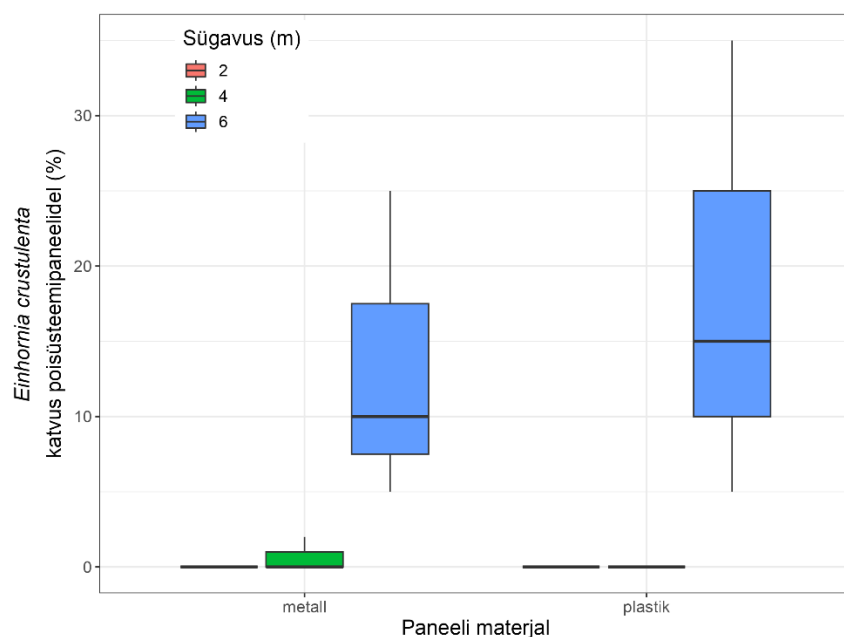
Joonis 3.3.1.1.4. Hariliku tõruvähi *Amphibalanus improvisus* pikkus (mm) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.



Joonis 3.3.1.1.5. Hariliku tõruvähi *Amphibalanus improvisus* kõrgus (mm) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

3.3.1.2. Sammalloom *Einhornia crustulenta*

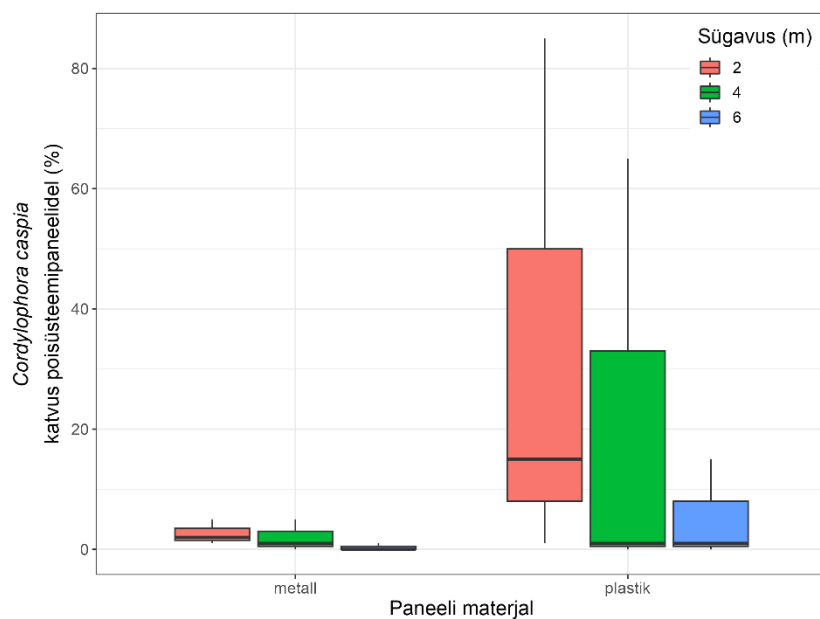
Sammallooma katvust mõjutas oluliselt sügavus ($F_{2, 14} = 9.618$, $p = 0.002$), ning 6 m sügavusel asuvad paneelid olid oluliselt rohkem kaetud kui 2 ($p = 0.005$) või 4 ($p = 0.006$) meetri sügavusel asuvad paneelid (Joonis 3.3.1.2.1).



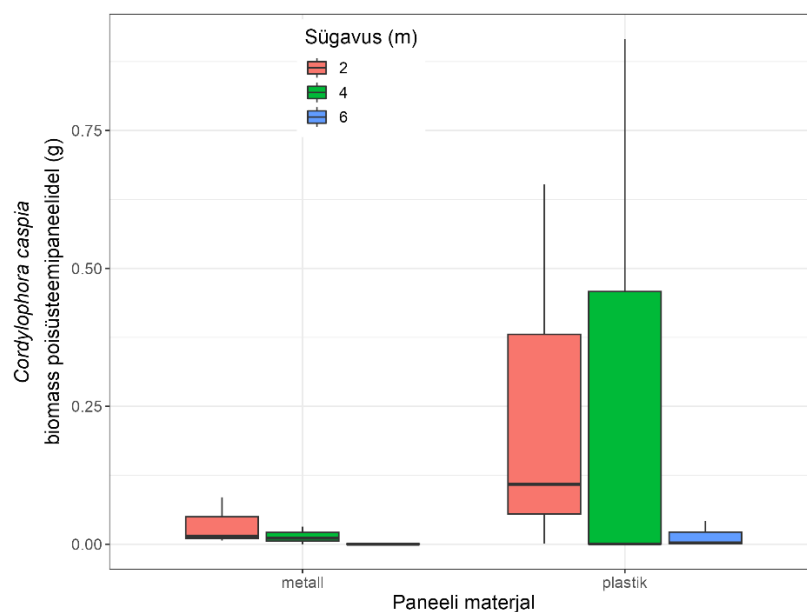
Joonis 3.3.1.2.1. Sammalloom *Einhornia crustulenta* katvus (%) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

3.3.1.3. Hüdraloom *Cordylophora caspia*

Hüdralooma katvust ei mõjutanud ei sügavus ($F_{2, 14} = 0,667$, $p = 0,52$) ega paneeli materjal ($F_{1, 14} = 2,927$, $p = 0,109$). Üldiselt jäi liigi katvus alla 10%, kuid esines üksikuid kõrge katvusega plastikpaneele, kus katvused küündisid 85%-ni (Joonis 3.3.1.3.1). Liigi biomass ei sõltunud ei paneeli materjalist ega sügavusest (Joonis 3.3.1.3.2).



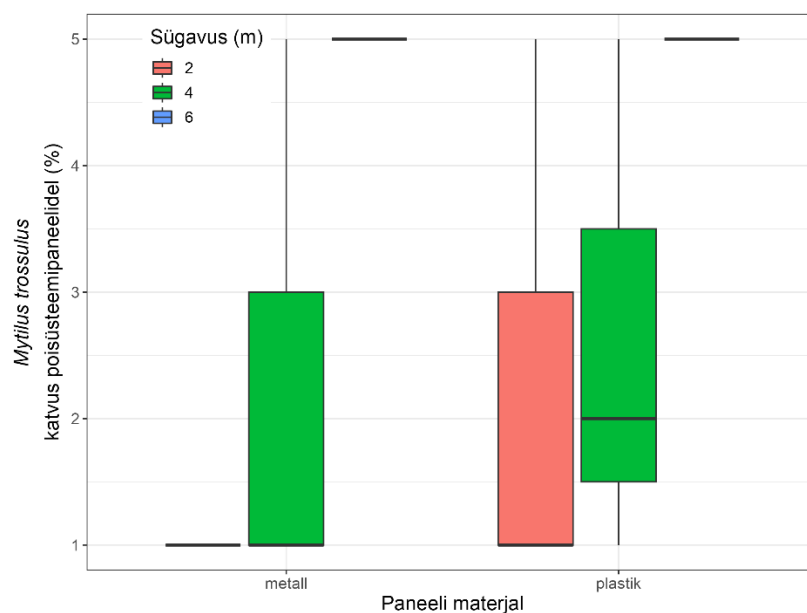
Joonis 3.3.1.3.1. Hüdralooma *Cordylophora caspia* katvus (%) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.



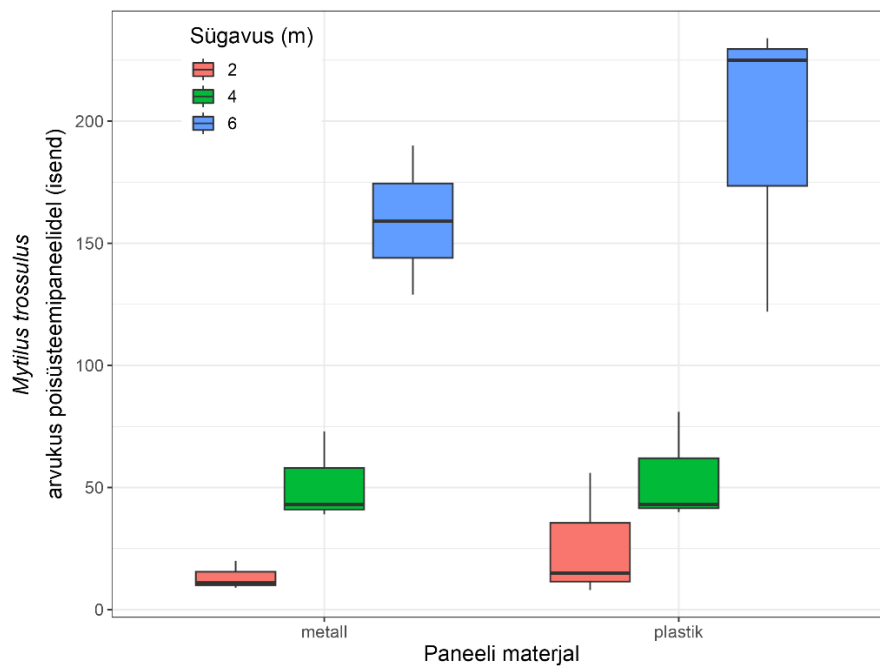
Joonis 3.3.1.3.1. Hüdralooma *Cordylophora caspia* biomass (g) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

3.3.1.4. Söödav rannakarp *Mytilus trossulus*

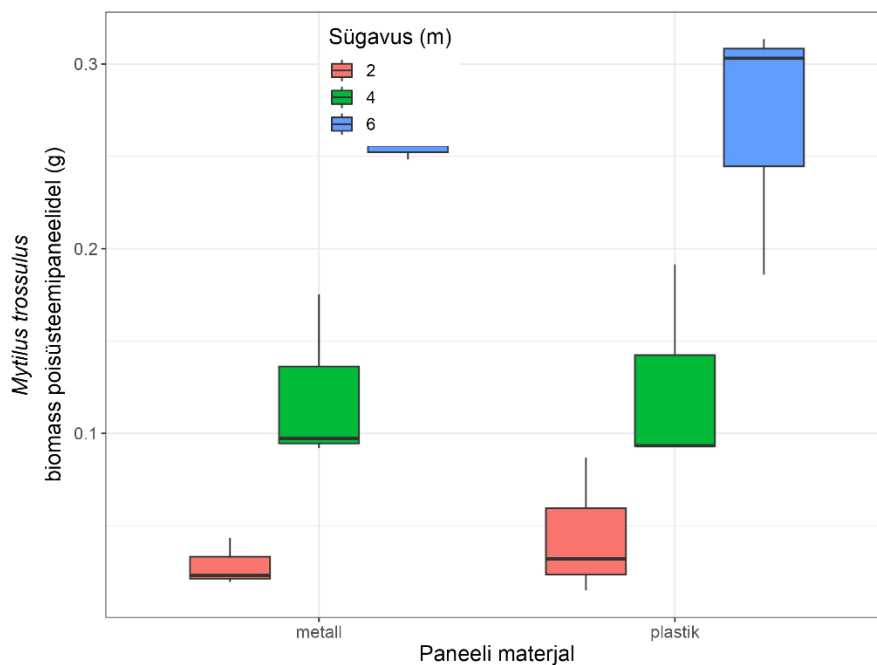
Söödava rannakarbi katvust ($F_{2, 14} = 8,039$, $p = 0,005$) ja arvukust ($F_{2, 14} = 42,31$, $p < 0,001$) mõjutas oluliselt sügavus (Joonis 3.3.1.4.1, Joonis 3.3.1.4.2). Nii katvus kui ka arvukus oli oluliselt kõrgem 6 meetri sügavusel võrreldes 2 või 4 meetri sügavusel asetsevate paneelidega. Karbi biomassi mõjutas oluliselt sügavus ($F_{2, 14} = 44,46$, $p < 0,001$) ning mõlema paneeli tüübi puhul oli karpide biomass kõrgeim 6 m sügavusel ja madalaim 2 m sügavusel (Joonis 3.3.1.4.3).



Joonis 3.3.1.4.1. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* katvus (%) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

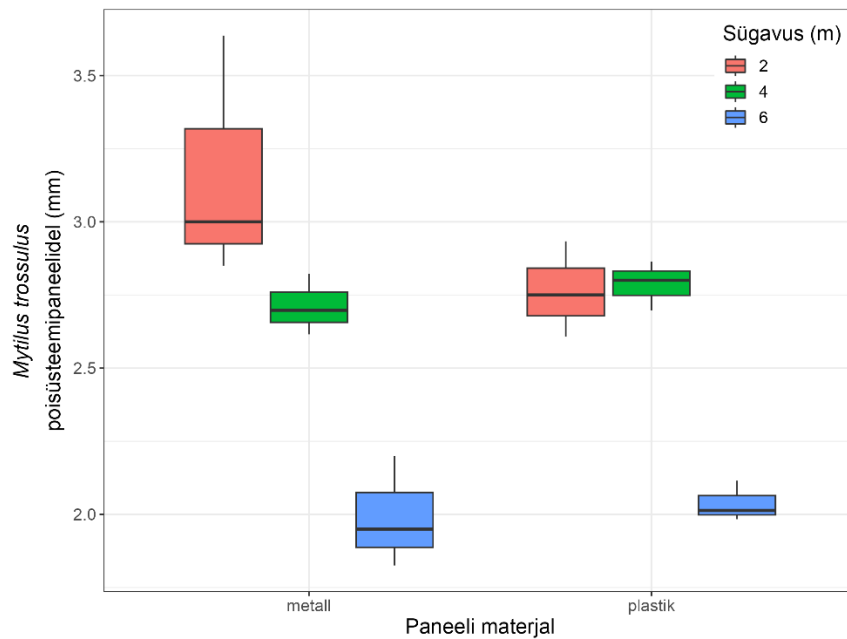


Joonis 3.3.1.4.2. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* arvukus (isendit) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.



Joonis 3.3.1.4.3. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* biomass (g) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

Karbi isendite suurust mõjutas oluliselt sügavus ($F_{2, 14} = 28.404$, $p < 0.001$) (Joonis 3.3.1.4.4) ning 2 ja 4 meetri sügavusel olid karbid oluliselt suuremad kui 6 meetri sügavusel.



Joonis 3.3.1.4.4. Söödava rannakarbi *Mytilus trossulus* pikkus (mm) metall ja plastik paneelidel erinevatel sügavustel (m) pärast kolme kuud vees olekut.

3.3.2. Poisüsteemi kõite pindade koloniseerimine

Eksperimentaal köitel domineerisid harilik tõruvähk *Amphibalanus improvisus* ja söödav rannakarp *Mytilus trossulus*. Kõige suurem biomass söödavat rannakarpi leidis 4 meetri sügavusel ja kõige rohkem tõruvähki 2 m sügavusel (Tabel 6).



Joonis 3.3.2.1. Näidis eksperimentaal köiest peale 3 kuud vees olekut.

Tabel 6. Domineerivate liikide kogu biomass ja keskmine suurus peale 3 kuud 30cm pikkustel „jõulupuu“ köitel.

Liik	Sügavus	Biomass (g)	Pikkus (mm)	Kõrgus (mm)
<i>Amphibalanus improvisus</i>	2	16.40	7.15	6.69
<i>Mytilus trossulus</i>	2	30.71	2.28	
<i>Amphibalanus improvisus</i>	4	3.56	7.18	5.75
<i>Mytilus trossulus</i>	4	50.28	1.79	
<i>Amphibalanus improvisus</i>	6	4.22	7.21	5.71
<i>Mytilus trossulus</i>	6	36.14	1.50	

4. TULEMUSTE ANALÜÜS

Läbiviidud uuring esindab esimest usaldusväärset baasuuringut, mis võimaldab hinnata ja käsitleda Liivi lahe inimtekkelise infrastruktuuri pealiskasvu kooslusi. Varasemalt Läänemere idaosas teostatud uuringud on olnud teadusliku suunitlusega ja keskendusid pigem madalatele aladele. Käesoleva uuringu tarbeks koostatud ja rakendatud katse ülesehitus on kohandatud spetsiaalselt analüüsimaks elustiku ja keskkonnadünaamikat rajatavate meretuuleparkide alal. Uuringu käigus koguti andmeid valdavate keskkonnatingimuste, looduslike koosluste ning sesoonse varieeruvuse kohta ja erinevatel sügavustel kunstsubstraatidel esinevate pealiskasvu koosluste omaduste kohta, analüüsimaks: 1) äsja paigaldatud kunstsubstraadikoloniseerimise määra, 2) kunstsubstraadil pealiskasvuna asustavate liikide iseloomu ja levikut erinevates suktessioonietappides, 3) inimtekkeliste rajatiste toimimist võõrliikide leviku hüppelauana ning 4) uuritaval alal looduslikult esinevate põhjatüüpide, bioloogiliste koosluste ja füüsikalise-keemiliste tingimuste kohta, mis võivad seletada pealiskasvu koosluste levikut ja dünaamikat.

Uuringuperioodi lõpuks (20 kuud) olid tetrapoodide nii metalli- kui ka betoonipinnad kaetud üle 90% pealiskasvuga, ainsa erandina olid 16,2 m sügavusel asetsevad betoonipinnad katvusega veidi üle 50%. Sügavustel 7,4 ja 9,2 m sarnaneb uurimisalal domineerivate liikide koosseis ja katvus kunstsubstraatidel loodusliku elukeskkonnaga. Kunstsubstraatide kooslustes domineeris nendel sügavustel harilik tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*), mis tõenäoliselt levis uurimisalal laialdaselt levinud looduslikest populatsioonidest. Tetrapoodide metallpaneelile 7,4 ja 9,2 m sügavusel kattis suurel määral ka sammalloom (*Einhornia crustulenta*). Vaatamata hariliku tõruvähi tekitatud tuigevale konkurentsivõimele, võimaldas sammallooma võime kasvatada mitmekihilisi kolooniaid saavutada üle 50 % katvuse. Kvantitatiivsete proovide kogumine tetrapoodide betoonpindadelt osutus äärmiselt keeruliseks, mistõttu *E. crustulenta* identifitseerimine ja katvuse hindamine toimus piltide põhjal. Suur tõruvähkide biomass raskendas *E. crustulenta* katvuse hindamist ning liigi katvushinnangud peale 20 kuud võivad olla ebatäpsed. Teiste sessiilsete liikide osakaal peale kahtekümmend kuud madalamates sügavustes oli marginaalne. Söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja invasiivne hüdrilloom (*Cordylophora caspia*) esindasid sekundaarset rolli tetrapoodide metallpindade koosluste struktuuris 7,4 ja 9,2 m sügavusel. Ainult ühte metallpaneelil kattis söödav rannakarp 25 % ulatuses 7,4 m sügavusel. Marginaalse osakaalu võimalikuks põhjuseks metall ja betoonpindadel on madalamatel aladel konkurents kiiresti koloniseerivate liikidega nagu hariliku tõruvähk ja *E. crustulenta*. Ka teiste liikide aastasisene koloniseerimise varieeruvus võib põhjustada nende väiksemat osakaalu uutes kooslustes (detailsem seletus allpool). 11,2 m sügavusel oli tetrapoodide koosluste üldkatvus ja üksikute liikide osakaal kooslustes sarnane madalamate piirkondadega, isegi kui ümbritsevas

keskkonnas domineerisid ilma sessiilse koosluseta väikesed kivid ja kruus. Antud tetrapood asus madalamatel sügavustel asuvate tetrapoodide läheduses ja liikide koloniseerimine võis toimuda madalamatel aladel domineerivate riffide populatsioonidest (joonis 2.1.1). Kõige sügavamal (16,2 m) paiknenud tetrapoodi metall ja betoonpindade koosluses domineeris harilik tõruvähk, mis oli erinev piirkonnas looduslikult domineerivate rannakarbi riffidega. Uued, suhteliselt tasapinnalised kunstlikud substraadid võisid soodustada hariliku tõruvähi levikut (looduslikult 16.2 sügavusel antud punktis vähesel määral), mitte aga domineeriva kohaliku söödava rannakarbi *M. trossulus* levikut ja kasvu. Varasemad rahvusvahelised uuringud taksonoomiliselt sarnaste liikide kohta (Erlandsson *et al.*, 2005; Bell *et al.*, 2015) on näidanud, et kuigi harilik tõruvähk eelistab looduslikult krobelsi substraate, võib liiki esineda vertikaalsetel ja tasasel substraadil siiski suuremates kogustes kui rannakarpe, mis viitab võimalikule erinevusele liikide võimekuses asustada uusi kunstsubstraate. Samuti on asjakohane mainida, et pikem periood võib võimaldada rannakarpide populatsioonide jõudmist küpsematesse suksessioonistaadiumitesse, kus esmaste koloniseerijate, nagu tõruvähid ja sammalloomad, poolt loodud tingimused soodustavad rannakarpide koloniseerimist. Aastasisene erinevus paljunemis-, asustamis- ja juurdekasvuperioodi edukuses võisid selgitada ka rannakarpide marginaalset osakaalu vaadeldud pealiskasvu kooslustes uurimisperioodi lõpus 16,2 m sügavusel. Seetõttu on vaja pikemaid uuringuid ja seireprogramme, mis suudaksid hõlmata liikide asustamise ja koosluste aastasiseseid muutusi Liivi lahe inimtekkelisel infrastruktuuril, et eristada bioloogiliste ja abiootiliste protsesside panust piirkonna pealiskasvu koosluste kujunemisse. Lisaks sellele ei pruugi tuulegeneraatoritel kasvavad veeorganismide kogukonnad jõuda küpsesse kliimaksstaadiumisse isegi kümne aasta pärast (Christelle *et al.*, 2023), mis toetab vajadust põhjalikult kavandatud bioloogilise mitmekesisuse seireprogrammide järele, mis võimaldavad hinnata pealiskasvu koosluste pikaajalisi suundumusi ning nende interaktsioone ja mõju looduslikult esinevatele põhjakooslustele.

Koloniseerimise kiirus, mida logistilistel põhjustel jälgiti ainult tetrapoodidel, näitasid erinevusi koloniseerimise määrades substraatide (metall vs. betoon) ja sügavuste (7,4 - 16,4 m) vahel. Uuringus nähtud koloniseerimise määrad näitavad, et valdav osa katmata roostevabast terasest pindadest asustatakse kiiresti pealiskasvu poolt, kui need asetatakse merre sigimisperioodil (st maist oktoobrini), saavutades 3 kuu jooksul üle 50% katvuse 7,4, 9,2 ja 11,2 m sügavusel. Kolme kuu möödudes olid roostevabast terasest paneelid 7,4 ja 9,2 m sügavusel peamiselt kaetud eelkõige *E. crustulenta* ja väiksemal määral *A. improvisus*'ga, mille mõlema katvus suurenes järgneva 7 kuu jooksul. Kahekümnenädaks kuuks suurenes hariliku tõruvähi *A. improvisus* katvus, vähendades oluliselt sammallooma *E. crustulenta* katvust uuringu perioodi lõpuks (20 kuud). Sammalloomad on võimelised kiiresti koloniseerima ja kasvama mitmes kihis, mis takistas konkurendil (*A. improvisus*) sammallooma täiesti välja

suruda metallpindadelt. See on tavaline nähtus pealiskasvu kooslustes, kus uue koosluse algstaadiumis domineerivad liigid loovad sobivad tingimused hiljem koloniseerivatele liikidele, toimub üle kasvamine ning algsete domineerijate katvus väheneb. Kõige sügavamas katsepunktis (16,2 meetrit) oli metallipinnal domineerivate *E. crustulenta* ja *A. improvisus*'e koloniseerimine aeglasem, mis võib olla seotud aeglasema vastsete levikuga madalamatelt aladelt, kuna piirkonnas domineerivad karbirifid ja peaaegu puuduvad suured tõruvähkide ja sammalloomadega kaetud kivid. Betoonpindadel on nii üldine koloniseerimise kiirus kui ka hariliku tõruvähi koloniseerimine aeglasem, kusjuures mõnel alal ei saavutatud 50% katvust isegi 10 kuu möödudes. Betoon- ja metallpindade koloniseerimise kiiruse erinevuse võis põhjustada erinevused pindade mikro- ja makrostruktuuris või keemilises koostises, kuid mehhanismide täpsematki selgitamiseks on vaja lisauuringuid.

Tetrapoodidele avastati ka mitmeid laialt levinud võõrliike, sealhulgas harilik tõruvähk *A. improvisus*, hüdraloom *C. caspia*, ja liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*). Eelnevalt mainitult domineerib *A. improvisus* enamikes piirkonna looduslikes kooslustes, mis põhjustas tõenäoliselt ka liigi domineerimise oluliselt enamikel kunstsubstraatidel. Lisaks sellele täheldati mõningatel juhtudel, et uutel kunstsubstraatidel esineb tihedamini hüdralooma *C. caspia* kolooniaid, näidates kui suurt levikupotentsiaali uued substraadid pakuvad oportunistlike võõrliikide levikuks. Samuti võivad teised Liivi lahe piirkonnas tehtud uuringutes nähtud võõrliigid tuulepargi rajamisest kasu saada. Varasemalt harva nähtud võõrliiki *Mytilopsis leucophaeata*, leiti suures koguses uutel substraatidelt väikesadamatest, mis viitab, et ka planeeritud tuulepargi veealused struktuurid võivad käituda hüppelauana, soosides uute ja vähelevinud võõrliikide kasvu ja levikut. Käesoleva uuringu käigus vaadeldud pindala oli kordades väiksem kui tuuleparkide ehitamisel tekkiv pind, suurem vaba pind suurendab uute võõrliikide leviku tõenäosust. Seetõttu on oluline koos tuulepargi arendamisega luua ja rakendada korralikult läbimõeldud võõrliikide seireplaan, mis võimaldab uute võõrliikide varajast avastamist ja kiiret vajalike meetmete loomist, et vähendada võõrliikidest tulenevaid riske Liivi lahes ja kogu Läänemeres.

Pealiskasvu koosluste vähene sarnasus looduslike sessiilsete kooslustega 16,2 m sügavusel ja oportunistlike võõrliikide, nagu *C. caspia*, esinemine äsja paigaldatud tetrapoodide substraatidel kõigis sügavustes viitab sellele, et kavandatud tuuleparkide infrastruktuur võib põhjustada muutusi piirkonna põhjakooslustes. Isegi kui pikem aeg võimaldab pealiskasvu kooslustel 16,2 m sügavusel kohalikke sessiilseid kooslusi meenutava kliimaksstaadiumini, ei saa seda käesolevas uuringus saadud tõendite valguses lubada. Arvestades võimalust, et kavandatud rajatised võivad füüsiliselt häirida looduslikke elupaiku ja et paigaldatud substraadid pakuvad tingimusi uute koosluste tekkimiseks, mis lõpuks soodustavad ökoloogilisi muutusi, tuleks võtta kasutusele ettevaatusabinõusid. Esiteks tuleks tuuleturbiinide

paigutus hoolikalt määratleda, et vältida nende paigaldamist ökoloogiliselt olulistele ja praegu vähenevatele biogeensetele elupaikadele, nagu rannakarpide kasvukohad. Põhjaga kokkupuutuvate või selle läheduses asuvate tuuleturbiinide tugi- ja kaitsekonstruktsioonid (nt murenemiskaitsed) võiks võimalusel rajada looduspõhiste lahenduste abil, et vältida looduslike põhjaelupaikade topograafiliste omaduste kadumist, eriti piirkondades, kus esineb kõvapõhjalisi elupaiku (nt paekiviriffe). Võimaluse korral võiks siledad ja homogeensed hallid pinnad asendada või rikastada materjalidega, mis sarnanevad piirkonnas esinevate looduslike kõvapõhjaliste elupaikade tekstuuri ja topograafilise keerukusega (sensu Strain *et al.*, 2021). Samuti võiks uurida valdavad pehmed setetega piirkondades tugi- ja kaitserajatiste topograafilist rikastamist, kui strateegiat bioloogilise mitmekesisuse suurendamiseks ja piirkonnas vähenevate biogeensete elupaikade taastamise toetamiseks. Selleks tuleks hoolikalt analüüsida riffide mõju piirkondades, kus puudub kõva substraat, et vältida soovimatuid ökoloogilisi tagajärgi (nt ebasoodsate liikide võimalikku saabumist, asustamist ja levikut või looduslike põhjaökosüsteemide toimimise täielikku muutumist) (Degraer *et al.*, 2020). Kogu veesambasse paigaldatud rajatiste puhul võiks uurida mittetoksilisi antifouling-tehnoloogiaid, et takistada pealiskasvukoosluste ja sellega koos oportunistlike liikide, sealhulgas potentsiaalsete võõrliikide, koloniseerimist uutele kõvadel pindadel. Soovitatud meetmeid tuleks siiski jooksvalt kohandada, kasutades nõuetekohaselt kavandatud ja rakendatud seireprogrammide teavet, et jälgida pealiskasvu koosluste pikaajalist dünaamikat, looduslikult esinevaid põhjaelupaiku ning võõrliikide esinemist ja populatsiooni loomist tuuleparkides. Sellega seoses tuleb märkida, et seireprogrammide kehtestamine on hädavajalik, arvestades, et kohalik dünaamika määrab vaadeldavate pealiskasvu koosluste iseloomu, mis takistab teistes Läänemere piirkondades saadud teabe otsest kasutamist.

5. JÄRELDUSED JA ETTEPANEKUD

- Uutel metall- ja betoonpindadel domineerisid kõvasti kinnituvad liigid, peamiselt harilik tõruvähk *Amphibalanus improvisus*, peale 20t kuud vees olekut.
- Nii metall- kui ka betoonpindade üldkatvus oli üle 90 % katseperioodi lõpuks, erandina oli betoonpinna katvus 16,2 meetri sügavusel keskmiselt 50 % .
- Metallpindade koloniseerimine oli oluliselt kiirem kui betoonpindade koloniseerimine ning madalamatel sügavustel kiirem kui 16,2 meetri sügavusel. Mõistmaks koloniseerimise kiiruse erinevusi on vaja läbi viia lisauuringuid mõistmaks koloniseerimise protsesside bioloogilisi, füüsikalisi ja keemilisi mehhanisme.
- Madalamatel sügavustel sarnanes pealiskasvu koosluste liigiline koosseis ja domineerivad liigid ümbritseva loodusliku keskkonnaga. Kõige sügavamas punktis domineeris pealiskasvu koosluses harilik tõruvähk ning kooslused ei sarnanenud pikaajaliste looduslike kooslustega antud alal, kus domineerisid söödava rannakarbi rifid. Piirkonnas on soovitatav luua põhjaelustiku seirekava, et hinnata tuuleturbiinide pealiskasvukoosluste pikaajalist dünaamikat ja nende potentsiaalseid ökoloogilisi mõjusid piirkonnas.
- Piirkonnas laialt levinud oportunistlikud võõrliigid koloniseerisid uued kunstsubstraadid, isegi kui nad esinevad piirkonnas pigem harva (hüdraloom *Cordylophora caspia*). See viitab inimtekkeliste struktuuride võimekusele käituda hüppelauana võõrliikide leviku jaoks. Hästi planeeritud ja rakendatud võõrliikide seireprogrammi loomine võimaldab uute võõrliikide varajast avastamist ja võimalike meetmete väljatöötamist.
- Tuuleturbiinide paigutamisel tuleks uurida ennetavaid võimalusi kuidas minimaliseerida mõjusid looduslikult olulistele elupaikadele (nt söödava rannakarbi rifid), vähendada uute, mitte ümbritseva keskkonna struktuuri ja funktsioneerimisega sarnaste, koosluste põhjustatud mõju ning vähendada võõrliikide koloniseerimist ja levikut.

6. KOKKUVÕTE

Aastatel 2022 – 2024 viidi läbi uuring hindamaks Liivi lahes Utilitas Wind OÜ kavandataval tuulepargi alal erinevatele kunstsubstraadi tüüpidele koloniseerimise intensiivsust, liigilist koosseisu ja kiirust kogu veesamba ulatuses. Tuulepargi vundamentide ehitamisel paigutatakse merekeskkonda kunstsubstraati, mis loob elupaiga erinevatele mereorganismidele, eriti vetikatele ja selgrootutele. Kunstsubstraadi koloniseerimine sõltub kohalikest keskkonnatingimustest ja elustiku iseloomust ning varasemaid kogemusi teistes merealades ei saa otseselt rakendada.

Uuring viidi läbi kahes osas: 1) neljal betoonist tetrapoodil, sügavustel 7,2–16,2 m. Selle käigus koguti teavet tetrapoodidele paigutatud metallpaneelidele ja betoonpinnale koloniseerimise kiiruse, ulatuse ja struktuuri kohta; 2) veesambasse paigutatud poisüsteemile kinnitatud metall- ja plastikpaneelide ning „jõulupuu“ köitega hinnati koloniseerimise ulatust ja liigilise koosseisu sõltuvust substraadi materjalist ja sügavusest (2-6 m). Lisaks hinnati ümbritsevat põhjaelustikku ja planktonikooslust ning temperatuuri, valguse intensiivsust ja soolsust.

Tetrapoodide katses leiti, et metallpindade koloniseerimise kiirus on aeglasem sügavamates piirkondades aga kahekümne kuu jooksul on kogu pind täielikult kaetud kõikidel sügavustel. Domineerivateks liikideks on harilik tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) ja sammalloom (*Einhornia crustulenta*) ning väiksemates kogustes leiti ka hüdralooma (*Cordylophora caspia*) ja söödavat rannakarpi (*Mytilus trossulus*). Domineerivad liigid madalmates piirkondades betoonpindadel olid sarnanesid metallpindade ja ümbritseva loodusliku keskkonnaga. Kõige sügavamas jaamas, 16,2 m sügavusel, domineerisid nii metallpindadel kui ka betoonpinnal harilik tõruvähk, erinevalt piirkonnast asuvast domineerivast karbirifist. Uued vertikaalsed pinnad võivad esialgu soosida oportunistlike võõrliikide levikut, mitte looduses arvuka söödava rannakarbi koloniseerimist. Lisaks võivad uued massiivsed veealused struktuurid pakkuda hüppelauda uutele ja eelnevalt piirkonnas vähelevinud võõrliikidele. Uutele pindadele koloniseerinud liikidest loetakse võõrliikideks harilikku tõruvähi, hüdralooma *Cordylophora caspia* ja liiva-uurikkarpi (*Mya arenaria*). Kõik liigid on Läänemeres laialt levinud ja esinevad ka ümbritsevas keskkonnas.

Tetrapoodide koloniseerimise kiiruse jälgimine näitas, et enamus metallpindasid kattuvad juba kolme kuuga üle 50% ulatuses madalamates piirkondades ning edasise koosluse arengu käigus võivad esialgu domineerivad liigid (nt. *E. crustulenta*) pikema aja jooksul oma katvust vähendada, kasvades üle teiste liikide poolt (nt. *A. improvisus*). Betoonpindadel oli koloniseerimise kiirus palju aeglasem kui metallpindadel. Madalamates piirkondades kattusid betoonpinnad täielikult ja sügavaimas piirkondades jäi keskmine katvus alla 75% ka peale kahekümne kuu möödumist.

Poisüsteemi katsest selgus, et üldine koloniseerimine plastik- ja metallpindadele on sarnane. Domineerivad liigid on sarnased sügavamate piirkondade metall ja betoonpindadega aga madalamatel sügavusel esineb ka väikeses koguses rohevetikat (*Cladophora glomerata*). Lisaks hinnati poisüsteemi katses liikide koloniseerimise intensiivust eri sügavustel „jõulupuu“ kõitele, mida kasutatakse vesiviljeluses söödava rannakarbi kasvatamiseks. Kolme kuuga kasvas kõitele arvestatav kogus karpide biomassi näidates piirkonna potentsiaali arendada tuuleparkidega koos ka madalatoitelist vesiviljelust (karbifarmid).

Kokkuvõtvalt soovitatakse uuringu tulemuste põhjal on soovitatav luua põhjaelustiku seirekava, et hinnata tuuleturbiinide pealiskasvukoosluste pikaajalist dünaamikat ja nende potentsiaalseid ökoloogilisi mõjusid piirkonnas. Lisaks võimaldab hästi planeeritud ja rakendatud võõrliikide seireprogrammi loomine uute võõrliikide varajast avastamist ja võimalike meetmete väljatöötamist. Tuuleturbiinide paigutamisel tuleks uurida ennetavaid võimalusi kuidas minimaliseerida mõjusid looduslikult olulistele elupaikadele.

7. KASUTATUD KIRJANDUS

- Bell, C., McQuaid, C.D. and Porri, F., 2015. Barnacle settlement on rocky shores: substratum preference and epibiosis on mussels. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 473, pp.195-201.
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning. *Oceanography*, 33(4), 48-57.
- Erlandsson, J., McQuaid, C.D. and Kostylev, V.E., 2005. Contrasting spatial heterogeneity of sessile organisms within mussel (*Perna perna* L.) beds in relation to topographic variability. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 314(1), pp.79-97.
- Strain, E.M., Steinberg, P.D., Vozzo, M., Johnston, E.L., Abbiati, M., Aguilera, M.A., Airoidi, L., Aguirre, J.D., Ashton, G., Bernardi, M. and Brooks, P., 2021. A global analysis of complexity–biodiversity relationships on marine artificial structures. *Global Ecology and Biogeography*, 30(1), pp.140-153.
- R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- RStudio Team (2023) RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>