TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT JA EESTI MEREINSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Tuuli-Triin Linnas

# Läänemere ja Põhjamere põhjalähedase makroelustiku mitmekesisuse hindamine kasutades videopildi analüüsi

Bioloogia ja ökoinnovatsiooni õppekava

Magistritöö (30 EAP)

Juhendajad: Anu Albert, Lauri Saks
ja Randel Kreitsberg

Tartu 2025

**Läänemere ja Põhjamere põhjalähedase makroelustiku mitmekesisuse hindamine kasutades videopildi analüüsi**

Merepõhja bioloogilise mitmekesisuse oluliseks osaks on põhjaelustiku kooslusesse kuuluvad zoobentos ning demersaalsed kalad. Põhjaelustiku seireks toimuvad Läänemerel ja Põhjamerel koordineeritud traal- ning hüdroakustilised uuringud. Traalimise puhul on tegemist invasiivse metoodikaga ehk seire käigus kahjustatakse keskkonda ning sealset elustikku. Tehnika ning teaduse arenguga on välja töötatud seiremetoodikad, mis minimeerivad seire mõju keskkonnale ning sealsele elule. Üheks selliseks seiremetoodikaks on videopildi analüüs. Põhja- ning Läänemeres on erinevat tüüpi videopildi analüüsi kasutatud peamiselt merepõhja ning sellele kinnitunud organismide kaardistamiseks. Käesoleva töö eesmärk oli välja selgitada, milline on videopildi analüüsi võimekus põhjaelustiku mitmekesisuse hindamisel. Töö käigus viidi läbi filmimised üheksas Põhja- ja Läänemere jaamas. Videopildi abil kogutud ning analüüsitud andmeid kõrvutati jaamades kogutud traalimise andmetega.

Tulemused näitavad, et videopildi analüüsi abil on võrreldes traalimisega võimalik registreerida suurem hulk isendeid ning organismirühmi. Videopildi analüüsi abil seiratud mitmekesisus on Põhjamere ning Läänemere kontrolljaamade vahel selgelt erinev. Traalimise puhul on tegemist selektiivse metoodikaga, mille tõttu ei joonistu traalimise käigus välja seirejaamade erinevus vastavalt keskkonnale. Metoodikate erinevuse põhjuseks organismirühmade lõikes on peamiselt organismide traali sattumise väiksem tõenäosus võrreldes kaamera ette sattumisega. Videopildi analüüsi puudujäägiks on isendite suuruse kindlaks tegemise keerukus, mis on oluline majanduslikult oluliste kalaliikide puhul. Isendite määramine liigilisele taksonoomilisele tasemele on raskendatud peamiselt madala vee läbipaistvuse tõttu.

**Märksõnad**: Videopildi analüüs, mitmekesisuse kaardistamine, põhjalähedane makroelustik, traalimine, Põhjameri, Läänemeri

**CERCS**: B260 hüdrobioloogia, veeökoloogia, mere-bioloogia, limnoloogia

**Assessing benthic macrofauna diversity in the Baltic Sea and North Sea using video image analysis**

An important part of the biodiversity of the seabed are the zoobenthos and demersal fish that make up the benthic community. Baltic and North Sea benthic community monitoring are carried out by coordinated trawl and hydroacoustic surveys. Trawling is an invasive methodology meaning that the environment and the life there are damaged during monitoring. With the development of technology and science monitoring methodologies have been developed with a goal to minimize the impact of monitoring on the environment and the life there. One such monitoring methodology is video image analysis. In the North and Baltic Seas, various types of video image analysis have been mainly used to map the bottom substrate and organisms attached to it. The aim of this work was to determine the ability of video image analysis to assess seabed diversity. Filming was carried out at nine stations in the North and Baltic Seas. To compare two different methodologies, the data collected and analyzed using video images were compared with trawling data.

The results show that with video image analysis, it is possible to register a higher number of individuals and groups of organisms compared to trawling. The taxonomic diversity monitored by video image analysis differs between the North and Baltic Sea stations. Trawling is a selective method meaning it doesn't effectively differentiate between stations based on environmental conditions. The main reason for the difference in methodologies across organism groups is the lower probability of an organism being caught in the trawl compared to being caught in front of the camera. A drawback of video image analysis is the complexity of determining the body size of individuals, which is necessary for economically important fish species. The detection of individuals at the species taxonomic level is mainly complicated by poor water conditions.

**Keywords:** Video image analysis, diversity mapping, benthic macrobiota, trawling, North Sea, Baltic Sea

**CERCS**: B260 hydrobiology, aquatic ecology, marine biology, limnology

# Sisukord

1. Sissejuhatus ..... 6
2. Kirjanduse ülevaade ..... 8
2.1 Merepõhja elustik ..... 8
2.1.1 Bentos ..... 8
2.1.2 Demersaalsed kalad ..... 9
2.2 Läänemeri ..... 10
2.3 Põhjameri ..... 11
2.4 Läänemere ja Põhjamere seiremetoodikad ..... 13
2.4.1 Traalimine ..... 13
2.4.2 Hüdroakustiline seire ..... 15
2.4.3 Veealuse videopildi seire ..... 16
3. Materjal ja meetodid ..... 19
3.1 Uurimisala iseloomustus ..... 19
3.2 Seiremetoodika ..... 21
3.3 Uurimistöö objekt ..... 23
3.4 Videopildi analüüs ..... 23
3.5 Andmeanalüüs ..... 24
3.5.1 Statistilise analüüsi metoodika ..... 25
3.6 Töö autori roll ..... 26
4. Tulemused ..... 27
4.1 Metoodika ja keskkonna roll mitmekesisuse määramisel ..... 27
4.2 Organismide taksonoomiline jaotus piirkondade ja metoodikate vahel ..... 29
5. Arutelu ..... 32
5.1 Seiremetoodikate edukus organismirühmade mitmekesisuse hindamises ..... 32
5.2 Veealuse videopildi seiret mõjutavad keskkonnategurid ..... 34
5.3 Veealuse videopildi analüüsi võimalused ja tulevik ..... 35
Kokkuvõte ..... 37
Summary ..... 39
Tänuavaldused ..... 41
Kasutatud kirjandus ..... 42
Lisa 1. Valik kaadritest Põhjamere ning Läänemere merepõhja elustikust ..... 51
Lisa 2. Merepõhja kahjustus traalimise tagajärjel ..... 51

# 1. Sissejuhatus

Merekeskkonnale avalduva antropogeense surve suurenev mõju on viinud ökosüsteemi terviklike majandamise lähenemisviiside edendamiseni. Terviklik majandamine on vajalik, et minimeerida inimtekkelist kahjulikku mõju ökosüsteemi struktuurile ja sealsetele protsessidele. Kalavarude ja veekeskkondade seire ning seire edukuse hindamine on oluline majanduslikul, bioloogilisel kui ka poliitilisel tasandil (Reiss et al., 2009).

Euroopa Liidus tarbitakse igal aastal keskmiselt 24 kilogrammi mereande elaniku kohta (Nielsen et al., 2025). Suur osa Euroopa Liidu (EL) riikidest soovitab nädalas süüa minimaalselt kaks portsjonit kala, mis moodustab nädalas 150-300 grammi elaniku kohta. Paljudes Euroopa riikides, sh Eestis valitseb olukord, kus looduslikud kalavarud ei suuda ära katta varasemalt mainitud toitumissoovitusi. Sellest tulenevalt on oluline, et toitumissoovituste väljatöötamisel ei arvestataks ainult tarbijate vajadustega, vaid ka toidu päritolu ning toiduaine taastumise võimekusega (Lofstedt et al., 2021). Kalavarude puhul on tegemist piiratud varudega, seega on väljapüük otseses seoses kalade ellujäämise ning paljunemise edukusega. 75% Euroopas tarvitavatest mereandidest pärinevad looduslikest keskkondadest (Nielsen et al., 2025). Kontrollimatu kalapüük viib kalavarude ülepüügini ehk püügini, kus liigi väljapüük ületab liigi jätkusuutlikkuse. Euroopa meredes on ülepüügi tase kõrge: 50% EL Atlandi ookeani, Põhjamere, ja Läänemere kalavarud on püütud maksimumini või üle selle. Edukaks ning jätkusuutlikuks kalavarude majandamiseks on vajalik kalavarude ülevaatlik seire (Belchior & Boteler, 2016). Kalavarude hindamise käigus hinnatakse kalastuse mõju nii kalavarudele kui ka teistele elusorganismidele. Kuigi kalavarude täpset suurust on võimatu teada, siis võimaldavad teadusuuringute ja püügitegevuse andmetel põhinevad matemaatilised mudelid anda usaldusväärseid hinnanguid.

Paljud majanduslikult olulised kalaliigid veedavad osa eluetappidest veekogu põhjas või selle lähedal (Khedkar et al., 2003). Põhjaelustikku ehk bentost kasutatakse sageli veekogude põhja bioindikaatorliikidena (Zettler et al., 2014). Bentose abil on võimalik hinnata veekogude muutusi ning antropogeensest survest tingitud mõjude suurust (Tagliapietra & Sigovini, 2010). Põhjatraalimisega seotud elupaikade muutmine ja kadumine võib avaldada pikaajalisi tagajärgi põhjaelustikule, vähendades põhjaelustiku ellujäämise tõenäosust, paljunemisvõimekust ja liigirikkust (Johnson et al., 2013).

Läänemeres ja Põhjameres koordineerib kalavarude seiret Rahvusvaheline Mereuurimise Nõukogu ehk ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*). Lisaks kalavarude hindamisele kogutakse infot kudekarja biomassi (SSB ehk *spawning stock biomass*), kalastussuremuse (F ehk *fishing mortality rate*) ja muude ökoloogiliste parameetrite kohta. Ökoloogilisteks parameetriteks on organismi(rühmade) vanus, suurus, levik ja geneetiline mitmekesisus (ICES, 2019). Põhjaseireks enimkasutatavaks metoodikaks on traalimine. Pelaagiliste kalaliikide seire peamiseks metoodikaks on hüdroakustiline seire. Neid seireid koordineerivad Põhjameres ning Läänemeres vastavad töörühmad (ICES, 2023, 2024b).

Vaatamata metoodika laiale kasutusele on traalimise puhul tegemist invasiivse metoodikaga ehk seire käigus eemaldatakse kõik, millega kurnpüünis kokku puutub. Sellest on ka tingitud suur kaaspüük ning seirekeskkonna häiring ja hävitamine (Froese & Pauly, 2013). Tehnika ning teaduse arenguga on välja arendatud seiremetoodikad, mis minimeerivad seire mõju keskkonnale ning sealsele elule. Tänu sellele on teadustöödes suuremat kasutust leidnud mitteinvasiivse seiremetoodikana veealuse videopildi analüüs. Videopildi analüüsiga on võimalik koguda infot elustiku kohta ilma kahjustuste tekitamiseta (Trobbiani et al., 2018).

**Küsimused**:

Kuidas mõjutab seiremetoodika valik keskkonna taksonoomilise mitmekesisuse kaardistamist?

Kuidas mõjutab keskkond (Läänemeri ja Põhjameri) taksonoomilist mitmekesisust ja koosluste struktuuri?

Millised keskkonnategurid mõjutavad seiremetoodikate registreerimisedukust?

Eespoolt tuleneva põhjal on käesoleva töö eesmärgiks anda ülevaade tänapäeval kasutusel olevatest Läänemere ja Põhjamere seiremetoodikatest ning võrrelda traalimise ja videopildi analüüsi seiremetoodikate selektiivsust ning organismide registreerimise edukust. Töö käigus kaardistatakse zoobentose ja demersaalsete kalade levikut ning esinemissagedust Lääne- ja Põhjameres. Lisaks kogutakse infot Läänemere ja Põhjamere keskkonnaparameetrite kohta.

# 2. Kirjanduse ülevaade

## 2.1 Merepõhja elustik

### 2.1.1 Bentos

Bentoseks nimetatakse kooslust, mis paikneb mistahes veesüsteemi põhjas või on oma elutegevusega põhjaga seotud (Crespo & Pardal, 2022). Mõiste bentos võeti esmakordselt kasutusele 1890. aastal bioloogi Ernst Haeckeli poolt (Haeckel, 1890). Bentose liigid elavad piirkondades, millele on omane pehmete setete või kividega vahelduv põhjasubstraat (Tagliapietra & Sigovini, 2010). Bentost ehk põhjaelustikku on iseloomustatud kui mitmekesist kooslust. Põhjaelustiku liigiline koosseis on väga varieeruv erinevate abiootiliste tunnuste tõttu. Nendeks tunnusteks on veesamba sügavus, vee temperatuur, soolsus ja piirkonna geograafiline asukoht (Crespo & Pardal, 2022).

Bentose kooslust saab rühmitada vastavalt erinevatele tunnustele - isendi asukoht, toitumine või suurus. Seega on bentose kooslusesse haaratud nii bakterid, taimed kui ka loomad (Tagliapietra & Sigovini, 2010). Kõik need erinevad rühmad mängivad olulist rolli nii neid ümbritsevas keskkonnas kui ka toiduvõrgustikus (Reiss et al., 2009). Esmane ning kõige levinum bentose jaotus on vastavalt nende asukohale veesambas ja põhjasetetes. Bentost võib leida nii substraadi sees kui ka selle peal ja läheduses. Isendid, keda leidub substraadi sees nimetatakse endobentoseks ning isendeid, keda leidub merepõhja lähedal, nimetatakse epibentoseks. Zoobentose asukoha puhul substraadis on ka kasutusel terminid epifauna ehk setete peal ja infauna ehk setete sees elutsev (Ott & Timm, 2020). Bentose saab jaotada ka fütobentoseks ehk põhjas leiduvaks taimestikuks ja zoobentoseks ehk põhjas leiduvaks loomastikuks. Vahel eraldatakse fütobentosest erinevasse kategooriasse ka bakterbentos (Eesti Entsüklopeedia, 2011). Zoobentose kooslusi saab liigitada vastavalt nende suurusele makrofaunaks (>1.0 mm), meiofaunaks (0.063-1.0 mm) ja mikrofaunaks (<0.063 mm) (Tagliapietra & Sigovini, 2010).

Bentose liigid võivad kasutada põhja- ja pelaagilist keskkonda enda erinevatel eluetappidel. Paljud mereselgrootud on bentilise eluviisiga ehk täiskasvanud isendid elavad veekogu põhjas, kuid vastse staadiumis tegutsetakse kogu veesamba ulatuses. Samuti on veekogu põhi kasutusel planktoni puhkefaaside poolt, mis vajuvad setetesse, kus need püsivad kuni soodsate veetingimuste saabumiseni (Lalli & Parsons, 1997).

Põhjaselgrootutel on oluline roll toiduvõrgustikus kui primaarproduktsiooni ja kõrgema troofilise taseme sidujana. Enda elutegevusega ja bioturbatsiooniga struktureerivad nad põhja ning selle käigus rikastavad setteid hapnikuga. Läbi selle mängivad nad olulist rolli orgaanilise materjali esmasel lagundamisel enne materjali bakteriaalset remineraliseerumist (Reiss et al., 2009). Bentose isendeid kasutatakse tihti bioindikaatoritena, et hinnata keskkonnatingimusi (Zettler et al., 2014). Setetesse koguneb ning ladestub sageli keemilisi ja orgaanilisi saasteaineid. Samuti väheneb orgaanilise aine lagunemise käigus põhjapinna läheduses lahustunud hapniku sisaldus, mis võib põhjustada hüpoksiat. Lisaks keskkonnale on põhjaelustikul endal omadusi, mis muudab need tundlikeks isenditeks keskkonnamuutuste suhtes. Bentose liikidele on omane piiratud liikuvus, mis vähendab isendite võimet vältida ebasoodsaid elutingimusi. Bentoses esineb suur taksonoomiline mitmekesisus, mis muudab need sobilikuks erinevate saasteallikate ja -tasemete hindamiseks (Tagliapietra & Sigovini, 2010).

### 2.1.2 Demersaalsed kalad

Demersaalsed kalad ehk kalad, kes on enda elutegevusega seotud mere või mõne muu veekogu põhjaga on jaotatud kahte suuremasse kategooriasse. Bentilised isendid, kes elavad veekogu põhja peal ja bentopelaagilised isendid, kes elavad põhja lähedal (Bergstad, 2009). Põhjakalu esineb veekogu põhjas igal sügavusel ning erinevates elupaikades ja põhja-substraatidel. Demersaalsete kalade taksonoomia on väga heterogeenne, sest esineb perekondi nii luu- kui ka kõhrkalade klassidest (Khedkar et al., 2003).

Demersaalseid kalu saab rühmitada vastavalt toitumisviisile. Enamik demersaalseid kalu on karnivoorid ehk lihasööjad. See rühm jaguneb omaette kolme kategooriasse – kalatoidulised, bentofaagid ja zooplanktonitoidulised (Bergstad, 2009). Karnivoorse toitumise põhjuseks on valguse ning selle tõttu fotosünteesivate organismide puudumine. Külmades vetes toimub kevadisel perioodil intensiivne vetikate õitsemine, mis toob endaga kaasa detriidi langemise sügavamatesse veesamba kihtidesse. Seega saavad külmaveelised pehmepõhjalised kooslused tekkida ka väga sügavates vetes (Froese & Pauly, 2013). Demersaalsete kalade hulgas leidub majanduslikult olulisi kalaliike. Majanduslikult oluliste liikide elutegevus piirdub mandrilava ning mandrinõlvaga ehk maksimaalselt 500 meetri sügavusel. Ülepüügist tingituna on mõningate demersaalsete kalaliikide varud langenud, kuid sellest tulenevalt teiste kalaliikide arvukus suurenenud. Loodusliku liigilise tasakaalu säilitamiseks

on vajalik kalavarude ning nende elupaikade kaitse ja jätkusuutlik majandamine (Khedkar et al., 2003).

## 2.2 Läänemeri

Läänemeri on üks maailma suurimatest poolsuletud riimveekogudest, mille pindalaks on ligikaudu 420 000 km². Läänemerd ümbritsevad 9 Euroopa riiki – Eesti, Taani, Soome, Rootsi, Saksamaa, Läti, Leedu, Poola, ja Venemaa (HELCOM, 11.02.2025). Suur ümbritsevate riikide ning sellest tulenevalt elanike arv teeb Läänemerest ühe kõige enam kasutatud veekogu (HELCOM, 08.12.2024).

Veekogu tekkis pärast viimast jäätumist (umbes 10 000–15 000 aastat tagasi) ja on selle ajaga läbi teinud märkimisväärseid muutusi põhilistes füüsikalis-keemilistes omadustes (E. Ojaveer, 2014). Läänemeri on madal veekogu, mille maksimaalne sügavus on 459 meetrit ja keskmine sügavus erinevatel andmetel 52-57 meetrit (E. Ojaveer, 2014; Snoeijs-Leijonmalm & Andrén, 2017). Läänemere muudab omapäraseks selle varieeruv soolsus. Madal soolsus on üheks põhjuseks, miks Läänemeri on liigivaene keskkond. Ajalooliselt on olnud peamised sihtliigid ning majanduslikud olulised liigid Läänemeres, kelle arvukust ja paljunemisedukust kaardistatakse, tursk (*Gadus morhua*), erinevad lestalised - lest (*Platichthys* spp.), merilest (*Pleuronectes platessa*), kammeljas (*Scophthalmus maximus*), soomuslest (*Limanda limanda*), sile kammeljas (*Scophthalmus rhombus*), kilu (*Sprattus sprattus*) ning atlandi heeringas (*Clupea harengus*) (ICES, 2017b). Läänemere kalade biomassis domineerivad siiski neli liiki: tursk, läänemere kilu, atlandi heeringas ja selle alamliik räim (*Clupea harengus membras*) (H. Ojaveer et al., 2010). Läänemere teeb eriliseks selle riimveelisus ning seda iseloomustavad soolsuse gradiendid ehk halokliinid, mis joonistuvad välja nii horisontaalses kui ka vertikaalses suunas (Snoeijs-Leijonmalm & Andrén, 2017). Läänemere riimveelisuse ja varieeruva soolsuse põhjuseks on Põhjamerest eraldatud üleminekupiirkond, mille alla jäävad kitsad Taani väinad, Kattegat ja Skagerrak, millele on omane aeglane veevahetus Läänemere ja soolasema Põhjamere vahel (E. Ojaveer, 2014). Riimveekogudes elavate organismide levikumustreid enim mõjutav tegur on soolsuse gradient (Zettler et al., 2014). Läänemeres puuduvad suured tõusud ning mõõnad, millest tingituna on kohalik soolsus üsna stabiilne (Snoeijs-Leijonmalm & Andrén, 2017). Vastavalt kliimatingimustele, milleks on peamiselt soolsus ja hüdrograafilised parameetrid, saab Läänemere jagada kolmeks regiooniks, milleks on põhjaosa, keskosa ja lääneosa. Soolsus suureneb liikudes põhjaosast lääneossa vastavalt 2,5‰-lt 34,5‰-ni (E. Ojaveer, 2014).

Läänemere ökosüsteemid on negatiivselt mõjutatud inimtegevusest tingitud survest. Kõige suuremaks probleemkohaks on inimtegevuse tagajärjel suure toitelisusega jõgede suubumine poolsuletud merre, mis toob endaga kaasa veekogu eutrofeerumise (Rosciszewski-Dodgson & Cirella, 2024). Selle tulemusel suureneb lämmastiku ning fosfori sisaldus veekeskkonnas, mis omakorda kutsub esile hapniku kadumise ehk hüpoksilised tingimused, põhjustades bioloogilise mitmekesisuse ja liigilise arvukuse massilist kadumist (Carstensen et al., 2014). Tulenevalt sellest on jätkusuutlike kalavarude majandamine ning juba ammendanud kalavarude taastamine osutunud väga keeruliseks (Rosciszewski-Dodgson & Cirella, 2024). Läänemere merekeskkonna kaitseks reostusallikate eest ning keskkonna taastamise eesmärgil on loodud Helsingi komisjon ehk HELCOM. Komisjoni kuuluvad kõik Läänemerd ümbritsevad riigid ning Euroopa Liit (HELCOM, 11.02.2025).

## 2.3 Põhjameri

Põhjameri on mandrilaval paiknev veekogu, mida iseloomustavad keskkonnamuutujate hooajalised kõikumised lõunapoolsetel madalatel aladel ja vähem muutlikud keskkonnatingimused põhjapoolsetel sügavatel aladel (Reiss et al., 2009). Hooajalised keskkonnatingimuste kõikumised on kõige tugevamad septembrist aprillini, sest sellel ajavahemikul esinevad suured tormid. Põhjameri on poolsuletud keskmiselt 100 meetri sügavune veekogu, mida ümbritsevad Briti saared, Norra, Prantsusmaa, Belgia, Holland, Saksamaa ja Taani. Põhjameri on ühenduses Atlandi ookeaniga ja Läänemerega (Talley et al., 2011)**.** Põhjamerd iseloomustavad looded ehk veetaseme tõusmine ja langemine. Looded on pooleööpäevased ehk ööpäeva jooksul toimub kaks tõusu ning kaks mõõna. Lisaks pooleööpäevastele veetaseme muutustele toimuvad kevadlooded ning kvadratuursed tõusud, mille tulemusel tekib varasemast suurem veetaseme tõus. Kevadlooded esinevad kahe nädala tagant täiskuu ning Kuu loomise korral, kvadratuursed tõusud toimuvad aga iga poolkuu korral. Sõltuvalt piirkonnast võib veetase tõusta 2,8 kuni 6,2 meetrit (Jänicke et al., 2021).

Suur osa Põhjamere substraadist on liivane ja mudane. Sellest tingituna on levinud veealused liivaluited. Setete kuhjumine on levinud peamiselt Põhjamere lõunapoolsel alal ranniku lähedal. Lisaks liivastele aladele leidub kiviseid ning tugeva settega piirkondasid. Kivise substraadiga keskkonnad pakuvad hulgaliselt elupaiku, mille tulemusel on seal kõrgem liigiline mitmekesisus (Ducrotoy et al., 2000).

Põhjameri on üks intensiivsemalt kasutatavaid mereökosüsteeme maailmas. Sellest tulenevalt on Põhjameri ka üks enim uuritud mereökosüsteeme (Reiss et al., 2009). Põhjamere nafta- ja gaasivarusid on puuritud ja kasutatud 1960ndate aastate keskpaigast (Olsgard & Gray, 1995). Maavarade puurimine on protsess, mis mõjutab negatiivselt puurtorni ümbritsevat aga ka kaugemat keskkonda ja elustikku (Grant & Briggs, 2002). Tänapäeval on puurimise kõrvale tekkinud oluliseks sektoriks taastuvenergia kasutus ja tuuleparkide rajamine. Euroopa Liit on ette näinud, et 2050. aastaks võetakse kasutusele 300 GW avamere tuuleenergiast, kus Põhjamere piirkond mängib olulist rolli (Durakovic et al., 2023). Merereostuse leevendamiseks ning vastutuse võtmiseks allkirjastasid 1992. aastatel Põhjamerd ümbritsevad riigid deklaratsiooni, millega pandi paika Põhjamere majandusvööndid ehk EEZ-d (*exclusive economic zone)*. Selle tulemusel on rannikuriikidel lubatud laiendada riigilist kontrolli rannajoonest kuni 200 meremiilini (Freestone, 1993).

Põhjamere majanduslikult olulisteks demersaalseteks kalaliikideks on tursklaste (*Gadidae*) esindajad tursk, kiltursk (*Melanogrammus aeglefinus*), merlang (*Merlangius merlangus*), põhjaatlandi süsikas (*Pollachius virens*) ja norra tursik (*Trisopterus esmarkii*), lestaliste (*Pleuronectiformes*) esindajad sugukondadest *Soleidae* (merikeeled) ja *Pleuronectidae* (merilestad). Lisaks kaladele mängivad olulist rolli ka koorikloomad: salehomaarid (*Nephrops* sp.) ning krevetlased (*Palaemonidae*) (ICES, 2024b). Põhjamere majanduslikult olulisteks pelaagilisteks kalaliikideks on atlandi heeringas, makrell (*Scomber scombrus*), põhjaputassuu (*Micromesistius poutassoui*), hirvkala (*Capros aper*), kilu (*Sprattus sprattus*), sardiin (*Sardina pilchardus*) ja anšoovis (*Engraulis encrasicholus)* (ICES, 2015). Kogu 20. sajandi jooksul on Põhjamerel välja püütud kalavarud palju kõikunud. Alatest 1950. aastast on olnud aastane Põhjamere kalapüügi kogus 2-3 miljonit tonni, kuid 1960. aastatel tõusis see 3-4 miljoni tonnini. Selline hüpe tulenes pelaagiliste ning põhjalähedaste liikide suurest püügist. Tänapäeval on see kogus taaskord langenud 2 miljoni tonnini (ICES, 2022).

## 2.4 Läänemere ja Põhjamere seiremetoodikad

Läänemere kalavarude uuringuid koordineerib, kavandab ning viib läbi ICESi töörühm: *Baltic International Fish Survey Working Group* ehk WGBIFS. Antud töörühma kuuluvad kõik Läänemerd ümbritsevad riigid, kuid alates 2021. aastast puudub info Venemaa merealade kohta (ICES, 2023). WGIBFS kasutab kahte seiremetoodikat, mis on standardiseeritud ning kasutusel kõigi WGBIFSi liikmesriikide poolt. Nendeks on *Baltic International Acoustic Survey* (BIAS) ja *Baltic Acoustic Spring Survey* (BASS), mille puhul

on tegemist hüdroakustilise seiretega ning *Baltic International Trawl Surveys* (BITS), milleks on traalimine (ICES, 2024a). Igale seiremetoodikale on koostatud vastavad andmebaasid, millesse koondatakse kõikide riikide seiretulemused (ICES Acoustic data portal, 2025; ICES Database on Trawl Surveys (DATRAS), 2025). Läänemerel on seiret läbi viidud 1920. aastast, kuid esmane majanduslikult oluliste liikide ülevaade pärineb aastast 1960 (HELCOM, 21.02.2025).

Põhjamere, Skagerraki ja La Manche'i väina kalavarude seiramist viib läbi ICESi töörühm: *Working Group Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak* ehk WGNSSK. Peamisteks uurimisobjektideks on majanduslikult olulised kalaliigid ning koorikloomad. Lisaks sihtliikidele on hakatud uurima ning kaardistama ka kaaspüügiliike. Sarnaselt Läänemerele on Põhjamerel kasutusel standardiseeritud traalimine ning hüdroakustiline seire (ICES, 2015, 2020).

### 2.4.1 Traalimine

Kogu maailma veekogude mandrilavade pindalast 85% on liivase või mudase substraadiga. Kõigest 6% pindalast on kivine või kruusane ning ülejäänud alad moodustavad korallrifid või karpidega kaetud substraadid (Khedkar et al., 2003). Piirkondades, kus mandrilaval on pehmepõhjaline substraat, on kasutusel põhjatraalimine (Froese & Pauly, 2013). Traalpüügiks nimetatakse protsessi, kus üks või mitu laeva ehk traalerit veavad enda taga kotitaolist kurnpüünist, millest sõelutakse läbi suurel hulgal vett. Vees olnud isendid takerduvad võrku. Vaatamata metoodika laiale kasutusele ning edukusele on tegemist invasiivse metoodikaga. Metoodika invasiivsus tuleneb võrku takerdunud isendite veest välja tõstmisest ja selle tulemusel hukkumisest (He et al., 2021). Seire käigus eemaldatakse kõik, millega kurnpüünis kokku puutub. Seega koosneb püük sihtliikidest ning kaaspüügist. Kaaspüügiks on sageli põhjalähedaste organismide isendid ning põhjaelupaiga eluta osad. Kaaspüük ning praht visatakse peale püüki tagasi veekogusse (Froese & Pauly, 2013). Kaubanduslikul eesmärgil läbi viidud püügi puhul võib kaaspüük moodustada saagist kuni 90%. Selle protsendi hulka on arvatud nii alamõõdulised sihtliigi isendid kui ka kaaspüügi isendid (Bergmann & Moore, 2001). ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon on välja toonud, et aastatel 2010-2014 oli ülemaailmse merepüügi aastane kaaspüügi vette tagasi laskmine 9,1 miljonit tonni. Umbes 46% (4,2 miljonit tonni) sellest moodustasid põhjatraali poolt püütud isendid (Roda et al., 2019).

Esimesed Läänemere traaluuringud viidi läbi 1962. aastal Poola teadlaste poolt, kes keskendusid tursa kalavarude hindamisele (Netzel, 1974). Peale edukaid traalimistulemusi hakkasid ka teised Läänemere rannikuriigid läbi viima traaluuringuid. Saadud tulemuste kombineerimine osutus oodatust keerulisemaks, sest nii püügivahendid, püügiload kui ka uuringu perioodid ei olnud omavahel võrreldavad (ICES, 2017). Probleemi lahendamiseks loodi ühtne seiremetoodika *Baltic International Trawl Surveys* ehk BITS, mis on kasutusel tänapäevani (ICES, 2024a)

Läänemere BITS seireks kasutatakse TV-3 traale. Vastavalt traaleri suurusele ja võimsusele on eristatud kaks erinevat traali – TV-3#520 ja TV-3#920. Numbrid viitavad võrgusilmade hulgale traali avauses. Antud vahendeid on majanduslikult oluliste kalade seireks kasutatud 2001. aastast (ICES, 2017b). Traalnoodad, mis on kasutusel põhjatraalimisel, põhjustavad põhjas leiduvate selgrootute suurt suremust. See mõju võib muutuda pikaajaliseks ning läbi selle vähendada suurselgrootute ehk makrozoobentose arvukust (Hiddink et al., 2011). Lisaks organismidele lõhub traalimine substraati ning sealseid setteid (Froese & Pauly, 2013).

Põhjameres viidi 1960. ja 1961. aastal läbi esimesed rahvusvaheliselt koordineeritud traalimised, mille sihtliigiks olid heeringa noorjärgud ja nende levik. Pilootprojektist said alguse tänapäevani tehtavad ICESi rahvusvahelise põhjatraalide uuringute töörühma (IBTSWG) Põhjamere, Skagerraki ja Kattegati uuringud (Heessen et al., 1997). Põhjamerel on standardvarustusena kasutusel GOV (*Grande Ouverture Verticale*) põhjatraalid. Tulemuste kõrvutamise eesmärgil on traali omadused fikseeritud. Traalimised viiakse läbi kahes kvartalis – Q1 ja Q3. Q1 seire viiakse läbi jaanuaris/veebruaris ning selle põhieesmärgiks on kala noorjärkude leviku ja arvukuse kaardistamine. Erilises fookuses on majanduslikult olulise liigi heeringa noorjärgu isendid. Q3 seire viiakse läbi juulis/augustis ning kogutakse infot teiste Põhjamere majanduslikult oluliste liikide leviku ning arvukuse kohta. GOV traalimised viiakse läbi alati päeval, kõige varasemalt 15 minutit peale päikesetõusu (ICES, 2020).

Lisaks päevastele GOV traalimistele viiakse läbi öiseid traalimisi. Talvisel Q1 seirel kogutakse infot heeringa vastsete kohta. Organismide kogumiseks kasutatakse standardiseeritud MIK (*Midwater Ring Net*) rõngasvõrku. Vees nähtamatuks jäävat musta rõngasvõrku traalitakse veesamba keskel ehk pelagiaalis. Sihtliigi väikese kehasuuruse tõttu on ringvõrgu silmasuurus 1,6 mm. Võrreldes traditsiooniliste planktoni võrkudega on

tegemist tugevama ning raskema võrguga, et muuta see vastupidavamaks Põhjamere karmidele tingimustele (ICES, 2017a).

Alates 2015. aastast kogutakse traalpüügi käigus andmeid lisaks kalavarudele ka mereprügi kohta. Mereprügi kaardistamiseks kasutatakse varasemalt käsitletud traalereid ning nii kevadisi kui ka sügisesi seireid (ICES, 2017b).

### 2.4.2 Hüdroakustiline seire

Hüdroakustilisi seireid on Läänemeres viidud läbi aastast 1978, kui Rootsi ning tollase Saksa Demokraatliku Vabariigi koostööl teostati esimesed hüdroakustilised uuringud kilu ja heeringa biomasside kohta (Håkansson et al., 1979). Alates sellest viiakse läbi hüdroakustilist seiret korra aastas, et hinnata heeringa- ja kiluvarude olukorda. Seire tulemused edastatakse ICES-le, kes koondatud tulemuste põhjal hindab Läänemere kalavarude olukorda (ICES Acoustic data portal, 2025). Tänapäeval on Läänemerel korraldatav hüdroakustiline seiremetoodika jagatud kahte rühma - BIAS ja BASS (ICES, 2017b). BIAS metoodika on kasutusel sügisel kui uuritakse pelaagiliste kalaliikide mitmekesisust ja arvukust. BASS metoodikat kasutatakse kevadel kui seiratakse 1-aastaste turskade arvukust ja biomassi. Seiret viiakse läbi Läänemere tähtsamail kudemisalal, milleks on Bornholmi piirkond (ICES, 2024a).

Hüdroakustiline seire on meetod, mis põhineb helilainete kasutamisel kalade ja muude veesambas olevate objektide leidmiseks (Godlewska et al., 2004). Kajaloodid ehk sonarid on seadmed, mis saadavad keskkonda helilaineid. Keskkonda sisestatud heli levib kuni keskkonnast erineva tihedusega sihtmärgini, mille pinnalt see tagasi vastuvõtjasse peegeldub. Tagasipõrkunud signaalide põhjal luuakse ehhogramm – visuaalne kujutis, millel on näha veealused objektid ja struktuurid (Martignac et al., 2015). Hüdroakustiline seire on kasutusel peamiselt pelaagiliste kalade uurimiseks. Läänemere ja Põhjamere hüdroakustilistes seiretes kasutatakse standardiseeritud kajaloode EK/EY-60 või EK/EY-500 standardsagedusel 38 kHZ (ICES, 2015, 2017b). Meetodi käigus teisendatakse füüsikalised mõõtmed bioloogilisteks, millega on võimalik kirjeldada kalapopulatsioone (Trenkel et al., 2011).

Hüdroakustiline seire on üks vähestest metoodikatest, mis võimaldab isendite kauget ja pidevat vaatlust nende looduslikes elupaikades. Sellest tulenevalt on antud metoodika mitteinvasiivne ehk seire käigus ei mõjutata negatiivselt sihtliike ega nende elukeskkonda.

Hüdroakustiline seire võimaldab registreerida varieeruva kehasuurusega isendeid, alates planktonist kuni kalade ning keskkonna elementideni (Godlewska et al., 2004). Metoodika abil on võimalik tuvastada kalade arvukus, ruumiline ning suurusjaotus. Suurimaks metoodika puudujäägiks on madal liigiline tundlikkus ehk puudub võimalus määrata kaardistatud isendeid (Martignac et al., 2015). Liikide tuvastamiseks kasutatakse akustilise seire käigus kogutud lisateavet. Nendeks andmeteks on isendi asukoht veesambas, suurus, käitumine, mida võrreldakse varasemate teadmistega liikide kohta (Horne, 2000). Vaatamata sellele on parima ülevaate saamiseks vajalik mitme metoodika rakendamine (Trenkel et al., 2011). Ammendavate tulemuste saamiseks kombineeritakse omavahel pelaagilised hüdroakustilised seired ja traaluuringud. Hüdroakustiliselt salvestatud liikide õiget liigilist ja isendilist jaotust ei saa tagada, kui ei ole saadaval andmeid vastava isendite rühma kohta. Seetõttu tuleb traalides võtta proov hüdroakustikaga seiratud kalade parvest või veekihist, et määrata isendid ning nende omadused. Nende andmete saamiseks puuduvad standardiseeritud traalid ehk kasutatakse erinevate mõõtmetega traale. Traalvõrke täpsustav info kajastatakse hilisemates andmebaasides (ICES, 2015).

### 2.4.3 Veealuse videopildi seire

Videopildi alusel on võimalik koguda infot põhjaelustiku kohta ilma keskkonnale pikaajalisemaid kahjustusi tegemiseta. Esimesed bioloogilised uuringud videopildi analüüsi abil viidi läbi 1952. aastal ning alates sellest on videoanalüüsi võimaluste hulk suurenenud (Barnes, 1952).

Piirkonnad, mille veepõhja topograafia on kivine, on raskesti ligipääsetavad, kuid olulised bioloogilise mitmekesisuse poolest. Sellest tulenevalt ei saa sealset seiret teostada kasutades traditsioonilisi seiremetoodikaid. Veealuse videopildi analüüsi tugevuseks on selle mitmekülgne rakendusvõime (Beisiegel et al., 2017). Kasutusel on statsionaarsed videopildi analüüsid koos söödaga või söödata, ning liikuvad kaamerad, mis võivad olla kinnitatud laeva, inimese või kaugjuhitavate sõidukite külge (Nalmpanti et al., 2023). Põhja- ning Läänemeres on videopildi analüüsi kasutatud peamiselt substraadi ning substraadile kinnitunud organismide kaardistamiseks (Beisiegel et al., 2018; Irlind et al., 2024; Michaelis et al., 2019).

Alates 2004. aastast on Soomes süstemaatiliselt kogutud infot Läänemere bioloogilise mitmekesisuse kohta (Forsblom et al., 2024). Nende andmete kättesaamise üks viise on

videopildi analüüs. Kasutusel on allvee-videosüsteem ehk *drop* kaamera. Andmete kogumiseks lastakse kaabliga ühendatud videosüsteem merepõhja ning filmitakse ligikaudu üks minut. Substraadi määramiseks ning lahtiste setete olemasolu kontrollimiseks lastakse kaameral merepõhja õrnalt puudutada (Forsblom et al., 2024). Samuti kasutatakse veealuseid kaugjuhitavaid sõidukeid ehk ROV-e (*remotely operated vehicle)*. Tegemist on sukelsõidukiga, millele on paigaldatud kaamera. Sõiduk võib liikuda mööda varasemalt kindlaks tehtud transekte või käsitsi juhtimisel laeval oleva kontrollkeskuse abil (Irlind et al., 2024). Erineva võimsusega kaugjuhitavaid sõidukeid on kasutatud nii Lääne- kui ka Põhjameres (Forsblom et al., 2024; Irlind et al., 2024). Kivise merepõhja seiramise eesmärgil loodi 2015. aastal Läänemere merepõhja videoanalüüsi süsteem ehk BaSIS (*Baltic Seafloor Imaging System*). BaSIS on raamistik, millele on paigaldatud kaks kaamerat, millest üks on suunatud merepõhja poole ning teine ettepoole. Raamistik on põhjast ühe meetri kõrgusel (Beisiegel et al., 2017). Konstruktsiooni on kasutatud Läänemere riffide kaardistamiseks (Beisiegel et al., 2018). Vastavalt sihtliigile saab veealuseid kaameraid varustada ka söödakotiga, mille eesmärgiks on kohale meelitada röövtoidulisi liike (Martinez et al., 2011).

Videopildi analüüs on oluline seiremetoodika nafta puurtornide läheduses oleva mitmekesisuse uurimiseks (Schutter et al., 2019). Naftatornid toimivad tehislike riffidena ehk loovad elupaiku põhjas olevale elustikule. Ühendkuningriikide majandustegevus riigivetes olevate puurtornide ümber on reglementeeritud ja kindlaks määratud direktiiviga *The Petroleum Act 1987*, mille kohaselt on kõikide Ühendkuningriikide merepiires asuvate nafta puurtornide ümber 500 meetrine kalapüügi ja laevanduse keelutsoon. Sellest tulenevalt ei ole võimalik viia läbi seiret traditsiooniliste seiremetoodikatega nagu traalimine, mis lõhuvad veekogu põhja. Seetõttu on videopildi analüüs seiremetoodika, mille abil koguda andmeid antud elupaikade kohta (Todd et al., 2018). Sarnaselt on uuritud avamere tuuleparkide ümbritsevat elustikku. Tuulepargid loovad keskkonda juurde elupaiku ning läbi selle rikastavad organismide arvukust ja toimivad niinimetatud keelutsoonidena (*no-take-zone*). Antud piirkondadele on omane suurenenud bioloogiline mitmekesisus, mis soodustab keelutsoonides elavate liigirühmade ülekanduvat mõju lähedalasuvatele aladele (Knorrn et al., 2024). Seoses piirangutega, mis keelavad invasiivsete metoodikate kasutust antud piirkonnas, kasutatakse spetsialistide poolt juhitavaid kaameratega varustatud veealuseid sõidukeid (Hofstede et al., 2022).

Kaameratega filmitud ning kogutud andmed analüüsitakse läbi hiljem. Veepõhjas olevat substraati ja organisme on hinnatud katteprotsendi või isendite arvukuse abil. Esimene neist on kasutusel peamiselt vetikate hulga määramisel (Forsblom et al., 2024). Ühes kohas seisev videokaamera raamistik muudab liikuvate kalade seire ning hilisema määramise lihtsamaks (Martinez et al., 2011).

Videopildi analüüsi eeliseks on selle odavam hind võrreldes traditsiooniliste seiremetoodikatega, milleks on traalimine ja nakkevõrgud. Traditsioonilised seiremetoodikad nõuavad tihti suuri traalereid, mille kasutamine on kulukas. Videopildi analüüsi saab kasutada ka keskkondades, mis tavalist seiret piiravad – ebatasane põhi või merekaitsealad (Trobbiani et al., 2018). Turbulentne keskkond, millele on omane madal vee läbipaistvus, vähendab video kvaliteeti ja selle kaudu raskendab videoanalüüsi (Irlind et al., 2024). Sellest tulenevalt on videopildi analüüs peamiselt levinud parema läbipaistvusega veekogudes (Nalmpanti et al., 2023). Lisaks vee läbipaistvusele mõjutab keskkonna turbulentsus ka söödaga varustatud videopildi analüüsi. Sööda ruumilise leviku ja mõju määravad kindlaks sööda enda keemilised omadused, erinevate liikide lõhnatuvastusläved ja varasemalt nimetatud keskkonnategurid (Martinez et al., 2011).

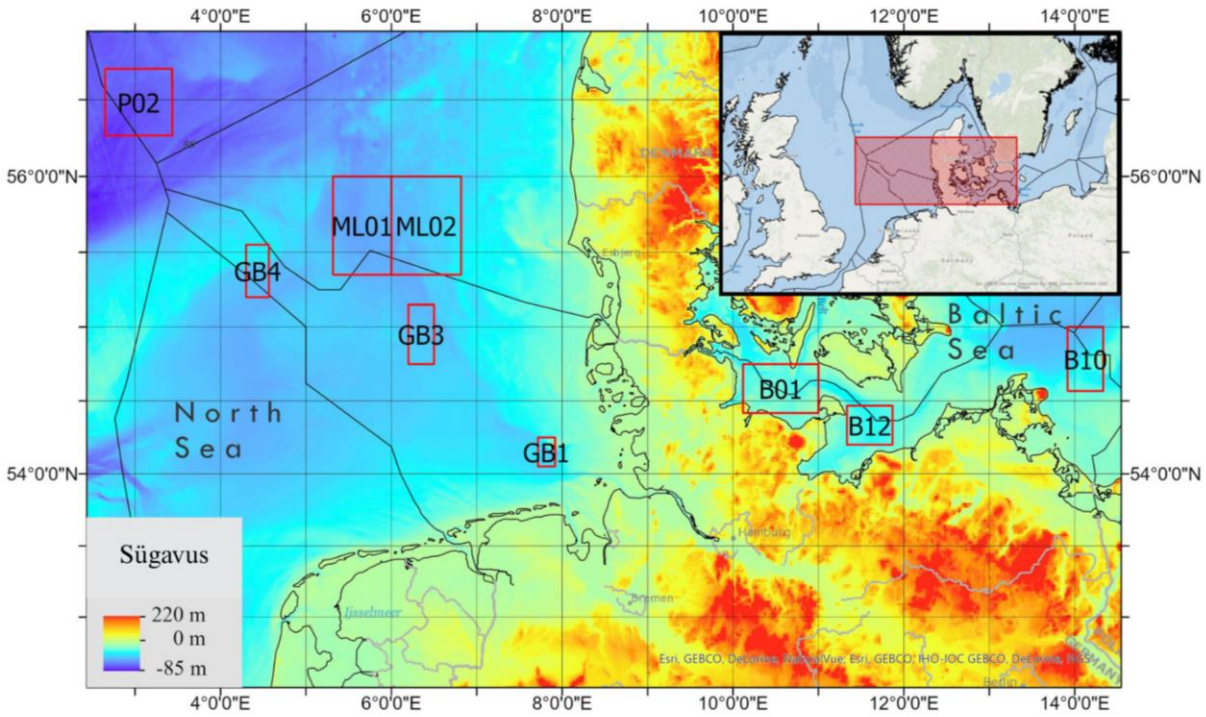
Kuigi videopildi analüüsi käigus saadakse ülevaade isendite suhtelise arvukuse ja liigirikkuse kohta, ei suuda kaamera süsteemid anda registreeritud organismide kohta täpsustavaid andmeid. Puudulikeks andmeteks on näiteks isendi pikkus, mis on vajalik populatsiooni struktuuri ning vanuse mõistmiseks (Unsworth et al., 2014). Probleemi lahendamiseks on välja toodud stereo-video fotogramm-meetria tehnoloogia. See tehnika võimaldab veealuses keskkonnas objektide pikkust määrata ületades veemoonutuste ja halva nähtavuse poolt põhjustatud väljakutsed. Tehnoloogia kasutab kahte sünkroniseeritud kaamerat, mis jäädvustavad objekti erinevate nurkade alt, võimaldades selle suurust hiljem 3D-rekonstrueerida (Harvey & Shortis, 1995). Isendite suurust ning põhja katteprotsenti aitab määrata ka laserite paigaldus kaamerate raamistikule. Laserid paigaldatakse kindlaksmääratud vahemaale kaamerapildi ette, mille abil saab hinnata kaamera ette jäänud objekti suurust (Redford et al., 2021).

# 3. Materjal ja meetodid

## 3.1 Uurimisala iseloomustus

Andmed koguti 2021. aasta detsembris Thünen-Instituudi poolt korraldatud teaduslaeva "Walther Herwig III" kruiisil numbriga 451. Esmalt kasutati kruiisil kogutud videopildi andmeid merepõhjas leiduva prügi tuvastamiseks (Nogueira et al., 2023) ning hiljem selle töö raames Põhja- ja Läänemere merepõhja elustiku mitmekesisuse hindamiseks.

Uurimistöö uurimisalaks olid Põhjameri ja Läänemeri. Kahe keskkonna peamiseks erinevuseks on veekogude soolsus (E. Ojaveer, 2014; Talley et al., 2011). HELCOM ehk Helsingi komisjon on jaotanud Läänemere 18 erinevaks alamregiooniks . Alamregioonid, mis jäävad antud uurimistöö jaamade alla, on Kieli laht punktis B01, Mecklenburgi laht punktis B12 ja Läänemere lõunaosa punktis B10 (HELCOM, 17.02.2025). Põhjamere enim kasutatud jaotus on vastavuses riiklike majandusvööndite merepiiridega. Sellest lähtuvalt asuvad punktid GB1, GB3 ning GB4 Saksamaa merealal, punktid ML01 ja ML02 Taani merealal ning punkt P02 Norra merealal. Lisaks merepiiride järgi jaotusele on ka Põhjameri jaotatud alamregioonideks vastavalt piirkonna omadustele. Punktid GB1, GB3, GB4, ML01 ja ML02 asuvad Põhjamere lõunaosas. Põhjamere lõunaosa iseloomustavad nii suurte jõgede sissevoolud ja suudmealad, hoovused kui ka tõusud ja mõõnad. Punkt P02 asub Põhjamere põhjaosas, mida mõjutab Atlandi ookeani sissevool. Kogu Põhjameri asub mandrilaval ehk tegemist on madala piirkonnaga, kus veesamba sügavus jääb kuni 100 meetri piiridesse. Andmeanalüüsi jaoks on jaotatud Põhjameri kahte kategooriasse: Põhjameri N, mille alla kuuluvad jaamad ML01, ML02 ja P02 ning Põhjameri S, mille alla kuuluvad GB1, GB3 ja GB4 (Tabel 1). Punktid andmete kogumiseks on välja valitud Thünen-Instituudi töögrupi poolt, kes omakorda tugines punktide valikus varasematele uurimistöödele ning piirkonnas varasemalt läbi viidud traalimistele (Joonis 1).




Joonis 1. Uurimisala kaart Põhja- ja Läänemeres. Punased kastid ning seal sees olevad numbrid ja tähed viitavad videopildi analüüsi transektidele, mustad jooned tähistavad riikidevahelisi majandusvööndite merepiire (Nogueira et al., 2023).

Eesmärk oli filmida igas jaamas viiel transektil, kuid sõltuvalt ilmastiku- ja mereoludest ei olnud see kolmes jaamas (GB1, B12, B10) võimalik. Samuti puuduvad traalimise andmed punktides ML01 ning ML02. Sellest lähtudes tuli analüüsiks andmeid ühtlustada ning valimit väiksemaks muuta.

Tabel 1. Jaamade, kus viidi läbi video-kui ka traaluuringud, põhinäitajad. Vee läbipaistvus on määratud kolmepalli süsteemis, kus igal tasemel on kindel vaste (tase 1 - hea läbipaistvus; tase 2 - keskmine vee läbipastvus; tase 3 - halb vee läbipaistvus)

| Jaam | Piirkond | Uurimisala pindala (m2) | Keskmine sügavus (m) | Vee läbipaistvus |
|---|---|---|---|---|
| B01 | Läänemeri | 3213,3 | 20,50 | 2 |
| B10 | Läänemeri | 3482,6 | 22,00 | 1 |
| B12 | Läänemeri | 3621,1 | 22,34 | 3 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| GB1 | Põhjameri S | 2644,7 | 41,9 | 3 |
| GB3 | Põhjameri S | 4349,9 | 44,6 | 2 |
| GB4 | Põhjameri S | 2869,7 | 44,98 | 1 |
| ML01 | Põhjameri N | 3143,7 | 49,44 | 1 |
| ML02 | Põhjameri N | 3236,1 | 43,51 | 1 |
| PO2 | Põhjameri N | 3009,5 | 73,85 | 1 |

Jaama pindala oli keskmiselt ligikaudu 3200 m2, kuid esinesid mõningad tugevad varieeruvused keskmisest pindalast. Keskmisest oluliselt väiksem oli transekt GB1, mille pindala oli 2600 m2 ning keskmisest oluliselt suurem oli GB3 pindalaga 4300 m2.

## 3.2 Seiremetoodika

Tulemuste võrdlemise eesmärgil kasutati kahte seiremetoodikat – invasiivset ja mitteinvasiivset. Mõlema metoodika puhul toimus ühel transektil andmete kogumine ligikaudu ühe tunni jooksul.

Mitteinvasiivseks andmete kogumise viisiks loodi *epibenthos video sledge* ehk epibentose video-kelk (EVS) (Joonis 2). Kelk loodi 2016. aastal ning on olnud varasemalt kasutuses teiste uurimistööde raames. EVS on tehtud roostevabast terasest ning selle pikkus on 160 cm, laius 76 cm ning kõrgus 67 cm. Kelgule on kinnitatud maksimaalselt hea videopildi saavutamiseks GoPro Hero 9 kaamera. Kuna töö eesmärgiks ei olnud registreerida kaamera ette jäänud objektide suurust, siis piisas antud olukorras ühest kaamerast. Lisaks kaamerale on kelgule lisatud kaks lampi, koguvalgusvooga 7200 lm. Kelgule on kinnitatud andur sügavuse määramiseks ning kolm laserit (Nogueira et al., 2023).

Vastavalt projekti eesmärgile saab kelku kasutada hõljukina ehk merepõhjast kõrgemal või otseses kontaktis merepõhjaga. Antud uurimistöö puhul kasutati teist varianti ehk kelk üritati hoida stabiilses kontaktis merepõhjaga, kuna filmimise esmaseks eesmärgiks oli merepõhjas asuva mereprügi kaardistamine (Nogueira et al., 2023). Suure lainetuse tõttu ei olnud stabiilne kontakt merepõhjaga igas punktis võimalik.

Joonis 2. Videokelk ehk epibentose videokelk ning selle ehitus. (1) kelk, (2) GoPro Hero 9 kaamera, (3) valgustid, (4) kolm laserit, (5) sügavuse andur (Nogueira et al., 2023).

Vastavalt piirkonnale kasutati kahte invasiivset metoodikat, milleks olid kaks erinevat traali. Kahe erineva traali kasutamise vajalikkuse põhjuseks oli substraatide erinevus. Viimase jääaja tõttu on Läänemere põhjas piirkondi, kus on kivine ning ebaühtlane põhjasubstraat (E. Ojaveer, 2014). Sellest tulenevalt peab Läänemere traal olema varustatud kivide taha takerdumist ning rebenemist vähendava *grunttropiga*. *Grunttropp* on traalnooda alumise avause ääre juurde paigutatud raskus, mis kaitseb traali alumist äärt liigse kulumise eest (Kalapeedia, 2019). Põhjamerel oli kasutuses GOV 36/47 traal. Numbrid traali juures viitavad selle mõõtudele – traali avaus on 36 meetrit ning traali kurnpüünise pikkus 47 meetrit. Lisaks on traali tiibade laius 6,2 meetrit. Kurnpüünise noodapära silmasuurus oli 20 mm. Läänemerel kasutati andmete kogumiseks 140r traali mudelit, mille puhul on tegemist 43 meetri pikkuse põhjatraaliga. Traali noodapära võrgusilma suurus oli 20 mm.

Lisaks liigirikkuse salvestamisele ja määramisele tuli koguda infot nii Põhja- kui ka Läänemere vee parameetrite kohta. Metainfo kogumiseks ja parameetrite määramiseks kasutati esmalt CTD-sondi. Lühend CTD tuleb ingliskeelsetest sõnadest vastavalt veejuhtivus (*conductivity*), vee temperatuur (*temperature*) ja sügavus (*depth*). Ammendava

ülevaate saamiseks on vaja ka andmeid vee keemiliste ning füüsikaliste omaduste kohta. CTD-sond on kinnitatud karkassile, mida nimetatakse rosetiks ning sellel asetseb peale sondi ka mitmeid teisi andureid ning veepaake, mida kasutatakse vee parameetrite mõõtmiseks (National Oceanic and Atmospheric Administration, 08.01.2025). Seega lisaks varasemalt mainitud parameetritele mõõdeti soolsuse, $O_2$ kontsentratsiooni ja $O_2$ küllastuse kohta enne iga filmimist.

## 3.3 Uurimistöö objekt

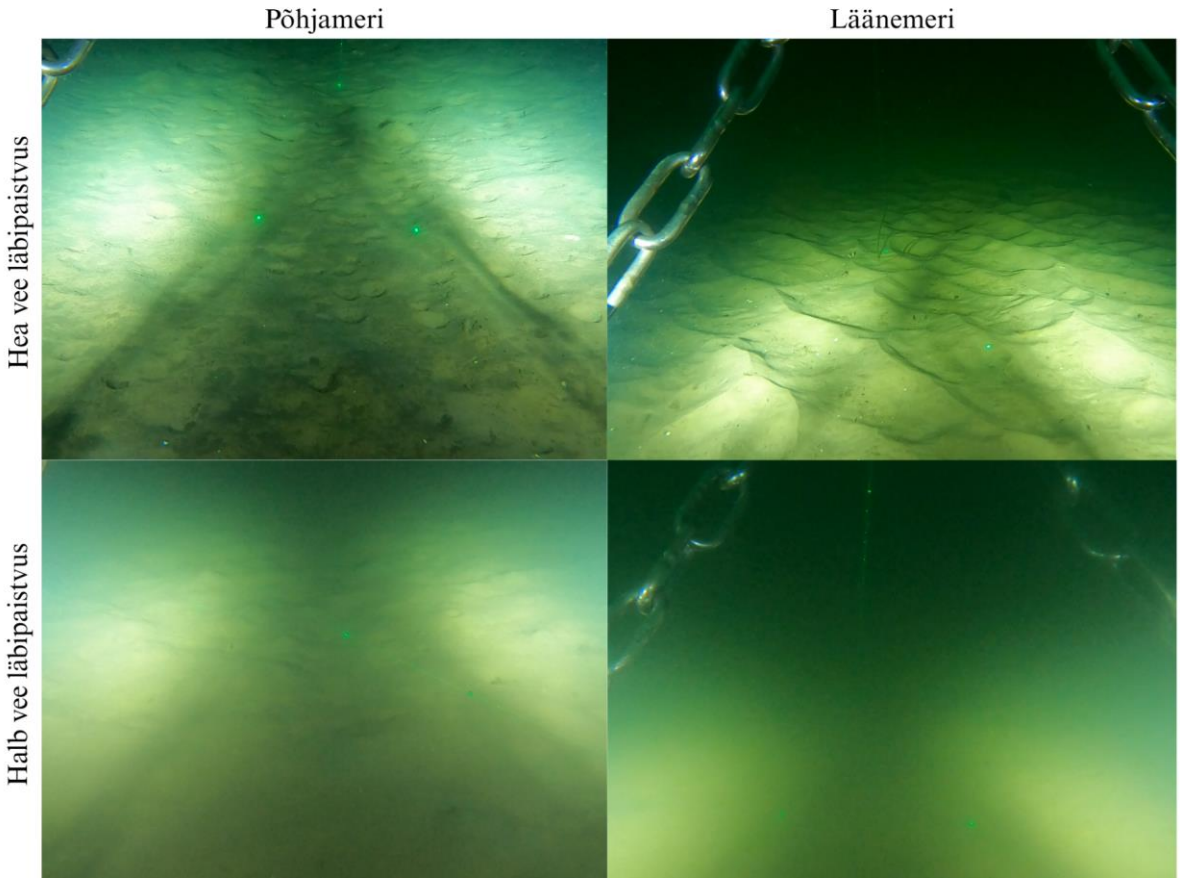
Uurimistöö üheks eesmärgiks on hinnata ja kaardistada veekogu põhjas leiduvat liigilist mitmekesisust ning isendite arvukust kasutades kahte erinevat seiremetoodikat. Uurimistöösse kaasatud organismid on valitud vastavalt seire asukohale ning täpsusele. Varasemalt välja toodud metoodikad kaardistavad merepõhja ehk antud töös on olulisel kohal nii makrozoobentos kui ka demersaalsed kalaliigid. Alapeatükis "2.1.1 Bentos" mainitud tunnuste põhjal on makrozoobentose puhul tegemist veekogu põhjas leiduva loomastiku rühmaga, kelle keha suurus on üle ühe millimeetri. Uurimistöösse on valitud demersaalsed kalaliigid, sest antud liigid on levinud veekogu põhjas mandrilava piirkonnas, mis on omane Põhja- ja Läänemerele. Demersaalsete kalaliikide kirjeldus on leitav alapeatükist "2.1.2 Demersaalsed kalad".

## 3.4 Videopildi analüüs

Kõik videod on läbi analüüsitud ühe inimese (töö autori) poolt. Videopildi analüüsimiseks kasutati nii Windows Media Player Legacy't (Microsoft, 2021) kui ka Movie Maker-Video Editor (Videopix, 2022) rakendusi. Andmebaas koondati Google Sheets (Google LLC, 2023) rakendusse, mida oli võimalik jagada kõigi osapooltega. Videoanalüüsis registreeritud isendid määrati madalama taksonoomilise tasemeni. Määramiseks kasutati fishbase.com andmebaasi ning kirjanduslikke teoseid, milleks olid "Eesti kalad" (Saat, 2022), "Euroopa kalad" (Loates & Miller, 2006) ja "North Sea fish and their remains" (Kees Camphuysen & Henderson, 2017). Raskemini määratavad isendid määrati üle Thünen-Instituudi töötajate poolt.

Määramisedukus sõltus vee läbipaistvusest, mis varieerus piirkonniti (Joonis 3) ning piirkonna isendite rohkusest. Kindlustamaks suurima hulga vaatluste registreerimist analüüsiti videosid 0.25 kordsel kiirusel.

Lisaks isenditele koguti videomaterjalist andmeid ka teiste veesammast või merepõhja iseloomustavate parameetrite kohta. Nendeks on vee läbipaistvus, domineeriv substraat, põhjas leiduv taimestik ning selle seisund. Varasemalt on kogutud infot põhjas leiduva mereprügi kohta (Nogueira et al., 2023).




Joonis 3. Näide hea ning halva vee läbipaistvusega kaadritest Põhja- ja Läänemeres.

Kaamerast tingitud tehniliste probleemide tõttu ei olnud kogu salvestatud videomaterjal analüüsiks kasutatav. Peamisteks probleemideks oli kaamera ümberkukkumine, mida põhjustasid üksikud suured objektid merepõhjas, või valgustite töötamast lakkamine. Sellest tulenevalt ei olnud võimalik kasutada kahe transekti videoid. Kahel transektil töötas kolmest laserist kaks, kuid laserite olemasolu on vajalik isendi suuruse määramiseks. Seega organismide määramise seisukohalt ei olnud laserite töötamine oluline.

## 3.5 Andmeanalüüs

Andmeanalüüsi ettevalmistamiseks loodi algandmestiku alusel uus andmestik, mis koondas endasse iga jaama vaatlused, sealhulgas liigimäärangud, vaatluste arvu ning jaamade

andmed. Lisaks algandmetele koondati iga jaama metaandmete keskmised. Nendeks olid vee keskmine temperatuur, keskmine sügavus, soolsus, hapnikusisaldus ning küllastunud hapniku sisaldus. Kooslusanalüüsiks koondati kõik vaatlused seltsi ja klassi taksonoomilisele tasemetele. Kuna andmete puhul oli tegemist nii erinevate suurustega kui ka ühikutega, siis pidi kõik andmed standardiseerima ehk viima kõik suurused protsentskaalale. Standardiseerimine viib kõik andmed samale skaalale, muutes need võrreldavaks.

### 3.5.1 Statistilise analüüsi metoodika

Mitmekesisuse analüüsid viidi läbi RStudio tarkvaraprogrammis (R Core Team, 2024). Taksonoomilise mitmekesisuse arvutamiseks ja väljendamiseks kasutati Shannoni indeksit. Shannoni indeks on ökoloogias laialdaselt kasutatav mõõdik nii liikide kui ka kõrgemate taksonoomiliste tasemete mitmekesisuse kirjeldamiseks (Oliveira et al., 2020). Shannoni mitmekesisuse indeksi väärtus on arvutatud seltsi ja klassi tasemel. Arvutusse on kaasatud nii liikide arv kui ka nende levik. Statistilised analüüsid viidi läbi vaba tarkvaras RStudio 2024.12.1, kus arvutati Shannoni mitmekesisuse indeks *vegan* paketis olevate funktsiooniga *diversity*() (R Core Team, 2024).

Edaspidiste andmeanalüüside jaoks kasutati Statistica 14.1.0 andmeanalüüsi tarkvara (StatSoft, 2022). Esmalt võrreldi omavahel meetodite ning piirkondade seoseid ja mõjusid. Seoste leidmiseks ja tulemuste saavutamiseks kasutati kahefaktorilist dispersioonanalüüsi, kus sõltuvaks muutujaks oli Shannoni indeksi väärtus ning diskreetseteks muutujateks olid piirkonnad ja seiremetoodikad. Kahe erineva proovivõtumetoodika abil saadud bioloogilise mitmekesisuse hinnangute võrdlemiseks viidi läbi Shannoni mitmekesisuse indeksi põhjal Mann-Whitney U-test nii Läänemere kui ka Põhjamere keskkonnas koondatud tulemuste põhjal. U-testi valik on tingitud valimi väiksest suurusest ja erinevuste normaaljaotuse puudumisest.

Hindamaks piirkonna ning meetodi mõju kalakoosluste struktuurile kasutati ANOSIM analüüsi. Mõju hindamiseks kasutati Bray-Curtis-e erisusindeksit. ANOSIM analüüsi jaoks kasutati merekoosluste analüüsi statistilist tarkvarapaketti PRIMER v7 (Clarke & Gorley 2015). Tulemuste illustreerimiseks koostati graafikud MDS-i ehk mitmemõõtelise ordineerimise abil. Graafikutel olevate punktide vahemaa kirjeldab vaadeldud meetodite erinevust sõltuvalt liigilisest mitmekesisuset. Taksonoomilise jaotuse kaardistamise jaoks viidi esmalt läbi ANOSIM *two-way crosse*d analüüs. Piirkondlike taksonoomiliste

jaotuvuste jaoks kasutati SIMPER ehk *Similarity Percentage* analüüsi, sest metoodika ning piirkonna puhul on tegemist kahe sõltumatu muutujaga. Tegemist on statistilise meetodiga, mis hindab kahe sõltumatu teguri mõju ning nende mõjude ulatuslikkust (Clarke & Gorley 2015). Selle abil saab välja selgitada, millised organismirühmad põhjustavad kahe seiremetoodika või keskkonna vahelist erinevust kõige rohkem.

## 3.6 Töö autori roll

Magistritöö idee ning eesmärk töötati välja koostöös Thünen-Instituudiga. Videomaterjal on kogutud Thünen-Instituudi poolt varasema uurimistöö raames, kuid kogutud andmeid ei olnud varem analüüsitud ega antud viisil kasutatud. Käesoleva magistritöö autor analüüsis iseseisvalt läbi kõik videopildi salvestused ning koondas need enda loodud andmebaasi. Esmased andmeanalüüsid Rstudio tarkvaras viis läbi autor iseseisvalt ning teised analüüsid PRIMER v7 tarkvaras tehti koostöös juhendaja Lauri Saksaga. Magistritöö ning selles leiduvad joonised vormistas ja koostas autor ise vastavalt juhendajate soovitustele.

# 4. Tulemused

Analüüs näitas olulisi erinevusi nii makrozoobentose kui ka demersaalsete kalade taksonite mitmekesisuses Läänemere ja Põhjamere keskkonnas kahe erineva seiremetoodika puhul. Kokku registreeriti 77 559 isendit, millest 34 195 kaardistati traalimise abil ning 43 364 videopildi seire abil. Traalimine toimus 6 jaamas ning videopildi analüüs 9 jaamas.

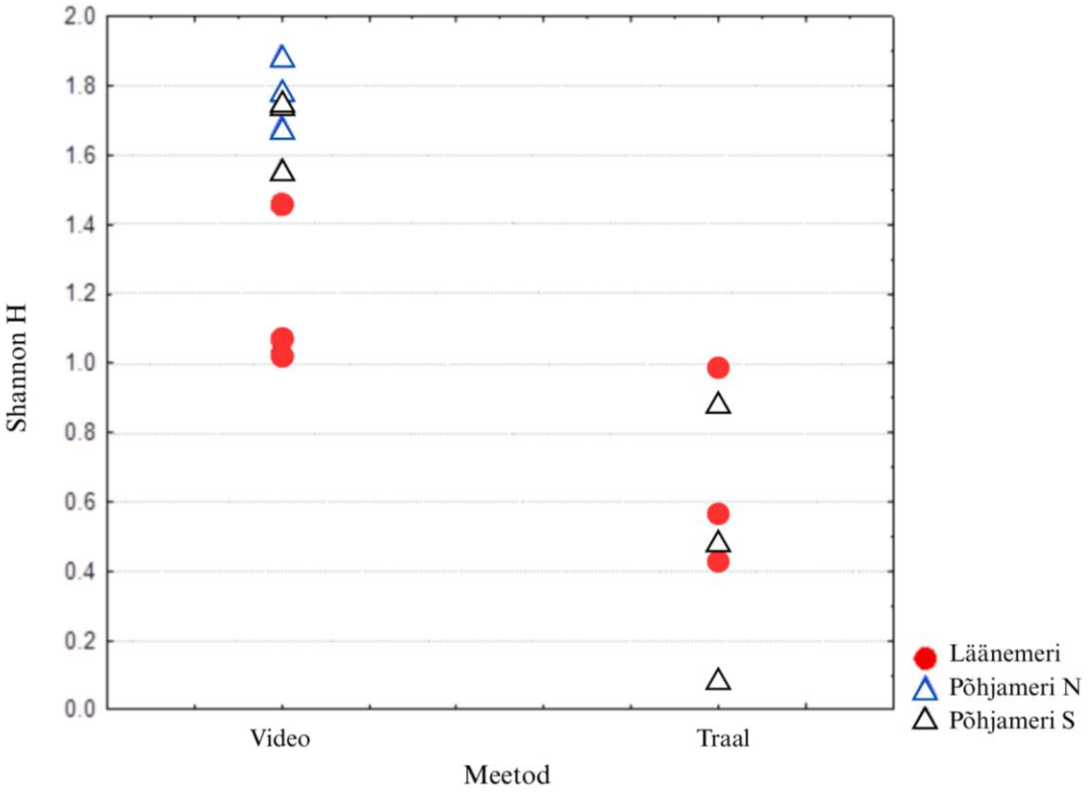
## 4.1 Metoodika ja keskkonna roll mitmekesisuse määramisel

Shannoni indeksi väärtus arvutati nii liigi- kui ka seltsi tasemel. Liigi tasemel oli Shannoni indeksi väärtus suurem nii traaluuringute kui ka videopildi analüüsi puhul. Seltsi tasemel oli väärtus madalam, kuid Shannoni indeksite väärtuste jaotus vastavalt keskkondadele ja metoodikale jäi samaks (Tabel 2). Ainukeseks erandiks on Põhjamere jaam GB4 traalimise metoodikal, kus Shannoni indeksi väärtus ei muutu.

Tabel 2. Shannoni indeksi väärtus liigiti ning seltsi ja klassi tasemel

| Jaam | Metoodika | Meri | Shannon liigi tasemel | Shannon kõrgemal tasemel |
|---|---|---|---|---|
| B01 | Video | Läänemeri | 1,534 | 1,021 |
| B10 | Video | Läänemeri | 1,360 | 1,071 |
| B12 | Video | Läänemeri | 1,743 | 1,260 |
| GB1 | Video | Põhjameri | 1,814 | 1,361 |
| GB3 | Video | Põhjameri | 2,263 | 1,749 |
| GB4 | Video | Põhjameri | 1,967 | 1,756 |
| ML01 | Video | Põhjameri | 2,412 | 1,890 |
| ML02 | Video | Põhjameri | 2,002 | 1,684 |
| P02 | Video | Põhjameri | 1,862 | 1,758 |
| B01 | Traal | Läänemeri | 1,102 | 0,534 |
| B10 | Traal | Läänemeri | 1,303 | 0,985 |
| B12 | Traal | Läänemeri | 1,120 | 0,564 |
| GB1 | Traal | Põhjameri | 0,084 | 0,080 |
| GB3 | Traal | Põhjameri | 0,779 | 0,475 |
| GB4 | Traal | Põhjameri | 0,873 | 0,873 |

Läänemeres metoodika valik põhjaloomastiku elurikkust ei mõjutanud (Z = 1,60 $p$ = 0,109; n = 3). Sarnaselt Läänemerele ei ilmnenud sellist seost ka Põhjamere andmestiku analüüsil (Z = 1,60; $p$ = 0,109; n = 3). Siiski viitavad üldised tulemused Läänemere ja Põhjamere keskkondades videopildi analüüsi suuremale organismirühmade registreerimise edukusele võrreldes traalimisega. Shannoni indeksi väärtus on kõrgem videopildi analüüsi puhul võrreldes traalimisega (Z = 3,182; $p$ = 0,0015). Videopildi analüüsi kasutamine annab kõrgema Shannoni indeksi väärtuse võrreldes traalimisega (Z = -2,324; $p$ = 0,024; n = 6). Traalimise analüüsidega joonistub välja, et Põhjameres registreeritud põhjaloomastiku elurikkust kirjeldava Shannoni indeksi väärtus ei erinenud statistiliselt usaldusväärselt Läänemeres mõõdetust (Z = -0,656; $p$ = 0,700; n = 6). Seega ei sõltu traalimise abil kaardistatud mitmekesisus piirkonnast (Joonis 4).




Joonis 4. Shannoni mitmekesisuse indeksi jaotus vastavalt piirkonnale ning metoodikale

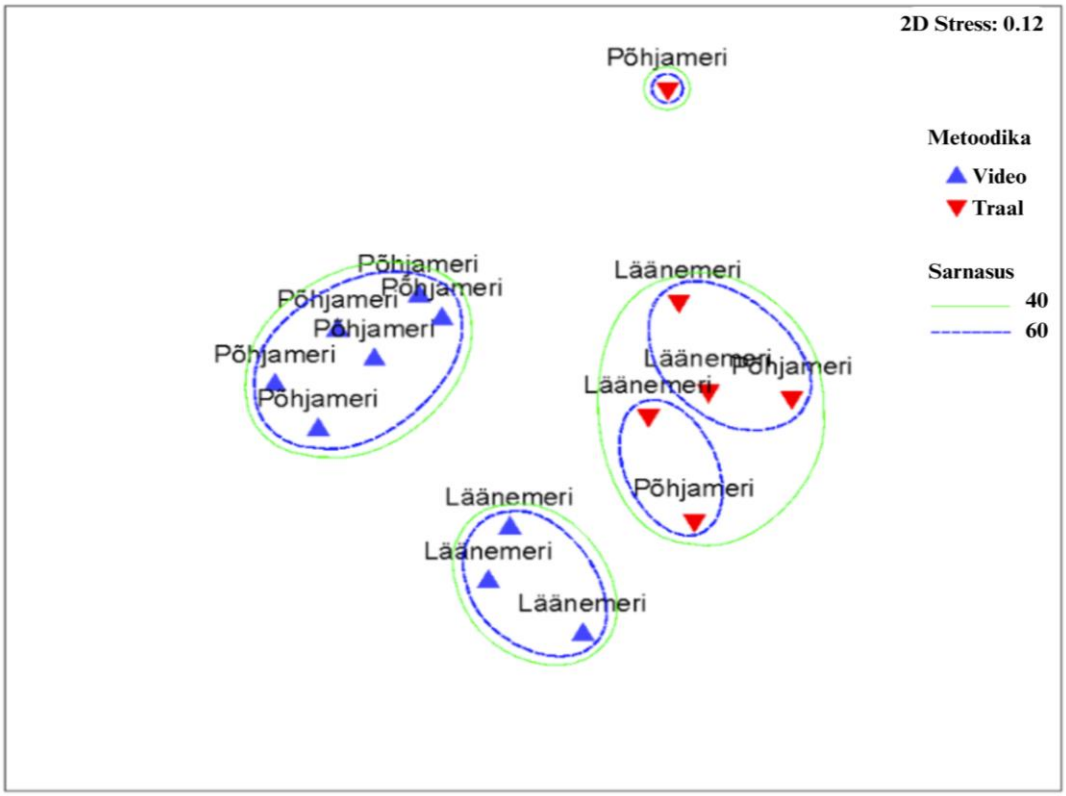
Kaameratega registreeritud põhjakoosluste struktuur oli eelkõige seotud kasutatud filmimismetoodikaga ja ootuspäraselt oli vaadeldud elustiku struktuur seotud ka uuritud merealaga (Tabel 3). Kasutatud metoodika ja uuritud mereala vaheline statistiliselt oluline interaktsioon viitab aga, et nende tegurite mõju põhjaelustiku struktuurile erines vastavate muutujate erinevatel tasemetel.

Tabel 3. Piirkonna ning metoodika mõju ning nende koosmõju koosluste mitmekesisusele.

| Mõju | df | *SS* | MS | Pseudo - F | P(perm) |
|---|---|---|---|---|---|
| **Metoodika** | 1 | 8856.2 | 8856.2 | 8.6908 | 0.001 |
| **Meri** | 1 | 3241.5 | 3241.5 | 3.1809 | 0.01 |
| **Metoodika x meri** | 1 | 3746.3 | 3746.3 | 3.6764 | 0.004 |
| **Jäägid** | 11 | 11209 | 1019 | | |

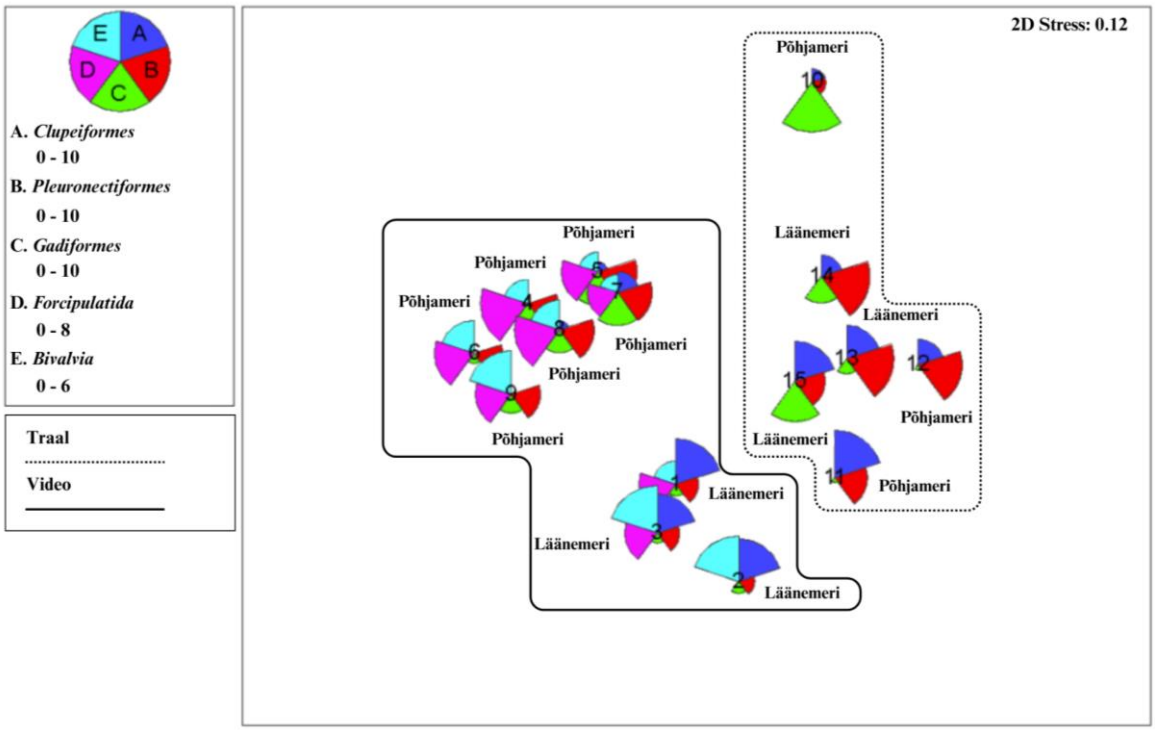
## 4.2 Organismide taksonoomiline jaotus piirkondade ja metoodikate vahel

Registreeritud koosluste struktuuri mõjutasid nii metoodikate valik (ANOSIM: R = 1; $p$ = 0,001) kui ka piirkond (ANOSIM: R = 0,821; $p$ = 0,002). Erinevate metoodikatega vaadeldud põhjaloomastiku taksonoomiline koosseis erines nii piirkonniti (Läänemeri ja Põhjameri) kui ka metoodikate (traalimine ja videopildi analüüs) lõikes (Joonis 5, Tabel 4).




Joonis 5. Läänemeres ja Põhjameres kasutatud metoodikaga kogutud põhjaloomastiku srtuktuuride sarnasusi (Bray-Curtis'e sarnasusindeks) kirjeldav MDS-i graafik.

Piirkondade erisusindeksist moodustasid protsentuaalselt organismirühmad heeringalised *Clupeiformes*, lestalised *Pleuronectiformes,* tursklased *Gadiformes*, kümnejalalised *Decapoda*, karikloomad *Semaeostomeae* ja luukalade selts *Labriformes* (moodustasid vastavalt 21,8%, 13,9%, 12,7%, 9,0%, 6,5%, 6,4% keskmisest piirkondade vahelisest Bray-Curtis'e erisusindeksist 61,50). Organismirühmade struktuuri erisus seiremetoodikate puhul tulenes peamiselt meritähtede *Forcipulatida,* lestaliste *Pleuronectiformes,* tursklaste *Gadiformes*, heeringaliste *Clupeiformes*, karpide *Bivalvia*, kümnejalaliste *Decapoda* ja luukalade *Labriformes* rühmadest (moodustasid vastavalt 13,8%, 12,6%, 12,5%, 12,2%, 9,4%, 8,8%, 6,2% keskmisest seiremetoodikate vahelisest Bray-Curtis'e erisusindeksist 74,52).




Joonis 6. Segmenteeritud nMDS graafik, mis iseloomustab organismirühmade koosseisu vastavalt piirkonnale ning seiremetoodika valikule.

Traaluuringute puhul ei eristunud organismirühmade struktuur piirkonniti. Tugevalt erines ainult ühe traaluuringute käigus seiratud Põhjamere jaama liigiline koosseis. Videopildi analüüsi puhul erinesid organismirühmade kooslused selgelt Põhjamere ning Läänemere vahel (Joonis 6).

Tabel 4. Registreeritud kõrgemate taksonoomiliste rühmade vaatluste keskmine arv (±standardhälve) vastavalt kasutatud metoodikale Läänemeres ja Põhjameres.

| Rühm | | Läänemeri | | Põhjameri | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **Video** | **Traal** | **Video** | **Traal** |
| ***Actiniaria*** | **Meriroosilised** | 51,38 ± 51,30 | - | 1,22 ± 1,00 | - |
| ***Bivalvia*** | **Karbid** | 889,10 ± 2520,70 | - | 240,55 ± 337,70 | - |
| ***Callionymiformes*** | **Luukalade selts** | 0,58 ± 1,30 | - | 23,14 ± 38,70 | - |
| ***Clupeiformes*** | **Heeringalised** | 4979, 13 ± 11468,70 | 605,90 ± 864,67 | 11,81 ± 12,30 | 2820,21 ±3830,00 |
| ***Decapoda*** | **Kümnejalalised** | 0,58 ± 0,70 | - | 214,81 ± 778,00 | - |
| ***Echinoidea*** | **Merisiilikud** | - | - | 266,11 ± 265,70 | - |
| ***Forcipulatida*** | **Meritähtede selts** | 1553,75 ± 2477,30 | - | 514,59 ± 1354,00 | - |
| ***Gadiformes*** | **Tursalised** | 25,38 ± 61,30 | 617,27 ± 834,67 | 178,37 ± 310,30 | 9609,42 ± 11098,00 |
| ***Gobiiformes*** | **Mudilalised** | 2,31 ± 2,70 | - | - | - |
| ***Holothuroidea*** | **Meripurad** | - | - | 3,06 ± 3,70 | - |
| ***Labriformes*** | **Luukalade selts** | - | - | 398,29 ± 529,00 | - |
| ***Myopsida*** | **Peajalgsete selts** | 0,58 ± 7,00 | - | 5,32 ± 17,30 | - |
| ***Neogastropoda*** | **Kõhtjalgsete selts** | - | - | 34,50 ± 45,00 | - |
| ***Ophiuroidea*** | **Madutähed** | 206,67 ± 300,70 | - | 124,78 ± 145,30 | - |
| ***Perciformes*** | **Ahvenalised** | 209,00 ± 245,30 | - | 14,29 ± 11,70 | - |
| ***Pleuronectiformes*** | **Lestalised** | 319,29 ± 658,00 | 549,94 ±1387,33 | 235,03 ± 855,00 | 1870,59 ± 3331,33 |
| ***Polychaeta*** | **Hulkharjasussid** | - | - | 2,04 ± 1,70 | - |
| ***Rajiformes*** | **Railised** | - | - | 3,71 ± 4,30 | - |
| ***Scombriformes*** | **Luukalade selts** | - | 1,16 ± 1,33 | - | 1256,31 ± 1450,67 |
| ***Semaeostomeae*** | **Meduusid** | 564,49 ± 1584,70 | - | 3,35 ± 6,00 | - |
| ***Syngnathiformes*** | **Merinõellased** | - | - | 2,04 ±2,30 | - |
| ***Scorpaeniformes*** | **Meripuugilised** | 0,58 ± 0,70 | - | - | - |

# 5. Arutelu

## 5.1 Seiremetoodikate edukus organismirühmade mitmekesisuse hindamisel

Seire käigus registreeriti nii videopildi analüüsi kui ka traalimise abil mitmeid majanduslikult oluliste kalaliikide isendeid. Nendeks olid heeringlased, tursklased ja lestalised. Majanduslikult oluliste liikide seireks on vaja kasutada seiremetoodikat, mis võimaldab isendeid määrata liigilisele taksonoomilisele tasemele. Lisaks liigilisele määrangule on majanduslikult oluliste liikide seireks ning populatsiooni struktuuri, vanuse ja edukuse hindamiseks vajalik teada määratud isendite suurust. Traalimise puhul eemaldatakse isendid veekeskkonnast, mille tulemusel saab huvipakkuvad sihtliigid mõõta, määrata ning kaaluda (Froese & Pauly, 2013). Veealuste moonutuste tõttu on see videopildi analüüsi puhul raskendatud, kuid tehnoloogia arenguga tekivad võimalused veealuste objektide suuruse hindamiseks. Hetkel on võimalik seda teha laserite ning fotogramm-meetria tehnoloogia abil (Harvey & Shortis, 1995; Redford et al., 2021). Laserid paigaldatakse kindlaks määratud vahemaale kaamera objektiivi ette, mille abil on võimalik hinnata kaamera ette jäänud objekti suurust. See tähendab, et objekt peab sattuma laserite vaatevälja, mida kõigi käesolevas töös kasutatud kaadrite puhul ei saavutatud.

Videopildi analüüsi käigus registreeriti Läänemeres suurem hulk isendeid kui Põhjameres: vastavalt 29 075 ja 14 289 isendit. Suure isendite osakaalu Läänemeres moodustas heeringaliste osakaal - 17 203 isendit. Heeringaliste puhul on tegemist seltsiga, mille isendid elavad parvedena (Saat, 2022) ehk kaamera ette satub korraga hulgaliselt isendeid. Traalimise teel registreeriti rohkem isendeid Põhjamere seire käigus. Põhjamerel määrati 29 565 isendit ning Läänemerel 4630 isendit. Suur Põhjamere isendite hulk tuleneb GB1 jaamast välja püütud merlangi (*Merlangius merlangus*) 16 645 isendist. Sarnaselt heeringalistele on merlangi puhul tegemist parvelise eluviisiga tööndusliku kalaga. Suur merlangide kogus viitab, et antud transektil tabati traaliga parve. Nii merlangi kui ka üldiselt tursklaste puhul on tegemist kaladega, kes kasvavad kiiresti ning nende kehapikkus ja kaal võivad saavutada oluliselt suuremaid numbreid võrreldes heeringalistega (Saat, 2022). Sellest tulenevalt satuvad tursklased suurema tõenäosusega traalnooda pärasse. Jaama B01 seire käigus on videopildi analüüsi tulemusel registreeritud suurel hulgal heeringalisi, kuid traali teel peaaegu ei ühtegi. Traalimiseks kasutati antud piirkonnas 20 mm silmasuurusega traale ning neisse traalidesse isendid ei takerdunud.

Videoanalüüsi käigus registreeriti igas jaamas 9-15 erinevat taksonoomilist gruppi. Videoanalüüsi puhul osutus kõige suurema taksonoomilise mitmekesisusega jaamaks Põhjamere kõige kaugem jaam P02. Suure taksonoomilise mitmekesisuse tagas kolme erineva organismirühma olemasolu. Antud jaamas olid esindatud nii luukalad, kõhrkalad kui ka makrozoobentose isendid. Kõige madalama mitmekesisusega olid Läänemere jaamad B10 ja B12. Traalimise metoodikaga seire käigus erinevust välja ei joonistunud, sest mõlemas meres määrati võrdsel arvul 3-4 erinevat taksonoomilist rühma. Siiski on videopildi analüüsi tulemusel saavutatud Põhjamere suurem taksonoomiline mitmekesisus oodatav. Elustiku koosseisu mõjutab kõige enam vee soolsus. Liikudes Põhjamere jaamadest Läänemere jaamade poole toimub koos soolsuse vähenemisega taksonite arvu vähenemine (E. Ojaveer, 2014). Läänemere jaamade vee keskmine soolsus oli 13,4 ‰ ning Põhjamere jaamade soolsus 34,2 ‰.

Metoodikate erinevuse põhjuseks organismirühmade lõikes on peamiselt organismide traali sattumise väiksem tõenäosus võrreldes kaamera ette sattumisega. Traalimise seiremetoodika on selektiivne metoodika. See tähendab, et traali omadused või seire aeg valitakse vastavalt sihtliigile. Sellisel viisil on võimalik vältida teatud liigi isendeid, vanuserühma või suurust (Stepputtis et al., 2016). Seetõttu käsitleb traalmetoodika elustikku videoseirest erinevalt. Selle tulemusel ei joonistu traali puhul välja jaamade erinevus vastavalt keskkonnale. Videoanalüüsi abil seiratud mitmekesisus eristub aga selgelt vastavalt keskkonnale. Kahe seiremetoodika kõige erinevamaks piirkonnaks on Põhjamere lõunapoolse kolme jaama taksonoomiline kooslus. Videopildi analüüsi abil oli võimalik tuvastada nii selgroogseid kui ka selgrootuid organisme ehk demersaalseid kalu ja makrozoobentost. Läänemeres registreeriti videopildi abil 21 036 selgroogset organismi ja 8039 selgrootut organismi. Põhjameres leiti 5428 selgroogset isendit ja 8861 selgrootut isendit. Läänemere suur selgroogsete isendite hulk tuleb heeringaliste arvelt. Tegemist on organismidega, kelle keha pinnalt peegeldub videokelgule paigaldatud tulede valgus tagasi kaamerasilma. See muudab liikuva organismi nähtavaks ka halva vee läbipaistvuse puhul. Läänemeres leidus kaks jaama – B01 ja B12 – kus vee läbipaistvus oli halb või keskmine. Sellest tulenevalt võib registreeritud makrozoobentose arvukus olla tegelikkusest väiksem. Põhjamere jaamade vee läbipaistvus oli keskmiselt parem, mille tulemusel oli näha ka põhja-substraadil või sellesse kaevunud organismid ehk peamiselt makrozoobentose isendid.

## 5.2 Veealuse videopildi seiret mõjutavad keskkonnategurid

Videopildi analüüsi käigus tuvastati 54 erinevat organismide rühma, millest 25 oli määratud liigi taksonoomilisele tasemele. See tähendab, et 46% määratud organismidest olid määratud liigini. Kuvatõmmiste valik mõningatest määratud isenditest on esitatud Lisas 2. Ebasoodsate keskkonnategurite tõttu ei olnud võimalik kõiki isendeid määrata liigi taksonoomilisele tasemele. Traalitud organismidest määrati kaheksa organismirühma, kelleks olid tursk, merlang, soomuslest, merilest, (euroopa) lest, atlandi heeringas, kilu ning makrell. Kõik registreeritud isendid olid määratud liigi taksonoomilisele tasemele ehk liigiline määramisedukus oli 100%. Veealuse videopildi analüüsi suureks väljakutseks on värvimoonutuste esinemine ja objektide suuruse tuvastamise keerukus. Otsese valguse puudumise korral oli vähenenud isendite värvus või muster, mis võivad olla olulised tunnused liigi määranguks. Videopildi kvaliteeti mõjutasid peamiselt vee läbipaistvus, orgaanilise aine osakesed kaadris ning vee liikumine. Need tegurid mõjutasid vee kvaliteeti peamiselt madalates piirkondades. Nii Läänemere kui ka Põhjamere puhul on tegemist keskkondadega, kus veekogude sügavus on madal (E. Ojaveer, 2014; Talley et al., 2011). Tugevad voolud ning sellega kaasnev orgaanilise aine lenduvus oli probleemkohaks Läänemere jaamades B01 ja B12, kus sellest tulenevalt oli vee läbipaistvus piiratud. Põhjamere jaama GB1 halb vee läbipaistvus tuleneb jaama asukohast. Jaam asub Saksa lahes, millele on omane jääaja mõjust tulenev kergelt hõljuva liiva kiht, kus esinevad üksikud kiviste kohtade paljandid (Diesing & Schwarzer, 2006). Kerge sete ning hõljuv liiv muutsid nähtavuse vees halvaks, mõjutades selle kaudu isendite registreerimise edukust. Läänemere ja Põhjamere puhul on tegemist suurte ning heterogeensete keskkondadega. Sellest tulenevalt on ka substraat varieeruv (E. Ojaveer, 2014; Talley et al., 2011). Traalimine on sobilik pehmepõhjalistes piirkondades, kuid videopildi analüüsi on võimalik kasutada ka piirkondades, kus traalimine ei ole võimalik. Keskkonnast parima ülevaate saamiseks on võimalik seiremetoodikaid kombineerida. Andmete kogumise teaduskruiis leidis aset detsembris. Põhjamerel on detsembris suured keskkonnatingimuste kõikumised, sest sellel ajavahemikul esinevad antud piirkonnas suured tormid (Talley et al., 2011). Tormidega kaasnev tugev lainetus muudab keeruliseks videoanalüüsi kelgu põhjaga kontaktis hoidmise – tugeva lainetuse puhul kerkib kelk põhjast kõrgemale ja selle tulemusena kaadrite arv põhjast väheneb.

## 5.3 Veealuse videopildi analüüsi võimalused ja tulevik

Videoanalüüsi eeliseks on võimalus säilitada videosid pikemaks ajaks ning korduvalt kasutada algmaterjali erinevatel eesmärkidel, erinevate uurimuste korral. Selle abil on võimalik läbi viia uurimusi keskkonnamuutuste või liigilise koosseisu kohta. Suur ajaline ressurss kulub videoandmete analüüsimisele ning enne analüüsi keskkonnale omaste liikide tundmaõppimisele. Seiremetoodika positiivseks omaduseks on selle hind, sest varustuse maksumus on madal.

Seirete käigus kaardistati peamiselt ainult Põhjamerele ning Läänemerele omaseid liike. Videopildi analüüsi käigus registreeriti lisaks levinud liikidele ka krabiliste esindaja *Goneplax rhomboides*. Tegemist on liigiga, kelle areaal on kliimasoojenemisest tingitud vee temperatuuride tõusu tagajärjel laienenud viimase paarikümne aasta jooksul Põhjamerre. Isendite seireks on kasutatud ICES BITS põhjatraalimise käigus kogutud andmeid (Neumann et al., 2013), traalimine viiakse läbi päevasel ajal (ICES, 2017). Reiss et. al (2006) on aga välja toonud, et antud organismirühma seireks ei ole põhjatraalide kasutamine sobilik, kuna organismirühmale on omane öine eluviis, substraati kaevumine ning kiire liikuvus. Seega alahinnatakse traalimise käigus kogutud andmete puhul isendite tegelikku arvukust. *Goneplax rhomboides* registreeriti videopildi analüüsi käigus, millest tulenevalt sobiks antud metoodika leviku areaali laiendavate liikide seireks.

Seiremetoodika muutub oluliseks just võõrliikide puhul, kelle sattumine uude keskkonda võib mõjuda negatiivselt kohalikele liikidele. Võõrliikide varajane seire ning tuvastamine aitab vältida kohalikele populatsioonidele tekitatavat pikaaegset kahju (Neumann et al., 2013). Seega videopildi analüüs on sobilik seiremetoodika jälgimaks potentsiaalseid võõrliikide sisserände piirkondi.

Videopildi analüüsi käigus oli võimalik näha ning kaardistada nii põhjatraalimise käigus tekkinud tugevaid setete ümberpaigutusi kui ka põhjaelustiku hävitamist (Lisa 2). See mõju on nii kohene kui ka pikaaegne. Tugevat põhjatraalide mõju on näha Põhjamere jaamades, millele on omane pehme substraat. Antud jaamades kaardistati videopildi analüüsi abil ka vähim hulk isendeid. Peamiselt olid esindatud organismid, kes enda elutegevuse käigus liiguvad palju, kuid paiksete isendite osakaal oli madal. Üldine madal isendite hulk võib olla tingitud traalimise pikaaegsest negatiivsest mõjust põhjale ning sealsele elustikule. Kindlate

seoste tegemiseks traalimise mõju ning liigilise mitmekesisuse vahel peab antud jaamades läbi viima kordusuuringuid.

Magistritöö käigus tekkisid mõtted edasisteks uurimusteks või metoodikate arendamiseks. Hetkel analüüsis videomaterjali üks inimene ning materjali analüüsimiseks kulunud aeg oli suur. Võimalus tulevikuks on edendada videoanalüüsiks tehisintellekti. Treenitud tehisintellekti abil on võimalik tuvastada isendeid ning määrata neid madalama taksonoomilise tasemeni. Eesmärgi saavutamiseks on vaja luua kõigi enamlevinud liikide kuvatõmmiste andmebaas, mille alusel saab luua määramisprotsessi lihtsustava tarkvaraprogrammi.

# Kokkuvõte

Merepõhja elustiku puhul on tegemist mitmekesise kooslusega, kus on esindatud erinevad organismirühmad taimestikust loomastikuni. Nendest inimeste jaoks väärtuslikuks rühmaks on majanduslikult olulised demersaalsed kalaliigid. Majanduslikult oluliste liikide puhul on tegemist piiratud varudega, mis tähendab, et väljapüük on otseses seoses kalade ellujäämise ning paljunemise edukusega. Edukaks ning jätkusuutlikuks kalavarude majandamiseks on vajalik kalavarude ülevaatlik seire. Kogu põhjaelustiku (k.a tööndusKalade) koosluse kaardistamiseks on vaja rakendada mitmekülgset seiremetoodikat.

Nii Läänemeres kui ka Põhjameres toimub koordineeritud kalavarude seire traalimise ja hüdroakustika metoodikatega. Traalimise puhul on tegemist invasiivse metoodikaga ehk seire käigus eemaldatakse kõik, millega kurnpüünis kokku puutub. Hüdroakustiline seire on mitteinvasiivne ning peamiselt kasutusel pelaagiliste kalaliikide kaardistamiseks. Alternatiivseks metoodikaks põhjalähedase kalastiku seires on videopildi analüüs, mille negatiivne mõju keskkonnale on minimaalne.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli uurida videopildi analüüsi võimekust isendite registreerimisel, hinnata selle kaudu metoodika sobivust Läänemeres ja Põhjameres ning välja tuua metoodika rakendamisvõimalused. Seiremetoodikate erinevuste väljatoomiseks võrreldi videopildi analüüsi ja traalimise seiremetoodikate tulemuslikkust. Antud töös viidi läbi nii traalimisandmete kui ka videopildi analüüsi kokku üheksas Põhjamere ning Läänemere jaamas.

Võrreldes traalimisega registreeriti videoanalüüsi abil igas kontrolljaamas kolm korda rohkem erinevaid taksonoomilisi rühmi. Metoodikate registreerimise edukuse erinevuse põhjuseks organismirühmade lõikes on peamiselt isendi traali sattumise väiksem tõenäosus võrreldes kaamera ette sattumisega. Traalimise metoodika on selektiivne, mis tähendab, et traali omadused valitakse vastavalt sihtliigile. Selle tulemusel ei joonistu traali puhul välja jaamade erinevus vastavalt keskkonnale. Videoanalüüsi abil kaardistatud kooslused erinevad tugevalt piirkonniti. Liigilise määramise edukust mõjutas vee läbipaistvus, mis sõltus kaamerasse lenduvatest orgaanilise aine osakestest ja vee liikumisest. Lisaks sellele mängis määramise edukuses rolli valgustus ning kaamera raamistiku põhjaga kontaktis hoidmine.

Lisaks mitmekesisuse kaardistamisele pakub videopildi analüüs ka alternatiivseid võimalusi metoodika rakendamiseks. Metoodikaga on võimalik seirata võõrliike või sisserännanud liike, kaardistada varieeruva substraadiga piirkondi ning merepõhja üldist seisundit. Seiremetoodika laialdasemaks kasutamiseks on tehnoloogia arenguga võimalik parandada videopildi kvaliteeti. Videopildi kaadrite analüüsiks ja liigiliseks määranguks on võimalik tulevikus kasutada tehisintellekti abi, muutes metoodika lihtsamini rakendatavamaks.

## Summary

The seabed biota is a diverse community, as it represents several groups of organisms from flora to fauna. An important group of marine organisms for humans are the economically important demersal fish species. In the case of fish stocks of economically important species, the stocks are limited, which means that the catches are directly related to the survival and reproduction success of the fish. Comprehensive monitoring of fish stocks is necessary for successful and sustainable management of fish stocks. In order to map the entire community of benthic life (including commercial fish), it is necessary to apply a versatile monitoring methodology.

Coordinated monitoring of fish stocks is carried out in the Baltic Sea and the North Sea using trawling and hydroacoustic methodologies. Trawling is an invasive methodology, meaning that everything that the net encounters is removed during monitoring. Hydroacoustic monitoring nonlethal method mainly applied to map pelagic fish species. An alternative methodology is video image analysis, which has minimal negative impact on the environment.

The aim of this master's thesis was to investigate the ability of video image analysis in recording individuals, to assess the suitability of the methodology in the Baltic Sea and the North Sea and to highlight the possibilities of implementing the methodology. The effectiveness of the monitoring methodology was compared with the trawling methodology in order to highlight the differences in the monitoring methodologies. In this work, trawling data as well as video image analysis was carried out at nine stations in the North Sea and the Baltic Sea.

Three times more different taxonomic groups were recorded at each control station using video analysis compared to trawling. The reason for the difference in the registration success of the methodologies across organism groups is mainly due to the lower probability of an organism getting caught in the trawl compared to appearing in front of the camera. The trawling methodology is selective, meaning that the characteristics of the trawl are chosen according to the target species. As a result, in the case of trawling, differences between stations according to the environment are not drawn out. The communities mapped using video analysis clearly differ according to the region. The success of species identification was affected by water transparency. Water transparency is determined by organic matter

particles flying into the camera and water movement. In addition, lighting and keeping the camera structure in close contact with the bottom played a role in the identification success.

In addition to diversity mapping, video image analysis also offers alternative possibilities for applying the methodology. The methodology can be used to monitor alien or invasive species, areas with variable substrate, and the general condition of the seabed. For a wider use of the monitoring methodology, it is possible to improve the quality of the video image with the development of technology. In the future, it is possible to use artificial intelligence to analyze video frames and identify species, making the methodology easier to apply to different species or environments.

# Tänuavaldused

Esmalt soovin südamest tänada kõiki enda juhendajaid Anu Albertit, Lauri Saksa ning Randel Kreitsbergi. Teil kõigil oli erinev ja oluline roll antud töö valmimise käigus. Tänan teid kõiki oma teadmiste jagamise, mitmekülgse toe, sõbraliku kriitika ning suunamise eest, et valmida saaks parim töö. *I would like to express my deepest thanks to the Thünen-Institute, and especially Dr. Pedro Nogueira, without whom the whole thesis would not have been possible. Thank you for trusting me with your data and for sharing helpful information regarding the data collection methods.* Kõige suuremad tänuavaldused aga kuuluvad minu perekonnale ja lähedastele, kes oma huvitavate küsimuste ning lõputute aruteludega hoidsid üleval motivatsiooni magistritöö kirjutamise käigus.

Aitäh teile kõigile vankumatu toe eest!

# Kasutatud kirjandus

Kirjanduse loetelu koostamisel on järgitud teadusajakirja *Marine Ecology Progress Series* stiili.


Barnes, H. (1952). Underwater television and marine biology. *American Scientist*, *40*(4), 679–681.

Beisiegel, K., Darr, A., Gogina, M., & Zettler, M. L. (2017). Benefits and shortcomings of non-destructive benthic imagery for monitoring hard-bottom habitats. *Marine Pollution Bulletin*, *121*(1), 5–15. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.009

Beisiegel, K., Darr, A., Zettler, M. L., Friedland, R., Gräwe, U., & Gogina, M. (2018). Understanding the spatial distribution of subtidal reef assemblages in the southern Baltic Sea using towed camera platform imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *207*, 82–92. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.006

Belchior, C., & Boteler, B. (2016). *Seafood in Europe-a food system approach for sustainability.*

Bergmann, M., & Moore, P. (2001). Mortality of Asterias rubens and Ophiura ophiura discarded in the Nephrops fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES Journal of Marine Science*, *58*(3), 531–542.

Bergstad, O. A. (2009). Fish: Demersal Fish (Life Histories, Behavior, Adaptations). In J. H. Steele (Ed.), *Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition)* (Second Edition, pp. 458–466). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-012374473-9.00673-1

Carstensen, J., Conley, D. J., Bonsdorff, E., Gustafsson, B. G., Hietanen, S., Janas, U., Jilbert, T., Maximov, A., Norkko, A., Norkko, J., Reed, D. C., Slomp, C. P., Timmermann, K., & Voss, M. (2014). Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management. *AMBIO*, *43*(1), 26–36. https://doi.org/10.1007/s13280-013-0474-7

Crespo, D., & Pardal, M. Â. (2022). Ecological and economic importance of benthic

communities. In *Life below water* (pp. 313–323). Springer.

Diesing, M., & Schwarzer, K. (2006). Identification of submarine hard-bottom substrates in the German North Sea and Baltic Sea EEZ with high-resolution acoustic seafloor imaging. In H. von Nordheim, D. Boedeker, & J. C. Krause (Eds.), *Progress in Marine Conservation in Europe: NATURA 2000 Sites in German Offshore Waters* (pp. 111–125). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-33291-X_7

Ducrotoy, J.-P., Elliott, M., & Jonge, V. N. de. (2000). The North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *41*(1), 5–23. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00099-0

Durakovic, G., Granado, P. C. del, & Tomasgard, A. (2023). Powering Europe with North Sea offshore wind: The impact of hydrogen investments on grid infrastructure and power prices. *Energy*, *263*, 125654. https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125654

Eesti Entsüklopeedia. (2011). Bentos. In *Eesti Entüklopeedia*.

Flanders Marine Institute (2023). Maritime Boundaries Geodatabase: Maritime Boundaries and Exclusive Economic Zones (200NM), version 12. Available online at https://www.marineregions.org/. https://doi.org/10.14284/632

Forsblom, L., Virtanen, E. A., Arponen, H., Boman, R., Haapamäki, J., Hoikkala, J., Kallio, N., Karvinen, V.-J., Kaskela, A., Keskinen, E., & others. (2024). Finnish inventory data of underwater marine biodiversity. *Scientific Data*, *11*(1), 1297.

Freestone, D. (1993). Exclusive economic zones in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *26*(4), 176–178.

Froese, R., & Pauly, D. (2013). Fish Stocks. In S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)* (Second Edition, pp. 477–487). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00223-9

Godlewska, M., Swierzowski, A., & Winfield, I. J. (2004). Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. *International Journal of Ecohydrology &*

*Hydrobiology*, *4*(4), 417–427.

Google LLC (2023). *Google Sheets* (Tarkvara). https://www.google.com/sheets/

Grant, A., & Briggs, A. D. (2002). Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: Are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? *Marine Environmental Research*, *53*(1), 95–116. https://doi.org/10.1016/S0141-1136(01)00114-3

Haeckel, E. (1890). *Plankton-studien: Vergleichende untersuchungen über die bedeutung und zusammensetzung der pelagischen fauna und flora*. Verlag von G. Fischer.

Håkansson, N., Kollberg, S., Falk, U., Goetze, E., & Rechlin, O. (1979). A hydroacoustic and trawl survey of herring and sprat stocks of the Baltic proper in October 1978. *Fischerei-Forschung, Wissenschaftliche Schriftenreihe*, *17*(2), 7–2.

Harvey, E., & Shortis, M. (1995). A system for stereo-video measurement of sub-tidal organisms. *Marine Technology Society Journal*, *29*(4), 10–22.

He, P., Chopin, F., Suuronen, P., Ferro, R. S., & Lansley, J. (2021). Classification and illustrated definition of fishing gears. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, *672*, I–94.

Heessen, H. J., Dalskov, J., & Cook, R. M. (1997). *The international bottom trawl survey in the North Sea, the Skagerrak and Kattegat*.

HELCOM. (2024, August 12). *Baltic facts and figures*. https://archive.iwlearn.net/helcom.fi/environment2/nature/en_GB/facts/index.html

HELCOM. (2025a, February 21). *Basic Facts*. https://helcom.fi/action-areas/fisheries/basic-facts/

HELCOM. (2025b, November 2). *Organisation*.

HELCOM (2020). *Commercial Fisheries*. Available online at: https://helcom.fi/action-areas/fisheries/commercial-fisheries/ (Accessed 8 oktober 2024).

Hiddink, J. G., Johnson, A. F., Kingham, R., & Hinz, H. (2011). Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. *Journal of Applied Ecology*, *48*(6), 1441–1449.

Hofstede, R. ter, Driessen, F. M. F., Elzinga, P. J., Koningsveld, M. V., & Schutter, M. (2022). Offshore wind farms contribute to epibenthic biodiversity in the North Sea. *Journal of Sea Research*, *185*, 102229. https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102229

Horne, J. K. (2000). Acoustic approaches to remote species identification: A review. *Fisheries Oceanography*, *9*(4), 356–371.

ICES. (2015). *SISP 9—Manual for International Pelagic Surveys (IPS)*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.7582

ICES. (2017a). *SISP 2 Manual for the Midwater Ring Net sampling during IBTS Q1*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.7578

ICES. (2017b). *SISP 7—Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS)*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.2883

ICES. (2020). *SISP 10 – Manual for the North Sea International Bottom Trawl Surveys*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.7562

ICES. (2022). *Greater North Sea ecoregion – fisheries overview*. https://doi.org/10.17895/ices.advice.21641360.v1

ICES. (2023). *Working Group on Baltic International Fish Survey (WGBIFS; outputs from 2022 meeting)*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.22068821.v1

ICES. (2024a). *Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS)*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.25922290.v1

ICES. (2024b). *Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK)*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.25605639.v2

ICES Acoustic data portal, [date accessed]. ICES, Copenhagen, Denmark. https://acoustic.ices.dk

ICES Database on Trawl Surveys (DATRAS), [Date Accessed], ICES, Copenhagen, Denmark. https://datras.ices.dk

Irlind, A. F., Jørgensen, A., Schmidt, J. E., Johansen, A. S., Moeslund, T. B., Sønnichsen, K. A., & Madsen, N. (2024). ADVANTAGES AND LIMITATIONS OF USING CAMERAS ON SMALL, LOW-COST ROVS FOR SEABED MONITORING. *Journal of Ocean Technology*, *19*(4), 36–49.

Jänicke, L., Ebener, A., Dangendorf, S., Arns, A., Schindelegger, M., Niehüser, S., Haigh, I. D., Woodworth, P., & Jensen, J. (2021). Assessment of tidal range changes in the North Sea from 1958 to 2014. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *126*(1), e2020JC016456.

Johnson, A. F., Jenkins, S. R., Hiddink, J. G., & Hinz, H. (2013). Linking temperate demersal fish species to habitat: Scales, patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, *14*(3), 256–280.

Kalapeedia. (2019). *Põhjatraalnoot*. Eesti Kalastuse Entsüklopeedia.

Kees Camphuysen, & Henderson, P. A. (2017). *North Sea fish and their remains*. Royal Netherlands Institute for Sea Research & Pices Conservation Ltd.

Khedkar, G. D., Jadhao, B. V., Khedkar, C. D., & Chavan, N. V. (2003). FISH | Demersal Species of Temperate Climates. In B. Caballero (Ed.), *Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition (Second Edition)* (Second Edition, pp. 2424–2428). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B0-12-227055-X/00468-5

Knorrn, A. H., Teder, T., Kaasik, A., & Kreitsberg, R. (2024). Beneath the blades: Marine wind farms support parts of local biodiversity—A systematic review. *Science of The Total Environment*, *935*, 173241.

https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173241

LALLI, C. M., & PARSONS, T. R. (1997). CHAPTER 8—BENTHIC COMMUNITIES. In C. M. LALLI & T. R. PARSONS (Eds.), *Biological Oceanography: An Introduction (Second Edition)* (Second Edition, pp. 196–246). Butterworth-Heinemann. https://doi.org/10.1016/B978-075063384-0/50064-5

Loates, M. J., & Miller, P. J. (2006). *Euroopa kalad*. Eesti entsüklopeediakirjastus.

Lofstedt, A., de Roos, B., & Fernandes, P. G. (2021). Less than half of the European dietary recommendations for fish consumption are satisfied by national seafood supplies. *European Journal of Nutrition*, *60*(8), 4219–4228. https://doi.org/10.1007/s00394-021-02580-6

Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters: New hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, *16*(3), 486–510.

Martinez, I., Jones, E. G., Davie, S. L., Neat, F. C., Wigham, B. D., & Priede, I. G. (2011). Variability in behaviour of four fish species attracted to baited underwater cameras in the North Sea. *Hydrobiologia*, *670*(1), 23–34. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0672-x

Michaelis, R., Hass, H. C., Mielck, F., Papenmeier, S., Sander, L., Ebbe, B., Gutow, L., & Wiltshire, K. H. (2019). Hard-substrate habitats in the German Bight (South-Eastern North Sea) observed using drift videos. *Journal of Sea Research*, *144*, 78–84. https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.11.009

Microsoft (2021) *Windows Media Player Legacy* (Tarkvara). Microsoft Corporation

Nalmpanti, M., Chrysafi, A., Meeuwig, J. J., & Tsikliras, A. C. (2023). Monitoring marine fishes using underwater video techniques in the Mediterranean Sea. *Reviews in Fish*

*Biology and Fisheries*, *33*(4), 1291–1310.

National Oceanic and Atmeospehric Administration. (n.d.). *CTD*. Retrieved February 17, 2025, from https://oceanexplorer.noaa.gov/technology/ctd/ctd.html

Netzel, J. (1974). Polish investigations on juvenile cod in the Gdansk Bay and the southern part of Bornholm Basin. Rapp. P.-v. *Réun Cons. Int. Explor. Mer*, *166*, 62–65.

Neumann, H., de Boois, I., Kröncke, I., & Reiss, H. (2013). Climate change facilitated range expansion of the non-native angular crab Goneplax rhomboides into the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *484*, 143–153.

Nielsen, R., Llorente, I., Virtanen, J., & Guillen, J. (2025). *Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF)*.

Nogueira, P., Kammann, U., & Aust, M.-O. (2023). Visual quantification and identification of shallow seafloor marine litter in the southernmost North and Baltic seas using an epibenthic video sledge (EVS)–A comparison to bottom trawl data. *Science of The Total Environment*, *891*, 164633.

Ojaveer, E. (2014). *Läänemeri. Ökosüsteemid ja elusvaru, nende hindamine ning haldamine*. Kalanduse teabekeskus.

Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M. L., & Zaiko, A. (2010). Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS One*, *5*(9), e12467.

Oliveira, S. S. de, Ortega, J. C. G., Ribas, L. G. dos S., Lopes, V. G., & Bini, L. M. (2020). Higher taxa are sufficient to represent biodiversity patterns. *Ecological Indicators*, *111*, 105994. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105994

Olsgard, F., & Gray, J. S. (1995). A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, *122*, 277–306.

Ott, I., & Timm, H. (2020). *Siseveekogud*. Eesti Loodusfoto.

Redford, M., Rouse, S., Hayes, P., & Wilding, T. A. (2021). Benthic and fish interactions with pipeline protective structures in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*, *8*, 652630.

Reiss, H., Degraer, S., Duineveld, G. C. A., Kröncke, I., Aldridge, J., Craeymeersch, J. A., Eggleton, J. D., Hillewaert, H., Lavaleye, M. S. S., Moll, A., Pohlmann, T., Rachor, E., Robertson, M., Vanden Berghe, E., van Hoey, G., & Rees, H. L. (2009). Spatial patterns of infauna, epifauna, and demersal fish communities in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, *67*(2), 278–293. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp253

Roda, P., Gilman, E., Huntington, T., Kennelly, S. J., Suuronen, P., Chaloupka, M., & Medley, P. (2019). *A third assessment of global marine fisheries discards*. FAO;

Rosciszewski-Dodgson, M. J., & Cirella, G. T. (2024). Environmental drivers affecting the status of top commercial fish stocks in the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1399707.

Saat, T. (2022). *Eesti kalad* (Eesti Loodusfoto). Tartu Ülikooli Kalanduse teabekeskus.

Schutter, M., Dorenbosch, M., Driessen, F. M. F., Lengkeek, W., Bos, O. G., & Coolen, J. W. P. (2019). Oil and gas platforms as artificial substrates for epibenthic North Sea fauna: Effects of location and depth. *Journal of Sea Research*, *153*, 101782. https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.101782

Snoeijs-Leijonmalm, P., & Andrén, E. (2017). Why is the Baltic Sea so special to live in? *Biological Oceanography of the Baltic Sea*, 23–84.

StatSoft (2022). *Statistica*. Version 14.1.0. StatSoft, Inc.

Stepputtis, D., Santos, J., Herrmann, B., & Mieske, B. (2016). Broadening the horizon of size selectivity in trawl gears. *Fisheries Research*, *184*, 18–25.

https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.030

Tagliapietra, D., & Sigovini, M. (2010). Benthic fauna: Collection and identification of macrobenthic invertebrates. *Terre et Environnement*, *88*, 253–261.

Talley, L. D., Pickard, G. L., Emery, W. J., & Swift, J. H. (2011). Chapter S8—Gravity Waves, Tides, and Coastal Oceanography: Supplementary Materials. In L. D. Talley, G. L. Pickard, W. J. Emery, & J. H. Swift (Eds.), *Descriptive Physical Oceanography (Sixth Edition)* (Sixth Edition, pp. 1–31). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-4552-2.10020-4

Todd, V. L. G., Lavallin, E. W., & Macreadie, P. I. (2018). Quantitative analysis of fish and invertebrate assemblage dynamics in association with a North Sea oil and gas installation complex. *Marine Environmental Research*, *142*, 69–79. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.09.018

Trenkel, V. M., Ressler, P. H., Jech, M., Giannoulaki, M., & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: State of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, *442*, 285–301.

Trobbiani, G. A., Irigoyen, A., Venerus, L. A., Fiorda, P. M., & Parma, A. M. (2018). A low-cost towed video camera system for underwater surveys: Comparative performance with standard methodology. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*(11), 683. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7070-z

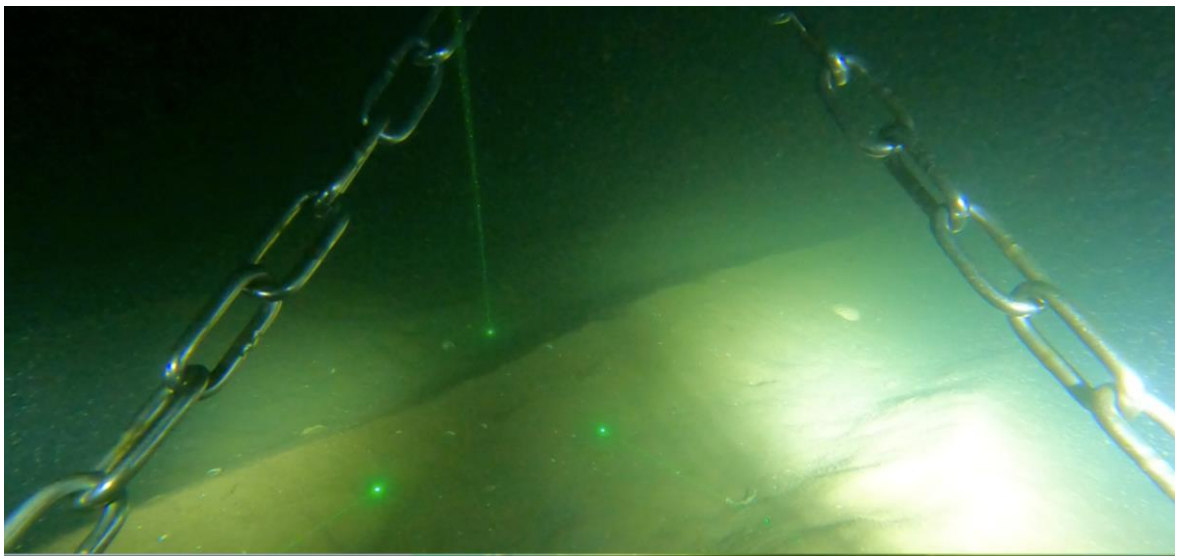
Unsworth, R. K. F., Peters, J. R., McCloskey, R. M., & Hinder, S. L. (2014). Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. *Special Issue on Problems of Small Estuaries*, *150*, 281–287. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.020

Videopix (2022). *Movie Maker - Video Editor* (Tarkvara). Microsoft Store

Zettler, M. L., Karlsson, A., Kontula, T., Gruszka, P., Laine, A. O., Herkül, K., Schiele, K. S., Maximov, A., & Haldin, J. (2014). Biodiversity gradient in the Baltic Sea: A comprehensive inventory of macrozoobenthos data. *Helgoland Marine Research*, *68*, 49–57.

**Lisa 1. Valik kaadritest Põhjamere ning Läänemere merepõhja elustikust**

**Lisa 2. Merepõhja kahjustus traalimise tagajärjel**



**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Tuuli-Triin Linnas,

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose "Läänemere ja Põhjamere merepõhja mitmekesisuse hindamine kasutades videopildi analüüsi", mille juhendajad on Anu Albert, Lauri Saks ja Randel Kreitsberg, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Tuuli-Triin Linnas*

**28.05.2025**