

MARIN NATURGENOPRETNING

Et control-impact studie af Voerså stenrev og en metodesammenligning fra et ålegræshabitat

Frederik Mathis Eichler Olesen (AU-id: AU586137, studienummer: 201709333)

Vejleder: Peter Grønkjær

Afdeling for Akvatisk Biologi, Aarhus Universitet



Feltarbejde ved Voerså

Aarhus Universitet
Specialerapport forår 2023 (60 ECTS)

Indhold

Finansielle forhold.....	3
Tak til.....	3
Resumé	3
Resumé (English).....	4
1 Introduktion	5
1.1 Indledning	5
1.1.1 Naturgenopretning	5
1.1.2 Redegørelse: Hvad er et stenrev.....	5
1.1.3 Stenfiskeri	6
1.1.4 Biodiversitet på tempererede stenrev.....	6
1.2 Stenrev og fisk.....	8
1.2.1 Primærproduktion på stenrev.....	8
1.2.2 Attraktion versus produktion.....	8
1.2.3 Beviser for øget sekundærproduktion ved anlæggelsen af et stenrev.....	9
1.2.4 Indirekte beviser for øget sekundærproduktion	10
1.2.5 I en dansk kontekst	10
1.2.6 Potentielle bagside af stenrene	11
1.3 Etablering af ålegræs: andet ben i marine naturgenopretning	11
1.3.1 Ålegræssets betydning.....	11
1.3.2 Genopretning	12
1.4 Metoder til undersøgelser af fiskeforekomster ved naturgenopretning	13
1.4.1 Udvikling i undersøgelser	13
1.4.2 Invasive og ikke-invasive metoder	14
1.4.3 Citizens Sciences og NGO'er	15
1.4.4 Forsøgsdesign: BACI (Before, After, Control, Impact).....	16
1.5 Formål	17
2 Metode.....	17
2.1 Områdebeskrivelser	17
2.1.1 Projektbeskrivelse Voerså stenrev.....	18
2.1.2 Voerså stenrev	18
2.1.3 Voerså kontrolområde	19
2.1.4 Ålegræseng - Hou.....	19
2.2 Forsøgsoptilling - Voerså stenrev	20
2.3 Forsøgsoptilling - Metode sammenligning - fiskeri i ålegræshabitat	23
2.4 Ansøgning om tilladelser - fiskeristyrelsen	27

2.5 Databehandling.....	27
2.5.1 Bray-Curtis dissimilarity og Shannon diversity index.....	27
2.5.2 CPUE - Catch per unit effort.....	28
3 Resultater	28
3.1 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat	28
3.1.1 Overblik	28
3.1.2 Redskabssammenligning: arter, vægt og længde	30
3.1.3 Metodesammenligning: CPUE og diversitet	33
3.2 Voerså stenrev	34
3.2.1 Overblik	34
3.2.2 Sammenligning af fangster: stenrev og kontrolområde (sandbund).....	36
3.2.3 Metodesammenligning: CPUE, diversitet og fødeanalyse.....	39
3.2.4 Effektivitet i prøvetagning - stenrev og kontrolområde (sandbund).....	41
4 Diskussion	43
4.1 Voerså stenrev	43
4.1.1 Fiskefangster	43
4.1.2 Maveundersøgelser	46
4.1.3 Forsøgsdesign.....	47
4.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat	47
4.2.1 Metoder	47
4.2.2 Citizens science og praktiske erfaringer.....	50
4.3 Perspektivering	50
4.3.1 Voerså stenrev	50
4.3.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat	52
5 Konklusion.....	52
5.1 Voerså stenrev	52
5.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat	53
Appendix	54
.....	57
Referencer.....	58

Finansielle forhold

Udgifter til transport til og fra Nordjylland blev dækket af *Aarhus Universitet*. Overnatning i Voerså var finansieret af *Voersaa Borgerforening*. Udgifter til indkøb af materiel; fiskeredskaber, kameraerne, våddragt og alt andet der muliggjorde studiet, var finansieret af *Danmarks Sportsfiskeriforbund*. Mindre løbende udgifter blev dækket personligt.

Tak til

Bjarke Laubek for at gøre studiet af Voerså stenrev muligt. Bjarne Mechlenburg og venner for hjælp med fiskeriet, og stille båd rådighed i Voerså. Voersaa borgerforening for at arrangerer sommerhus til overnatning. Danmarks Sportsfiskeriforbund for at finansiere størstedelen af hele projektet både i Voerså og Hou, og derved muliggøre dette speciale. Specielt tak til min vejleder Peter Grønkjær for at hjælpe mig igennem hele processen.

Resumé

Studiet bag denne rapport var todelt og omfattede:

Voerså stenrev: en undersøgelse af fiskesamfundet på et nyetableret kystnært stenrev ved Voerså. Dette blev gjort med et control-impact studie, hvor der blev anvendt oversigtsgarn og ruser. Undersøgelsen skulle dokumentere hvordan stenrevets anlæggelse havde påvirket fiskesamfundet på lokationen. Undersøgelserne gav et effektivt fiskeri, der kortlagde et bredt udsnit af arter og størrelsesklasser, både på stenrevet og i kontrolområdet. Yderligere blev der udført maveindholdsanalyser på alle indsamlede fisk og disse blev sammenholdt med fødeemneanalyser fra stenrevet, for at kunne vurdere om fiskene havde brugt stenrevet som en fødekilde og undersøge om der var forskelle på maveindholdet af individerne fra de to områder.

Hovedresultaterne fra disse undersøgelser var; at diversiteten og biomassen af fisk var markant højere på stenrevet sammenlignet med kontrolområdet, samt var juvenile torsk 30 gange mere hyppige på stenrevet. Disse forskelle vurderes med meget høj sandsynlighed at kunne tilskrives anlæggelsen af stenrevet. Fødeanalyserne gav ikke noget entydigt svar, men indikerede at individerne fanget på stenrevet indeholdt flere fødeemner.

Metodesammenligning i et ålegræs habitat: en metodesammenligning af 4 metoder (oversigtsgarn, snorkeltransekt (nat), undervandskamera (BRUV), læbefiskejæne) der skulle undersøge, hvilken var mest effektiv til at kortlægge fiskesamfundet der fandtes på lokationen, for dermed at kunne vurdere effektiviteten af metoderne til fiskeundersøgelser i ålegræshabitater. Et mindre underformål var at vurdere metodernes anvendelse til "citizen science" projekter.

Hovedresultaterne fra denne undersøgelse var at den invasive metode oversigtsgarn var den mest effektive til at kortlægge fiskesamfundet på lokationen, og det var den metode der detekterede langt den højeste diversitet, biomasse og flest forskellige størrelsesklasser. Den næstmest effektive metode var den ikke invasive snorkeltransekt metode, der dog var markant mindre effektiv. Metoden undervandskamera detekterede et så lavt antal fisk at den viste sig ikke at være anvendelige i denne undersøgelse. Fra et "citizen science" perspektiv vurderes det, at metoderne har forskellige anvendelse i henhold til den baggrundsviden deltagerne har, men at oversigtsgarn metoden har en høj sværhedsgrad. Generelt vurderes det, at de invasive metoder kan være meget udfordret af tilstedeværelsen af strandkrabber om sommeren, og at snorkeltransekt metoden her kan være mere anvendelig.

Resumé (English)

Marine ecosystem restoration especially establishment of stone reefs and eelgrass meadows is becoming more and more popular in Danish nature management and therefore it is important to investigate the effect of these restoration projects in order to be able to quantify their effect and thereby evaluate if these restorations are having the assumed positive effect on especially local fish populations. This report includes two investigations; an investigation of a newly established small artificial stone reef in northern Jutland (Voerså stone reef) and its effect on local fish assemblages and a method comparison of 4 methods; underwater camera (BRUV), snorkel transects, scientific multi mesh gillnets and small commercial fish traps in a natural eelgrass meadow on the east coast of Jutland. The method investigation aims to evaluate which sampling methods are best suited for restoration project studies of fish, both from a scientist's point of view, and from a "citizen sciences" point of view. This report starts by reviewing the status of marine ecosystem restoration in Denmark and presenting the arguments for and against restoration projects being able to increase fish populations and further by which sampling methods restoration projects are being investigated.

The investigation of Voerså stone reef was carried out in the fall and spring with both gillnets and flykenets and included 21 fishing days. The method comparison in the eelgrass habitat was completed in winter and included 12 fishing days.

The most significant results showed that the abundance of juvenile cod was 30 times higher on the Voerså stone reef compared to the control area, indicating a strong attraction to the reef. Further the diversity and biomass of fish was comparably higher on the stone reef and analysis of stomach content indicated that the fish caught on the stone reef had consumed higher quantities of food items.

The method investigation showed that sampling fish with multi mesh gillnets was by far the most effective method on every measured parameter, and that the underwater camera method was not sufficient for mapping the fish community on this location in the chosen habitat. It was also found that the invasive methods could be heavily disturbed by shore crabs. From a "citizen sciences" point of view method choice should be determined by participants earlier experience and background knowledge.

It is discussed whether the presumed positive effects of these restoration projects on local fish populations, can actually be expected and if there is any real evidence supporting these assumptions in Danish waters. Following this a discussion on whether standardizing underwater video for sampling in studies of fish in restoration projects, is a viable direction for the scientific field to move towards.

This thesis emphasizes the need to gather more data and knowledge about, the effectiveness of artificial stone reefs in boosting local fish populations and which methods are most suited for sampling and mapping fish assemblages in marine restoration studies.

1 Introduktion

1.1 Indledning

1.1.1 Naturgenopretning

Naturgenoprettelse beskriver den proces, hvor man ved menneskelig indblanding faciliterer eller hjælper til genoprettelsen af et økosystem som har været helt eller delvist ødelagt (Clewett et al., 2004; Seaman, 2007). Dette er i Danmark og på global plan blevet anvendt i naturforvaltningen for at modvirke habitattab, men fokus har primært været på terrestrisk natur og kun i begrænset omfang marin natur. Derfor er feltet marin naturgenoprettelse stadig meget ungt og underudviklet sammenlignet med den terrestriske naturgenoprettelse (Abelson et al., 2016; Hale et al., 2019). Desuden er effekten af de marine genoprettelser i langt mindre grad blevet undersøgt af robuste og omfattende studier, og metoderne til disse undersøgelser ikke standardiseret (Bjerre et al., 2021; Dahl et al., 2020; Støttrup et al., 2017; Wilms, 2021).

Globalt omhandler langt de fleste marine naturgenoprettelsesprojekter marinegræsser og biogene rev som koralrev og muslingerev (Gilby et al., 2018; Hale et al., 2019; Williams et al., 2019). I Danmark har fokus dog specielt været på stenrev og flere større genopretningsprojekter af stenrev er gennemført og effekten undersøgt (Bjerre et al., 2021; Dahl et al., 2020; Petersen et al., 2022; Støttrup et al., 2014, 2017; Wilms, 2021). I mindre grad har også større ålegræsudplantninger fundet sted (Balleby & Fjeldsø, 2022; Lange, 2022; Lange et al., 2022; Steinfurth et al., 2022). At så relativt få projekter er gennemført i Danmark, gør også at erfaringerne er relativt få og viden begrænset (Dahl et al., 2016; Kennish, 2016; Støttrup et al., 2017; Wilms, 2021), derfor er det vigtigt at få mere viden om effekten af genopretningen af stenrev og ålegræsenge for bedre at kunne planlægge og udvikle fremtidige genopretningsprojekter.

1.1.2 Redegørelse: Hvad er et stenrev

Havbunden i de indre danske farvande er generelt domineret af topografisk flad sand- og mudderbund som giver bunden en 2-dimensionel struktur med lav kompleksitet. Disse marine sletter aflyses periodisk af hård bund domineret af større eller mindre sten og grus, og denne mosaik struktur som findes på havbunden skyldes glacial erosion og deposition, som primært er sket i sidste istid (Beisiegel et al., 2019; Dahl et al., 2003; Kaskela & Kotilainen, 2017). Hvor der lokalt er sket en akkumulation af sten eller grus på havbunden er der skabt geogene stenrev som er et strukturelt komplekst hårbunds habitat, hvor fasthæftende organismer kan trives i et ellers homogent, fladt og strukturløst miljø. Det er disse "havet oaser" - (fra (Dahl et al., 2003) der er et af fokusområderne for marin naturgenoprettelse i danske farvande, og som menes at kunne være en del af løsningen til den generelle forringelse der har været af havmiljøet med særlig fokus på faldende fiskebestande (Dahl et al., 2020; Flávio et al., 2023; Schwartzbach et al., 2020; Stenberg & Kristensen, 2015; Timmermann et al., 2022; Wilms, 2021)

Et naturligt stenrev i Danmark bliver i dag defineret som et område hvor - *"Stendækket minimum udgøre 25 % af arealet, dog afgrænses det med ned til 10 % dækning. Dog er det ikke veldefineret hvordan flere stenrev i et givet område defineres som et sammenhængende stenrev. Ofte ligger der nemlig sandområder mellem stenrene"* (personlig kommentar - Karsten Dahl (Dahl et al., 2003)) (Stenberg & Kristensen, 2015). Denne åbne definition gør at stenrev teoretisk kan dække over alt fra tætte stensamlinger der står lodret op fra havbunden, til mere spredte sten eller grus koncentrationer, som kun er svagt hævet over den omkringliggende bund og danner en mosaik med sandbunds arealer.

Det skønnes at stenrev af denne definition dækker et areal på omkring 1200 km² af de indre danske farvandes havbund (Stenberg & Kristensen, 2015).

Et habitats kompleksitet i en marine kontekst er bestemt ud fra dets størrelse, form, struktur og havbundens tekstur (Connell & Jones, 1991; Gee & Warwick, 1994). Et huledannende stenrev som består af flere lag større sten hvor imellem der opstår huler og sprækker vil have en højere kompleksitet end en flad homogen sandbund (Kristensen et al., 2017). Mange studier har vist at komplekse marine habitater kan understøtte højere diversitet og større biomasse end ikke komplekse habitater (Campbell et al., 2018; Connell & Jones, 1991; Green et al., 2013; Jenkins & Wheatly, 1998; Lundsteen et al., 2008). Men præcis hvilke strukturer, grad af kompleksitet og udformninger af stenrev der kan give den højeste diversitet og biomasse er endnu ikke kortlagt i en dansk kontekst (Dahl et al., 2003; Roberts & Ormond, 1987; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021)

1.1.3 Stenfiskeri

Danmark er et landområde uden bjerge og klipper, og da disse strukturer normalt er kilden til råstoffet sten, som er nødvendige for at kunne opbygge et moderne industrisamfund med havne, dæmninger, kanaler og moler, har man hentes disse materialer hvor de var tilgængelige, navnlig i det marinemiljø og dette medførte et omfattende stenfiskeri (Dahl et al., 2003; Kristensen et al., 2017; Stenberg & Kristensen, 2015). Grundet hav- og vejrforhold er næsten alt stenfiskeri forgået i de indre danske farvande (fra Kattegat og sydover) samt i vores fjorde, men meget lidt vides om omfanget af indvindingen. Et forsigtigt estimat på hvor meget stenrev er blevet fjernet fra det marine miljø i de indre danske farvande er givet af *Dahl et al., 2003* som estimere at der fra 1950 til 2000, hvorefter stenfiskeriet reelt stoppede, er blevet fjernet 40 km² stenrev, mens *Helmig et al., 2020* vurderer tallet til at være 55 km² svarende til 8,3 mio. m³ sten i perioden 1900-2000.

Omfanget for indvindingen af sten og hvor denne har fundet sted, kendes primært fra interviews af ældre stenfiskere. Disse interviews viser, som det kunne antages, at man har fokuseret fiskeriet i lavvandede områder med tætte forekomster af sten, navnlig de større danske stenrev (Dolmer, 2002; Helmig et al., 2020; Stenberg & Kristensen, 2015). Det vides også fra ældre stenfiskere at hele rev under tiden er blevet fisket op, mens andre stenrev kun er blevet delvist fjernet (Dahl et al., 2003; Helmig et al., 2020; Stenberg & Kristensen, 2015). Det vurderes ud fra naturstyrelsen egen undersøgelser at kun 5 hektar af lavvandede (<10 m) stenrev findes i deres helt præstine tilstand i de indre danske farvande (Dahl et al., 2003), hvilket klart indikerer at stenfiskeriet har været meget omfattende og substantielt har ændret de kystnære stenrevsøkosystemer. Selvom stenfiskeri i dag er ophørt, foregår der stadig sand- og ralsugning i udpegede råstofindvindingsområder overalt i de danske farvande (Ditlefsen, 2015).

På baggrund af disse samlede informationer kan stenfiskeriet vurderes kun at have fjernet en relativ lille arealmæssig mængde af habitat. Særligt sammenlignet med det vurderede totale areal af stenrev der er til stede, og videre fremstår det hverken som målet eller realistisk at kunne genoprette alt det tabte habitat (Støttrup et al., 2017; Timmermann et al., 2022; Wilms, 2021), særligt set i lyset af de relativt små gennemførte og planlagte stenrevsprojekter. Derfor er det vigtigt at kunne dokumentere hvad effekten er af disse genopretningsprojekter i Danmark og om disse kan medføre en positiv ændring for lokale fiskebestande.

1.1.4 Biodiversitet på tempererede stenrev

I tempererede have er stenrev associeret med meget høj biodiversitet og store koncentrationer af fisk (Christie et al., 2009; Dahl et al., 2003; Kristensen et al., 2017; Stål et al., 2008; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999; Støttrup et al., 2013, 2014). Dette gør habitaterne meget interessante for forskning, ikke mindst fordi man endnu ikke fuldt ud forstår de dynamikker der gør disse strukturer så

diverse og produktive (Jenkins & Wheatly, 1998; Rilov & Benayahu, 2000; Roberts & Ormond, 1987; Stenberg & Kristensen, 2015; Vivier et al., 2021).

Ligesom stenfiskerne fandt de lavvandede stenrev (<10 m) mest interessante grundet den nemme ekstraktion, er de lavvandede rev også meget interessante biologisk, da disse befinder sig i den fotiske zone og derfor kan have, og oftest har, tætte forekomster af makroalger (Dahl et al., 2003; Lundsteen et al., 2008; Støttrup et al., 2014). Det er også denne type stenrev, der har været genstand for langt den meste forskning på området (Dahl et al., 2003, 2020; Stenberg & Kristensen, 2015; Wilms, 2021). Markogalge forekomsterne giver revene ekstra kompleksitet og tempererede stenrev med tangskove understøtter betydeligt større fiskebiomasse og -diversitet end stenrev uden (Dahl et al., 2003; Lorentsen et al., 2010; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2014). Makroalgerne giver habitatet en lokal primærproduktion, som understøtter andre organismer der danner fødegrundlag for fisk på højere trofiske niveauer (Christie et al., 2009; Lorentsen et al., 2010). Det er således vist i Sverige og Danmark at en af de mest almindelig fisk man finder på stenrev og hårbundshabitater, torsken, finder det meste af sin føde i vegetation (Blegvad, 1916; Norderhaug et al., 2005; Petersen, 1908; Wennhage & Pihl, 2002). Det er specielt stenrev med større stabile sten der favoriserer makroalgerne, da flerårige alger kan hæftes her og vokse gennem flere sæsoner uden hæftesubstratet flytter sig og derved potentielt skurrer makroalgerne af stenene (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2013).

Man ved fra danske og internationale studier at stenrev og generelt hårbundshabitater er vigtige opvækst- og leveområder for flere tempererede fiskearter, så som læbefiskene (*Labridae* - fælles dansk betegnelse for savgylt (*Symphodus melops*), havkarusse (*Ctenolabrus rupestris*), berggylt (*Labrus bergylta*), rødnaeb (*Labrus mixtus*) (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021) og flere af de kommercielt vigtige torskefisk (*Gadidae* - torsk (*Gadus morhua*), mørk sej (*Pollachius virens*), hvilling (*Merlangius merlangus*) (Bjerre et al., 2021; Flávio et al., 2023; Seitz, 2014; Seitz et al., 2014; Stenberg & Kristensen, 2015), samt sorthummeren (*Homarus gammarus*) som er meget tæt knyttet til hård bund gennem hele sit adulte levestadie (Petersen et al., 2022; Støttrup, 1999). På danske stenrev er der også observeret gydende sild (*Clupea harengu*) og stembider (*Cyclopterus lumpus*) som gør stenrevene til potentielle vigtige gydeområder også (Flávio et al., 2023; Stenberg & Kristensen, 2015). På det naturlige stenrev Hatter Barn fandt man således over 40 forskellige fiskearter, hvor af læbefiskearterne var de mest almindelige, efterfulgt af torsk (Stenberg & Kristensen, 2015), som også vist ved kunstigt anlagte- og restaurerede stenrev i Danmark (Bjerre et al., 2021; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021).

En af hovedargumenterne for genoprettelse af stenrev i Danmark har være at positivt påvirke ellers faldende fiskebestande, som særligt er forsvundet kystnært (Dinesen et al., 2019; Mariani et al., 2020). Fiskebestanden i alle indre danske farvande er faldet drastisk de sidste 20 år (Cardinale & Svedäng, 2004; Kristensen et al., 2017; Mariani et al., 2020; Möllmann et al., 2021) og Kattegat, bælteerne og vestlige Østersø er områder hvor store dele af fiskebestandene er forsvundet og det er også i disse områder overvægten af det danske stenfiskeri har fundet sted (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999). Dette er dog langt fra den eneste eller vigtigste årsag til nedgangen (Dolmer, 2002; Helmig et al., 2020; Korpinen et al., 2012; Mariani et al., 2020), og hvad denne ekstraktion af stenrev har betydet for det marine økosystem med særligt fokus på de danske fiskebestande er meget svært at vurdere. Mange faktorer gør sig gældende og fiskebestandene i de indre danske farvande, er og har været, påvirket af mange forskellige menneskeskabte problemer, hvor overfiskeri og eutrofiering kan nævnes som nogle af de mest betydningsfulde (Korpinen et al., 2012). Andre former for habitatødelæggelse har dog også fundet sted; landindvinding, sandsugning, klapning, havneanlæggelser og dæmninger (Dolmer, 2002). Dette gør det svært at isolere effekten af fjernelsen af stenrev alene.

1.2 Stenrev og fisk

1.2.1 Primærproduktion på stenrev

Anlagte stenrev har vist sig at kunne øge den pelagiske primærproduktion ved at bryde springlaget i næringsstofbegrænsede perioder, og ved generelt at øge den vertikale blanding af vandsøjlen (Layman & Allgeier, 2020). Da primærproduktionen er grundlaget for sekundæreproduktionen og dermed alle andre konsumenter i økosystemet (Lindeman, 1942), virker det logisk at konkludere at den øgede primærproduktion, som et stenrev kan give også i danske farvande, vil øge produktionen af fiskebiomasse som også anvist af (Cresson et al., 2014; Layman & Allgeier, 2020). I indre danske farvande er fokus dog på at nedbringe den pelagiske primærproduktion og ikke øge den grundet de iltsvindsproblematikker farvandene har (Würgler Hansen & Høgslund, 2021), derfor vil det ikke være et mål for anlæggelse af stenrev i Danmark at øge denne primærproduktion. Stenrev kan dog også øge den mere lokalbundet primærproduktion ved at flytte primærproduktionen fra vandsøjlen og ned på bunden eller substratet, hvis revet findes i den fotiske zone, og dette kan øge fødegrundlaget for sekundærproducenterne (Dahl et al., 2003; Stenberg & Kristensen, 2015; Timmermann et al., 2022). De kan også binde næringsstoffer fra vandsøjlen og derved gøre dem utilgængelige for fytoplankton produktionen. Videre har det været sandsynliggjort af *Flemming Møhlenberg* (Møhlenberg et al., 2008) at makroalger og ålegræs på lavvandede stenrev ville kunne producere ilt til det omkringlæggende bundvand og dermed modvirke iltsvind. Dette er dog udforsket i Limfjorden og viste sig ikke at være gældende (Stæhr et al., 2020). I Florida er der blevet fundet en sammenhæng mellem øget ålegræs vækst og tæthed til stenrev, da stenrevene tiltrækker fisk der "gøder" ålegræsengene (Allgeier et al., 2013; Esquivel et al., 2022), manglende næring er dog typisk ikke den begrænsende faktor for ålegræs i danske farvande (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009; Würgler Hansen & Høgslund, 2021).

1.2.2 Attraktion versus produktion

Når et stenrev eller andet hårdt substrat udlægges i et tempereret kystområde gror det typisk relativt hurtigt til med epiphytisk flora og fauna (Dahl et al., 2003, 2008; Degraer et al., 2020; Støttrup et al., 2014). Disse organismer vil øge den primære- og sekundære produktion lokalt, og denne kan så videre danne fødegrundlag for organismer på højere trofiske niveauer som også anvender revhabitatet, som påvist af (Cresson et al., 2014) med isotop analyse. Siden historisk tid og verden over har man udlagt hårdt substrat som har øget den lokale østers- og muslingeproduktion (Fabi et al., 1989; Pickering & Whitmarsh, 1997; Ermgassen et al., 2020), da disse organismer typisk er habitatbegrænset. Ellers må det vurderes at litteraturen mest er domineret af studier der konkluderer at anlagte hårdsubstratshabitater som stenrev, ikke øger produktionen af fisk, i et lokalområde, men alene koncentrere biomasse ved strukturen (Cresson et al., 2014; Pickering & Whitmarsh, 1997; Polovina, 1989). Denne diskussion kaldes attraktions-produktions debatten (Bohnsack et al., 1994; Granneman & Steele, 2014; Osenberg et al., 2002; Pickering & Whitmarsh, 1997; Roa-Ureta et al., 2019; Schwartzbach et al., 2020; Smith et al., 2016) og har stået på siden 1980'erne, og selvom denne diskussion ikke løses i den nærmeste fremtid, er det vigtigt at vide noget om de dynamikker der gør at fisk findes i store koncentrationer på stenrev, hvis man som Danmark vil bruge gen- og nyetablering af stenrev som et naturforvaltningsværktøj. En af forklaringerne på at attraktions-produktions debatten endnu ikke er afsluttet, er at det har vist sig utroligt svært at bevise at en bestemt mængde produktion, specielt sekundærproduktion, alene har kunne tilskrives anlæggelsen af et bestemt stenrev (Cresson et al., 2014; Roa-Ureta et al., 2019; Smith et al., 2016). Derfor er målet med mange undersøgelser på anlagte stenrev ikke at bidrage til denne debat, men at beskrive sammensætningen af fiskefaunaen og hvordan den afskiller sig fra andre områder. Samt videre beskrive hvordan

fiskefaunen udvikler sig fra anlæggelsen af revet og fremad (Bjerre et al., 2021; Kristensen et al., 2017; Støttrup et al., 2014). Dette er også formålet med denne undersøgelse.

1.2.3 Beviser for øget sekundærproduktion ved anlæggelsen af et stenrev

Kunstigt anlagte rev har en lang historie og kan påvises at have været anlagt siden antikken i Middelhavet (Bombace, 1989; Castelló & Tickell et al., 2019). Dengang som i dag er det typiske formål med revene at øge den lokale bestand af fisk, og eller fiskernes fangst (Bombace, 1989; Støttrup, 1999). I nyere tid er klart den mest omfattende brug af kunstige rev set i Japan mellem 1976-1987, hvor over 6000 kunstige rev blev udlagt og 9% af havbunden i kystområdet ud til 200 meters dybde blev påvirket af disse kunstige rev (Bohnsack et al., 1994; Polovina, 1991; Yamane, 1989). Denne massive investering i kystnære kunstige rev skulle øge fiskerilandingerne langs Japans kyster (revene bestod især af beton elementer). Flere studier af effekten af disse rev viste dog, at der ikke var stigninger i regionale fangster som konsekvens af revenes anlæggelse (Polovina, 1991; Yamane, 1989). I Japan var anlæggelsen af de mange kunstige rev dog i langt de fleste tilfælde vurderet som succeser, da kriterieret for succes var om omkostninger til anlæggelsen af revet, kunne dækkes af øgede indtægter fra fiskeri, over en kortere årrække (Bohnsack et al., 1994; Grove et al., 1989). Dette kan i en marinnaturgenoprettelses kontekst opfattes som et banalt mål, men med mål kan man evaluere et projekts succes, og dette synes at være et manglende tema ved anlæggelsen af stenrev i danske farvande (Bruhn et al., 2020; Timmermann et al., 2022). Stadiet for stenrevsprojekter i Danmark synes stadig at være domineret af en "lad os se hvad der sker" mentalitet, og der gives forsat penge til stenrevsprojekter uden klare mål eller forundersøgelser (Voerså stenrev (2022) (kommentar fra Bjarke Laubek (Laubek, 2021)), Hou stenrev (2023 (personlig involveret))). Det overordnede mål er dog generelt at øge lokale fiskebestande, og derfor er det vigtigt at undersøge om dette er resultatet af projekterne.

Der er få eksempler i litteraturen hvor øgede fangster eller bestande kan tilskrives en øget produktion som er skabt af et anlagt stenrev, nogle af disse er hummer (*Homarus americanus* og *Homarus gammarus*) fangster i England og på østkysten af USA (Bannister & Addison, 1998; Dean, 1983). De to arter af hummere er tæt forbundet med hårdbundshabitater og sten, samt er relativt stationære og territorielle (Bannister et al., 1994; Støttrup, 1999), og dette er en type adfærd der nemt gør at habitat bliver en begrænsende faktor for populationsstørrelsen (Pez-Sepulcre & Kokko, 2005). Anlagte kunstige rev er også blevet vurderet til at øge bestanden, via øget produktion, af revassocieret fisk i tre mindre estuarier i Australien (Folpp et al., 2020), her menes revene at hæve bærekapaciteten af estuarierne, hvor hårdbundshabitat er en begrænsende faktor. Både antal af adulte og juvenile fisk steg i områderne, og da det blev vurderet at sandsynligheden for at fiskene var migreret ind i estuarierne var meget lille, antoges det at denne øgning kunne tilskrives lokal produktion (Folpp et al., 2020). I et studie af Smith et al., 2016 defineres den produktion som kan tilskrives anlæggelsen af et kunstigt stenrev i Sydney Harbour, som den produktion af fiskebiomasse der ville forsvinde fra økosystemet, ikke bare lokaliteten, hvis det anlagte rev blev fjernet igen. Her konkluderes det, at kun 9.4 kg biomasse produktion pr. år ville kunne tilskrives deres definition af "ny produktion" forårsaget af et anlagte stenrev på 600 m². Hvilket må vurderes at være en meget lille produktion. Anderledes viser undersøgelser af bottom-up energi overførsel på hårdbundshabitater på lavvandede naturlige stenrev (2-9m) i New Zealand, at op mod 20% af epifauna der produceres på et stenrev omsættes til fiskebiomasse (Taylor, 1998). Dette er ganske betragteligt set i forhold til den store produktion der kan være af fastsiddende og mobile bunddyr på tempererede stenrev (Dahl et al., 2003, 2005; Lorentsen et al., 2010).

1.2.4 Indirekte beviser for øget sekundærproduktion

Af mere indirekte beviser for øget produktion associeret med stenrev kan nævnes den store påvirkning fasthæftede makroalger på stenrev kan have for fiskefaunen. Det er vist, at makroalgevegetation kan have stor betydning for fiskes vækst i kraft af det strømlæ det giver, som reducerer energiforbruget for fiskene, samt i begrænset omfang øger temperaturen. Således voksede laks i habitater med vegetation sig længere (5-20 mm) i løbet af en vækstsæson, sammenlignet med fisk der gik i bure uden vegetation (Jeffres et al., 2008). Der er også lavet forsøg der har vist, at torsk bruger mindre energi (op til 20%) på stenrev i forhold til sandbundshabitater i kraft af strømlæet (Schwartzbach et al., 2020). Denne energi sparet på at skulle bevæge sig ville så kunne blive investeret i gonad og somatisk vækst og dermed give et større reproduktivt-output (Kjesbu et al., 2010; Rätz et al., 2003), og dermed en potentiel større bestand.

Videre er det vist i Sverige og Danmark, at mange af de invertebrater og fisk man finder i makroalgevegetationen er vigtige fødeemner for torsken, ålen og havørreden (Blegvad, 1916; Petersen & Levinsen, 1899; Norderhaug et al., 2005; Stål et al., 2007, 2008). Generelt er det vist, at stenrevene med deres varierende strukturelle kompleksitet, fra flere meter høje huledannede rev til flade rev med mindre sten, er et habitat der giver øget beskyttelse mod prædatorer for mindre fiskearter og juvenile fisk, da det hæmmer deres prædators fødesøgningseffektivitet (Beukers & Jones, 1998; Connell & Jones, 1991; Persson, 1995; Tupper & Boutilier, 1995), man ved også at flere arters juvenile overlevelseshastighed er positivt korreleret med habitatkompleksitet (Lima & Dill, 1990; Lindholm et al., 1999; Pirtle et al., 2012; Scharf et al., 2006).

Det må derfor også antages at have en negativ effekt på habitatkvaliteten for de associeret fisk, at stenrev har været udsat for stenfiskeri og blevet helt eller delvist fjernet, og derved nedsat kompleksiteten af habitatet, formindsket fødegrundlaget og makroalgeforekomster. Habitatkvaliteten kan beskrives med de fysiske, kemiske og biologiske forhold et habitat har, og derved er kvaliteten angivet ved om de gældende forhold favoriserer en organismes livshistorie og præferencer (Diaz et al., 2004).

1.2.5 I en dansk kontekst

Et andet indirekte eksempel på at stenrev kan øge produktionen, eller koncentrationen, af fisk blev påvist ved restaureringen af det store lavvandede stenrev Læsø Trindel, nord for øen af samme navn (Støttrup et al., 2014). Efter restaureringen, til det man bedømte at være revets naturlige størrelse og højde, kunne man se en kraftig forøgelse i forekomsten af bl.a. juvenile torsk og læbefisk (Støttrup et al., 2014). Akustisk mærkning af juvenile torsk på revet viste at, de ikke var fastboende og kun en enkelt mærket fisk ud af 17 befandt sig mere end 50% af forsøgssdagene på revet (Kristensen et al., 2017). Modsat fandt man på det naturlige stenrev Hatter barn, at de juvenile torsk var meget sedentære og brugte mellem 35%-100% af forsøgsperioden (maksimalt 4 måneder) i forsøgsområdet på stenrevet (Stenberg & Kristensen, 2015). Altså synes der både at være data der understøtter at juvenile torsk er mere eller mindre fastboende på stenrevene og dermed at stenrevene kan vurderes at være grundlag for den pågældende produktion af juvenile torsk, samt data der peger på at torskene optræder på revene som gæster og at deres tilstedeværelse dermed skyldes attraktion. Udlægningen af sten på fire forskellige sandbunds lokationer i Sønderborg bugt, viste en kraftig øgning i koncentrationen (30-120 gange) af torskefisk (*Gadus morhua*, *Pollachius virens* og *Pollachius pollachius*) (Wilms, 2021). Da undersøgelserne blev fortaget relativt kort tid efter etableringen (indenfor et år) må denne øgning skyldes attraktion, og da klimakssamfundet (flora og fauna) først menes at indtræffe efter mellem 10-12 år efter etableringen af et stenrev (Karsten Dahl, *personlige observation fra stenrevsmonitoringen, fra* - (Timmermann et al., 2022), kan de langsigtede effekter af stenrevet ikke dokumenteres så relativt kort tid efter.

Det interessante spørgsmål synes dog at være om anlæggelsen af stenrev kan øge lokale eller regionale fiskebestande, og ikke om det kan påvises at et mindre anlagt stenrev kan producere en given mængde føde om året, der kan understøtte en given mængde fisk. En stigning i koncentrationen af arter som er vigtige prædatorer (torsk, sej) i kystnære danske farvande vurderes dog uanset at være lovende set i lyset af nyere tids naturforvaltningsstrategier, som fokuserer på at genetablere sunde bestande af top prædatorer, som kan genoprette den trofiske integritet af kystnære økosystemer og top-down kontrollen af mesoprædatorer (Eriksson et al., 2011; Norderhaug et al., 2021; Östman et al., 2016; Pihl et al., 2006). Da restaurerede og genoprettede stenrev i Danmark i nyere tid kun har bestået af naturlige stensubstrater, må det formodes at stenrevene i komposition og strukturel kompleksitet kan sammenlignes med de oprindelige naturlige stenrev, og dermed kunne tilbyde de refugier fra prædation og strøm, samt øget fødetilgængelighed (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2017; Takada, 1999) de naturlige oprindelige stenrev giver. Dette gør tilsammen at det må vurderes at stenrev har potentiale til positivt at påvirke lokale økosystemer og produktion af fiskebiomasse (Layman & Allgeier, 2020). Da undersøgelserne til dette studie kun har som mål at beskrive fiskefaunen som ses på et genoprettet stenrev, vil der heller ikke fremtræde nogen direkte beviser for en øget sekundær produktion eller attraktion associeret med stenrev, alene beskrivelserne af sammensætningen, og hvordan denne afviger fra kontrolområder vil fremgå. Dette kan dog stadig vurderes at kunne forklare væsentlige økologisk forhold med henføring til ovenstående.

1.2.6 Potentielle bagside af stenrevne

Som grundigt beskrevet i litteraturen (se 1.2.2 *attraktion versus produktion*) er det definitivt vist at fisk samles ved anlagte stenrev og det kan i sig selv have konsekvenser for lokale og regionale fiskebestande (Grossman et al., 1997). Når fiskene samles på revene, bliver revene attraktive fiskepladser for fiskerne der her effektivt kan fange store mængder fisk, som fra danske farvande måske bedst kendes for det tidligere omfattende stenrev- og vragfiskeri efter torsk og sej (*Pollachius virens* samt *Pollachius pollachius*) (Støttrup, 1999). Dermed kan et forvaltningsværktøj, som var påtænkt at skulle hjælpe en lokal fiskepopulation ende med at øge fiskeriet på populationen. Videre vil etableringen af et stenrev altid ske på bekostning af det habitat som findes i området, og dette vil selvfølgelig også have konsekvenser for forekomsten og diversiteten af fisk (Wilms, 2021). Dette er vist i Sønderborg bugt hvor stenrev erstattede sandbundshabitat, og dette gjorde at diversiteten af fisk steg, men at forekomsten af fladfisk faldt (Wilms, 2021). Sandbundshabitat er ikke en fredet eller truet naturtype i danske farvande (Krawack, 2018), og derfor vil det typisk være uproblematisk at anlægge stenrev på sandbund, der er dog sket ikke tilsigtet ødelæggelse af beskyttet natur ved etableringen af stenrev ved Livø i Limfjorden, hvor hestemuslingerev blev ødelagt (Dahl et al., 2020). Dette viser vigtigheden af grundige forundersøgelserne som kan forbygge utilsigtede negative konsekvenser ved anlæggelse af stenrev.

1.3 Etablering af ålegræs: andet ben i marine naturgenopretning

1.3.1 Ålegræssets betydning

Den anden større form for marinnaturgenopretning som finder sted i danske farvande, er udplantning af ålegræs som skal modvirke det store tab der er sket af ålegræs gennem de sidste 90 år. Tilbagegangen i det totale areal med ålegræs og den manglende naturlige genetablering, skyldes flere faktorer dog primært ålegræssyge (forsaget af protisten *Labyrinthula zosterae*) og eutrofiering, men også fysisk og biologisk nedgravning, mekanisk stress samt akkumulation af fint sediment (Bruhn et al., 2020; Canal-Vergés et al., 2014; Dolmer et al., 2001; Muehlstein, 1989; Pedersen & Borum, 1996; Ralph & Short, 2002; Short & Wyllie-Echeverria, 1996; Steinfurth et al., 2022; Valdemarsen et al., 2010). Da dybdeudbredelsesgrænsen for ålegræs er et af kvalitetselementerne i

vandrammedirektivets vurdering af den økologiske tilstand i kystvandene (Madsen et al., 2012), har der været stort nationalt fokus på ålegræsset udbredelse og dets tilbagegang. Der er gennemført/igangsat to store succesfulde genetablerings projekter i henholdsvis Horsens- og Vejlefjord (2017-2023), hvor udplantning af ålegræs har resulteret i større arealer (1-4 hektar) med nu permanent etableret ålegræsenge (Balleby & Fjeldsø, 2022; Steinfurth et al., 2022).

Det vides også at ålegræshabitat er forbundet med stor diversitet af fiskearter, og er opvækst eller leveområder for mange hjemmehørende arter (Blegvad, 1916; Petersen & Levinsen, 1899; Gotceitas et al., 1997; Murphy et al., 2000; Petersen, 1908; Pihl et al., 2006; Stål et al., 2008; Surugiu et al., 2021), der er dog kun lavet få større danske undersøgelser af fiskesamfundene i ålegræshabitater i nyere tid (Orfanidis et al., 2021). Da der er foretaget få nyere målrettede undersøgelser af fiskefaunaen i ålegræshabitater er det svært at dokumentere vigtigheden af dette habitat for de forskellige fiskearter, derfor er det interessant at undersøge dette emne yderligere, samt undersøge hvilke metoder er mest anvendelige i undersøgelse af fiskesamfund i ålegræshabitater og hvilke forskelle i fiskesamfundene de forskellige metoder dokumenterer. Ålegræsgenetablering har et bredere fokus end stenrevne, og ikke kun fiskeforekomster og diversitet, men også sænket turbiditet, lagring af næringsstoffer samt CO₂ er vigtige mål for forvaltningsværktøjet (Duarte et al., 2013; Lange et al., 2022; Leiva-Dueñas et al., 2023; Oreska et al., 2020; Sousa et al., 2019).

Ålegræs menes at være en nøgleart i det kystnære økosystem. Med sin tilstedeværelse ændrer den markant systemet den befinder sig i, ved at fungere som et dræn for næringsstoffer, stabilisere sedimentet, hæve biodiversiteten og fungere som habitat og opvækstområder for fisk og invertebrater. Derfor menes det af flere, at tabet af ålegræs har ført til en trofisk kaskade, hvor den bløde lavvandede bund i Danmark og af meget Østersøen nu domineres af opportunistiske arter som sandormen *Arenicola marina* og krabben *Carinus maenas*, som er med til at forhindre rekolonisationen af ålegræsset ved naturlig frøspredning (Bruhn et al., 2020; Davis et al., 1998; Flindt et al., 1999; Orth et al., 2006; Östman et al., 2016; Steinfurth et al., 2022; Valdemarsen et al., 2011). Ved at undersøge fiskesamfundene i eksisterende- og anlagte ålegræsenge vil man kunne bidrage til diskussionen om disse teoris validitet, og om ålegræsområderne har potentiale til at understøtte højere trofisk placerede prædatorer fisk, som vil kunne holde bestanden af mesoprædatorer nede. Denne undersøgelse vil dog fokusere på hvilke metoder egner sig bedst til fiskeundersøgelser i dette habitat.

1.3.2 Genopretning

Genetableringen af tabte ålegræsområder, og andre havgræsser, har haft stor interesse i mange lande (Busch et al., 2010; Lee et al., 2002; Paling et al., 2009; Steinfurth et al., 2022; Tan et al., 2020; Van Katwijk, 2000), og specielt på østkysten af USA har man haft succes med genopretningen af meget store arealer af havgræsser (Busch et al., 2010; Leschen et al., 2010; Tanner et al., 2010). I Danmark som i USA har den mest effektive metode til genetablering været flytning af planteskud eller måtter af planteskud fra allerede eksisterende enge til nye arealer, hvor de så genudplantes (Busch et al., 2010; Davis & Short, 1997; Golden et al., 2010; Steinfurth et al., 2022). Dette er tilfældet selvom ålegræs er en frøplante som også kan spredes ved frøspirring til nye lokationer, dog har såning af ålegræsfrø vist sig som en ineffektiv beplantningsteknik særlig i Danmark, da op mod 99.9 % af frøene går tabt grundet prædation, og for dyb nedgravning i sedimentet forårsaget af sandormen (*Arenicola marina*) (Valdemarsen et al., 2011). Dette har med stor sandsynlighed også været medvirkende til at ålegræsset i danske farvande har haft svært ved naturligt at sprede sig, på trods af faldende mængder af tilførte næringsstoffer til det marine miljø (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009; Madsen et al., 2012). Succesraten ved omplantning af ålegræs er dog meget variabel (Rezek et al., 2019; van Katwijk et al., 2016) og derfor har flere metoder været anvendt for at fremme succesraten. Her kan nævnes

udplantning i tæpper/gitre for at stabilisere planterne, opfiskning af krabber for at nedsætte prædation og forstyrrelse, sand-capping (udlægning af sand for at forbedre rødhæftelse) (Oncken et al., 2022; Short & Wyllie-Eciieverria, 1996; Steinfurth et al., 2022). I internationale studier er der dokumenteret øgning i fiskebiomasse samt diversitet i områder med succesfulde udplantninger af ålegræs og andre havgræsser (Blandon & Ermgassen, 2014; Orth et al., 2020; Scapin et al., 2016; Valdez et al., 2020), dette er endnu ikke veldokumenteret herhjemme og derfor ekstra relevant at undersøge.

Stenrev og ålegræs er også blevet etableret i sammenhæng, direkte eller indirekte, for derved potentielt at kunne fremme den succesfulde etablering af ålegræs. Dette er gjort indirekte i Vejle fjord, hvor der som en del af en helhedsplan er blevet udlagt stenrev, muslingebanker samt ålegræs forskellige steder i fjorden (Balleby & Fjeldsø, 2022), for at forbedre den generelle økologiske tilstand af fjorden. Direkte er det gjort ved Voerså i Nordjylland (*Voerså stenrev - personlig observation*) hvor der er udlagt et stenrev som mosaik med områder med sand mellem stenstrukturene. I disse sandpletter og omkring revet er plantet ålegræs, ideen er derved at stenrevet fysisk skal beskytte ålegræsset mod storme og mekanisk stress fra løsvrevne makroalger. Begge projekter er igangværende og det er derfor endnu ikke muligt at vurdere den akkumuleret effekt. Undersøgelsen af Voerså stenrev i dette studie vil alene blive behandlet som en undersøgelse af et stenrev, da ålegræshabitatet ikke havde etableret sig på undersøgelsestidspunktet.

På trods af ålegræssets mindskede udbredelse, dybdegrænse som menes at indikere den generelle miljøtilstand i de kystnære vande (Bruhn et al., 2020; Krause-Jensen & Bo Rasmussen, 2009; Madsen et al., 2012), og dens nøglerolle i økosystemet som økosystems-ingeniør der vurderes at kunne facilitere trofiske kaskader (Östman et al., 2016; Pihl et al., 2006; Stål et al., 2008; Timmermann et al., 2022), er der kun lavet få undersøgelser af fiskesamfundene der er tilknyttet dette habitat i danske farvande og derfor er forskning på dette område ekstra interessant (Blegvad, 1916; Petersen & Levinsen, 1899; Orfanidis et al., 2021). Videre da dette kvalitetselement (ændring i fiskesamfund), ved udplantning af ålegræs endnu ikke er bredere undersøgt i Danmark, synes det interessant at forskellige indsamlingsmetoder afprøves, for at kunne undersøge forskelle i effektiviteten af disse. Dette vil måske også kunne bidrage til at standardisere metoden til undersøgelser af fiskesamfund i ålegræshabitater.

1.4 Metoder til undersøgelser af fiskeforekomster ved naturgenopretning

Fælles for naturgenopretning af både stenrev og ålegræshabitater er at undersøgelser af effekten ved genetableringen eller restaureringen, med fokus på fiskeforekomster, er meget forskellig fra projekt til projekt, og nogle projekter monitoreres ikke videnskabeligt. Flere metoder anvendes og dette gør projekterne og deres resultater svære at sammenligne (Bjerre et al., 2021; Kristensen et al., 2017; Petersen et al., 2022; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021). Forsøgsdesign er typisk bestemt eller begrænset af økonomiske ressourcer og omfanget af forskningsprojektet i tid og mandskab, mens metoderne der anvendes til undersøgelserne af fiskeforekomster i Danmark, er mere sammenlignelige i tidsforbrug og økonomi (Portt et al., 2006; Strand, 2006; Wilms, 2021).

1.4.1 Udvikling i undersøgelser

Sammenligning af metoder kan give indsigt i de forskellige praktiske fordele og ulemper samt identificere metodernes effektivitet i at indsamle data om hvilke arter, størrelser og hvor mange fisk der findes i et område. Danmarks fiskeriundersøgelser anvendte i sin tid fire invasive redskaber: yngeltrawl, yngelruse, oversigtsgarn samt kommercielle garn (Strand, 2006) til undersøgelser af fiskeforekomster i kystnære marine områder. Denne marine fiskeovervågning skyldtes primært at fisk

var et kvalitetselement i det nationale overvågningsprogram (NOVANA) på pågældende tidspunkt, dette er i dag ikke tilfældet (Hansen & Høgslund, 2021). Dengang foregik fiskeundersøgelserne efter en national standardanvisning, og ved fiskeundersøgelser i dag med samme eller lignende redskaber, finder denne anvisning stadig anvendelse (Bjerre et al., 2021; Damgaard, 2020; Orfanidis et al., 2021).

Succeskriterierne for en undersøgelse i et afgrænset marint område var dengang:

- 1) *En fastlæggelse af dominansforhold hos fiskefaunanen*
- 2) *En registrering af 90% af de på undersøgelsestidspunktet tilstedeværende arter*
- 3) *En foreløbig vurdering af eventuel forekomst af de i NATURA 2000 prioriterede marine fiskearter i de opgældende områder.* (Strand, 2006)

Det kan være svært at vurdere om sådanne succeskriterier opfyldes efter en endt undersøgelse, men med en standardiseret national anvisning af fiskeundersøgelser kan resultater nemt sammenlignes på tværs af undersøgelser og med succeskriterier kan man vurdere om ens undersøgelse har været effektiv. Da marine fisk ikke længere er et kvalitetselement i NOVANA overvågningen (Hansen & Høgslund, 2021), udføres fiskeundersøgelser i dag mere sporadisk gennem individuelle forskningsprojekter og VVM-undersøgelser. Disse anvender forskellige metoder og videre er der i dag et skiftet fokus til ikke invasive metoder hvor materiale ikke ekstraheres, men alene observeres, dette omfatter specielt brugen af undervandskameraer og snorkel/dykker transekter (Petersen et al., 2022; Wilms, 2021). Videre vil brugen af e-DNA med høj sandsynlighed blive et vigtigt et redskab i fremtiden (He et al., 2022; Wilms, 2021).

1.4.2 Invasive og ikke-invasive metoder

Undersøgelserne som ligger til grund for dette studie, er udført med invasive og ikke-invasive metoder. De invasive metoder karakteriseres generelt ved at metoden typisk permanent udtager individer fra systemet der undersøges, mens ikke invasive metoder oftest kun observerer individerne og dermed har ingen eller en meget lille påvirkning på systemet. Metodesammenligningen i dette studie, udført i et ålegræshabitat, omfatter de to invasive metoder; oversigtgarn og læbefiskejne samt de to ikke-invasive metoder; undervandskamera (BRUV) og snorkeltransekt (nat). De konkrete metoders væsentligste praktiske forskelle sammenlignes på Figur 6 (2.3 Forsøgssopstilling - Metode sammenligning - fiskeri i ålegræshabitat).

Overordnet vil forskellige metoder give forskelligt data, samt forskellig databehandling. En af de invasives metoders klare fordele er at individer relativt nemt artsbestemmes, samt at videre undersøgelser af størrelse, maveindhold eller ekstraktion af øresten og vævsprøver er muligt. En af de klare fordele ved de ikke invasive metoder er, at man ikke har en indvirkning på det system man undersøger, og man har så lille påvirkning på miljøet som muligt. Videre observerer man fiskene i deres naturlige miljø og information om adfærd og habitat kan analyseres. I særligt beskyttet eller sårbare områder kan det også være meget uhensigtsmæssigt at påvirke systemet negativt og måske ikke muligt at få de nødvendige tilladelser til at udføre undersøgelser med invasive metoder.

Artsbestemmelse er en af sværeste discipliner forbundet med ikke invasive metoder specielt kameraoptagelser, men også ved snorkel/dykker observationer, ikke mindst da fiskearter kan reagere meget forskelligt på tilstedeværelse af mennesker og fremmedobjekter, nogen tiltrækkes mens andre flygter (Chapman et al., 1974; French et al., 2021; Graham, 1992; Mueller, 2002; Portt et al., 2006; Stamoulis et al., 2020; Thurow et al., 2012). Størrelsesbestemmelsen af fisk observeret visuelt i deres habitat er også udfordrende, ved kameraoptagelse kan reference afstande bruges til at vurdere længden på fisk (Harvey et al., 2002; Petersen et al., 2022; Wilms, 2021), mens størrelsesobservationer ved snorkel/dykker undersøgelser kan kompliceres af at fisk hurtigt forsvinder fra synsfeltet og

afstands bedømmelse er svært (Bell et al., 1985; Chapman et al., 1974; Stamoulis et al., 2020). Længden bestemt ved menneskelige undervandsobservationer har vist sig ofte at kunne afvige relativt meget fra direkte målte længder (Harvey et al., 2002; Mullner et al., 1998; Roni & Fayram, 2000).

For at foretage visuelle observationer direkte eller indirekte kræves det at sigtbarheden er tilstrækkelig, dette kan forhindres ved høj turbiditet eller høje fytoplankton koncentrationer, men også af mere banale forhold som kan være svære at forudsige, så som massive forekomster af gopler (*personlige observationer*). Visuelle forhold er ikke forhindrende for fiskeri med ruser, garn og trawl, men her kan andre fysiske forhold være begrænsende. Store mængder løsevrene makroalger eller havgræsser kan umuliggøre fiskeri, og mens garn kan sættes på næsten alle typer for bund, kan ruser, og specielt trawl, ikke fiske på alt for hård og ujævn bund da dette ødelægger redskaberne (Lapointe et al., 2006; Portt et al., 2006; Strand, 2006).

Pseudoreplikation er en udfordring ved visuelle observationer, da man ikke fjerner de individer fra systemet men observere, og derved kan man risikere at tælle det samme individ flere gange, dette kan dog tages hensyn til ved matematiske modeller (Wilms, 2021). Videre kan det være svært at estimere antal individer hvis koncentrationen er stor, som ved forekomst af stimer. Kameraoptagelsers største negative side er dog databehandlingen, her er det nødvendigt at gennemgå alt materiale ved relative lave gennemspilningshastigheder for at kunne producere data, og det er et meget stort arbejde der kræver mange timer (Petersen et al., 2022; Portt et al., 2006; Wilms, 2021). Modsat kan vejning og måling af indsamlede fisk gøres effektivt og hurtigt, dog kan der være meget tid forbundet med rensning og reparation af fiskeredskaber. Ofte vil en kombination af flere redskaber og metoder give det bedste resultat (French et al., 2021; Lapointe et al., 2006; Portt et al., 2006), men dette er selvfølgelig ikke altid muligt. På samme måde er ingen metode bedre end personen der anvender den, og øvelse og erfaring med et bestemt redskab/metode giver bedre resultater, derfor kan dette forhold også introducere bias til metoderne (Fehmi & Mercado-Silva, 2011).

1.4.3 Citizens Sciences og NGO'er

Monitorering af naturgenopretningsprojekter over længere tid kan være svært for forskere at udføre grundet de omfattende ressourcer det kræver, selvom længere tidsserier af data altid er at foretrække, ikke mindst da den naturlige variation er stor i marine miljøer. Derfor kan "*citizens sciences*" projekter være meget anvendelige i forbindelse med monitorering og dette har da også vundet indpas i indsamlingen af data i Danmark, her kan nævnes "*nøglefisker*" programmet (Støttrup et al., 2020) som et af de mest omfattende i Danmark, men også i miljøovervågning har denne dataindsamlingsmetode været anvendt (Agersnap et al., 2022). Videre kan nævnes det nye "*kysthjælper*" (*startet sommeren 2022*) program hvor frivillige i samarbejde med Danmarks Sportsfisker Forbund udplanter og monitorere ålegræs (Danmarks Sportsfiskerforbund, 2022b).

I samarbejder med NGO'er som Danmarks Naturfrednings Forening, Dansk Sportsfisker Forbund og Dansk Fritidsfisker Forening, kan mange mennesker organiseres effektivt og dermed er der grundlag for at kunne indsamle store mængder data over længere tid. Da disse organisationers medlemmer typisk har et ejerskabsforhold til deres lokalområde, er de ofte også interesseret og motiveret til at hjælpe med naturgenopretningsprojekter. Medlemmerne er dog ikke nødvendigvis forskere og måske har de ikke videre kendskab til den videnskabelige metode, derfor er det vigtigt at der opsættes nemt udførlige og velbeskrevne undersøgelsesmetoder som kan forstås og følges af lægmænd (Bonney et al., 2016; Thompson et al., 2023; Wright et al., 2015). Dermed vil der være en balance mellem hvor detaljeret data kan blive og hvor nemt dataindsamlingen kan gøres. Derfor er det en klar fordel at møde dataindsamlerne på deres hjemmebane, som set i projektet

"nøglefiskerne", hvor fritidsfiskere har skulle indrapportere fangster af fisk og skaldyr fra garn og ruser, altså metoder til dataindsamling de allerede har kendskab til (Støttrup et al., 2020). På samme måde ville UV-jægere potentielt kunne indgå i indsamling af data om fiskeforekomster ved at udføre snorkeltransekter.

1.4.4 Forsøgsdesign: BACI (Before, After, Control, Impact)

For at undersøge og videre dokumentere effekten af et naturgenopretningsprojekt er elementet tid og elementet reference de to mest centrale. Med tid alene fremtræder først det simpleste forsøgsdesign som kan evaluere effekten "After", her undersøges det genoprettede habitat eller system alene efter restaureringen har fundet sted. Dette design lider dog tydeligt af manglen på en referencetilstand fra før restaureringen for at kunne dokumentere en forandring i systemet, denne referencetilstand kan indføres i forsøgsdesignet ved at tilføje før-undersøgelser, derved fås et "Before-After design" (Smith, 2002; Underwood, 1992, 1994), som dermed kombinerer elementerne tid og tidsreference. Med dette simple forsøgsdesign kan undersøgelser før og efter en naturgenopretning dokumentere effekten af denne (Støttrup et al., 2014; Underwood, 1992), og eftersom planlægning af naturgenopretningsprojekter typisk har lange tidshorisonter, giver dette forskere og institutter tid til at planlægge undersøgelserne. Modsat kan manglende eller for sen inddragelse af forskningsinstitutter betyde at før-undersøgelser ikke er mulige som i tilfældet med stenrevet som denne undersøgelse beskæftiger sig med. Dog er forsøgsdesignet "Before-After" udfordret af at konklusionerne der drages på baggrund af sådanne undersøgelser, kan være kraftigt påvirkede af stokastiske hændelser (De Palma et al., 2018; Underwood, 1992), som kan gøre at ændringerne der observeres ikke skyldes restaureringsarbejdet, men hændelser som ekstreme temperatur ændringer eller forandret migrationsmønstre.

For at kunne kontrollere for stokastiske hændelser kan der indføres undersøgelser af et referenceområde, og dermed tilføjes en kontrol til designet. Disse undersøgelser kan så sammenlignes med undersøgelser fra det påvirkede område, som ville være området hvor restaureringen har fundet sted. Dette design alene kaldes "Control-Impact" og er meget almindeligt anvendt ved restaureringsprojekter internationalt (De Palma et al., 2018; França et al., 2016; Hale et al., 2019; Kibler et al., 2011; Wilms, 2021). Undersøgelserne af det påvirkede- og referenceområde kan udføres på samme tidspunkt og typisk i samme feltundersøgelsesarbejdsgang, og dette gør designet meget tidsbesparende, samtidigt er viden om tilstanden inden restaureringen ikke nødvendig og projektets effekt kan evalueres uden at forskeren har været inddraget fra projektets begyndelse. "Control-Impact" studier bygger på den antagelse at det valgte referenceområde repræsenterer tilstanden i det påvirkede område fra før restaureringen, dette betyder også at referenceområdet skal vælges med omhu og de to områder vurderes at have sammenlignelige biologiske, kemiske og fysiske påvirkninger (Gann et al., 2019; Loch et al., 2020). Grundet temporale og spatiale forskelle og fluktuationer kan denne antagelse dog i nogle tilfælde vise sig ikke at være valid, særligt i tilfælde hvor feltundersøgelserne kun strækker sig over et enkelt år eller sæson (De Palma et al., 2018; França et al., 2016; Stewart-Oaten et al., 1986).

Ved at kombinere de to designtyper "Before After" og "Control Impact" fås "Before, After, Control, Impact" eller BACI der betragtes som den gyldne standard indenfor forsøgsdesign der anvendes til at undersøge effekten af naturgenopretning (Christie et al., 2019; Miller & Russ, 2014; Moland et al., 2021; Stewart-Oaten et al., 1986). Dette design omfatter både undersøgelser af forskellige områder og undersøgelser af disse områder på flere forskellige tidspunkter, og derved fås et meget stærkt forsøgsdesign, der både inkorporerer før/efter undersøgelser i både påvirkede og reference/kontrolområder. Dermed kan både stokastiske hændelser samt temporale og spatiale fluktuationer kontrolleres for og effekten af restaureringen isoleres. Muligheden for at kunne isolere

effekten præcist øges selvfølgelig med længden på dataserien, og derfor anbefales det at der udføres feltundersøgelser gennem flere år (Smith, 2002; Stewart-Oaten et al., 1986; Underwood, 1992, 1994).

Studiet af Voerså stenrev blev designet som et control-impact studie, hvor stenrevet var det påvirkede område, og referenceområdet et nærtliggende sandbundsområde. I naturgenoprettelses terminologi er et referenceområde (kontrolområde), som det valgte i dette studie, en negativ kontrol, som ligner det ødelagte eller forringede habitat (Wortley et al., 2013), i dette tilfælde sandbund. Dette er selvfølgelig en ukorrekt beskrivelse, da sandbund ikke er ødelagt eller forringede habitat, men et meget almindeligt og naturligt habitat der har mange hjemmehørende arter tilknyttet (Petersen & Levinsen, 1899; Dahl et al., 2003, 2005). Modsat fungerer kontrolområdet godt efter hensigten, da fjernelse af et stenrev som ligger på en sandbund vil resultere i sandbund, og derved repræsenterer det den ødelagte tilstand. Ved at sammenligne det negative kontrolområde med stenrevet vil det være muligt at analysere forskelle i forekomster af fisk mellem de to områder og derved have mulighed for at konkludere om der optræder flere fisk (biomasse og diversitet) på stenrevet end referenceområdet, og dermed have et indirekte bevis for at anlæggelse af stenrev øger fiskebiomassen og -diversiteten på lokationen.

Alternativt kunne der være valgt en positiv kontrol, som kunne være et nærtliggende naturligt stenrev som ikke havde været udsat for stenfiskeri, men som i størrelse og struktur samt påvirkninger, kunne sammenlignes med det anlagte stenrev. Derved kunne fangsterne fra de to lokationer sammenlignes og man kunne vurdere om det anlagte stenrev havde samme sammensætning af fisk som det naturlige, og derved kunne det vurderes hvor godt det kunstige stenrevshabitat emitterede det naturlige. Dette var dog ikke muligt i denne undersøgelse, da det eneste nærmeste stenrev var i Voer å's udløb, og dermed havde en væsentligt større ferskvands påvirkning end det anlagte rev, og derfor ville forventes at have en anden sammensætning af fisk. Samtidig blev undersøgelserne på det anlagte stenrev udført kort efter anlæggelsen (3- 9 måneder), og derfor kunne det ikke forventes at revets fiskesamfund kunne sammenlignes med et gammelt naturligt stenrev (Dahl et al., 2003; Støttrup et al., 2014).

1.5 Formål

Formålet med studiet af Voerså stenrev var at undersøge fiskesamfundet på det nyetableret stenrev og i et kontrolområde med et control-impact studie, og videre undersøge hvilke fødeemner var tilgængelige på stenrevet og sammenholde disse med maveindholdsundersøgelser af de fangede fisk.

Formålet med metodesammenligningen i et ålegræs habitat, var primært at sammenholde fangsterne af fisk, fanget ved brug af de forskellige metoder, for derpå at vurdere effektiviteten af metoderne. Videre indgår en mindre sammenligning af metoderne på baggrund af funktionalitet og praktikalitet med en "citizen science" vinkel.

Dermed skal dette speciale i en bredere kontekst undersøge effekten ved udlægning af stenrev i tempereret lavvandet kystområder, samt undersøge hvilke metoder er velegnet til kvantificering af effekten af naturgenopretninger koncentreret om habitatet ålegræs. Begge delundersøgelser med fisk som det primære fokus.

2 Metode

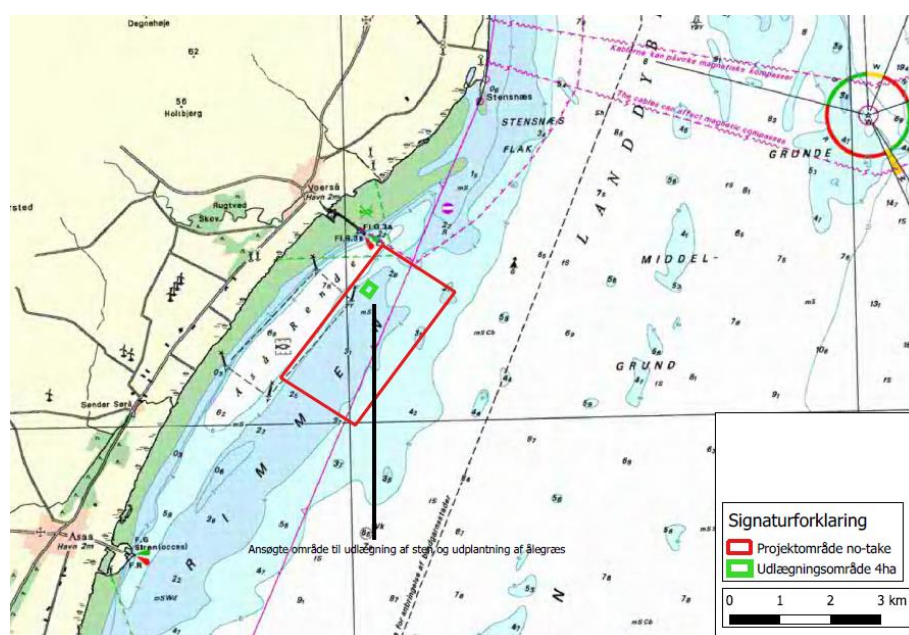
2.1 Områdebeskrivelser

2.1.1 Projektbeskrivelse Voerså stenrev

Ideen og anlæggelsen af et kystnært stenrev ved landsbyen Voerså er planlagt af Bjarke Laubek, en lokal beboer og biolog. Han har som talsperson for og i samarbejde med den lokale borgerforening "*Voersaa borgerforening*" ansøgt om anlæggelsen af stenrevet og udplantning af ålegræs. Stenrevet er placeret efter lokal viden om hvor tidligere stenfiskeri har fundet sted. Der er også blevet sikret samarbejde med Aarhus Universitet om dokumentation af effekten af stenrevet på både fiskeforekomster samt vegetation. De økonomiske midler er givet af *Velux fonden* og anlæggelse af revet samt udplantningen af ålegræs fandt sted i sommeren 2022. I fremtiden ønsker man at ansøge om tilladelse til udlægning af et "*no-take*" område omkring stenrevet, hvor alt ekstraktion af marine ressourcer forbydes. Stenrevet ønskes anlagt for at forbedre den generelle miljøtilstand i området med særligt fokus på forekomsten af fisk.

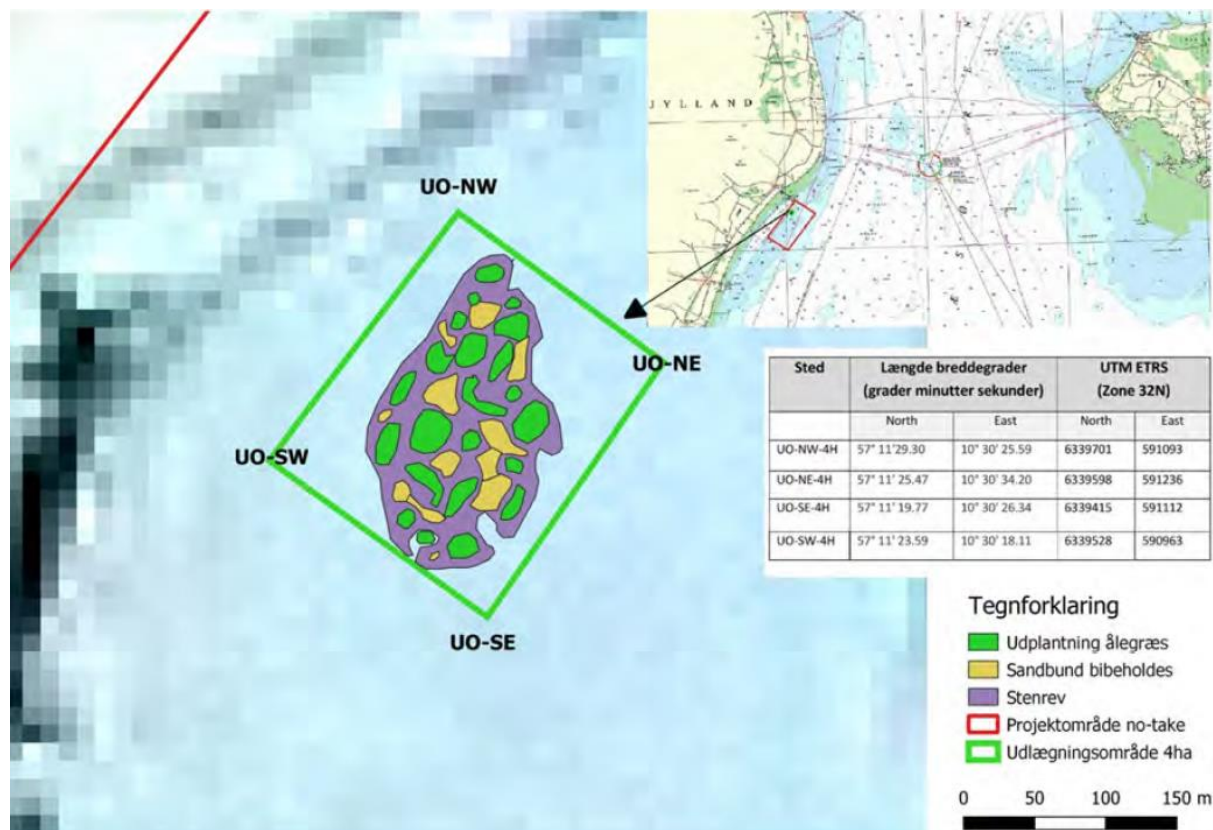
2.1.2 Voerså stenrev

Voerså stenrev findes sydøst for landsbyen Voerså på Nordjyllands østkyst (se Figur 1). Revet er placeret i den nordlige ende af en sandbanke som løber parallelt med kysten (nord/syd), som lokalt kendes som "*Rimmen*". Rimmen er et relativt lavvandet område med en dybde på mellem 2-4 meter, og findes mellem den dybere kystrende Aså Renden som løber vest for og et dybere område øst for som kaldes Landdybet (se Figur 1). Bunden på Rimmen er domineret af ren strukturløs sandbund (*personlige observationer*), området er udsat for Kattegats østlige storme i efteråret og vinteren, men ligger i begrænset omfang i læ af Læsø. I den nordlige ende af Rimmen hvor revet findes er dybden 2.5-3 meter og mekanisk stress fra bølger er en dominerende påvirkning for vegetationen på revet. Revet er influeret i mindre grad af dens nærhed til udløbet af Voer å, som er en relativ stor å (median-maximum 13.6 m³/sec, (Larsen & Ovesen, 2021)). Der findes ikke salinitetsmålinger fra Voerså, men der findes fra området syd for Sæby omkring 10 km nord for revet, og her er den gennemsnitlige månedlige saliniteten 19-28 ppt på 2 meters dybde (Rambøll, 2015), den nedre grænse for saliniteten kan muligvis være lavere ved Voerså stenrev grundet proximiteten til Voer å udløb. Tidevandspåvirkningen er relativt lille med en tidevandsamplitude på omkring 0.35 m (Danmarks Metrologiske Institut, 2023).



Figur 1. Søkort der viser området udfor Voerså, her ses placeringen af udlægningsområdet hvor i stenrevet er indeholdt (grøn), og den ønskede fremtidige no-take zone (rød). Udlægningsområdet ligger på banken Rimmen, den dybere kystrende Aså renden ses vest for, og øst for ses det at dybden stiger gradvist. Fra ansøgningmaterialet anvendt i forbindelse med stenrevets udlægning ((Laubek, 2021)).

Selve stenrevet er en mosaik struktur af områder med sten og områder imellem med sandbund (se Figur 2). Stenene er lokale marksten i varierende størrelser. Revet har en varierende højde over bunden på 0-0.5 m, og revet har kun i begrænset omfang mindre huler og sprækker, dermed er den strukturelle kompleksiteten på revet relativt lav. Dybden på revet er 2.5-3 meter og arealet der er direkte dækket af sten, strækker sig over ca. 1 hektar. Mellem stenformationerne er der områder med sandbund, og i nogle af disse er der udplantet ålegræs (se Figur 2). Det udplantede ålegræs havde ved undersøgelsesernes start nogle steder etableret sig, mens det andre steder var forsvundet.



Figur 2. Søkort over udlægningsområdet, med illustration af stenrevets udformning. Fra ansøgningsmaterialet anvendt i forbindelse med stenrevets udlægning (Laubek, 2021).

2.1.3 Voerså kontrolområde

Reference/kontrol området blev udvalgt med hjælp fra lokale fiskere og på baggrund af egne observationer, og repræsenterer det rene sandbundshabitat, som fandtes i området hvor stenrevet nu findes før anlæggelsen. Området findes 500 meter ret syd/sydvest (retning 200 kompasgrader) for selve revet på samme sandbanke Rimmen, på 2.5-3 meters dybde og har de samme påvirkninger som beskrevet generelt for området. Området repræsenterer et rektangel på 50x50 m, og blev markeret på GPS plotter (det var ikke muligt at få koordinaterne fra plotteren på båden, grundet tekniske vanskeligheder).

2.1.4 Ålegræseng - Hou

Ålegræsengen der har været fokuset for feltarbejdet, omhandlende sammenligning af forskellige fiskeundersøgelsesmetoder, findes på den åbne kyst udfor landsbyen Hou på østkysten af Jylland (se Figur 3). Området er et veletableret ålegræsområde, hvor der også kan konstateres ålegræsforekomster på historiske kort (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009). Området er ca. 50x200 meter og er en mosaik af ålegræsbede og sandbundsområder med spredte forekomster af større brunalger (*personlige observationer*). Områdets spatiale udformning er relativ uændret på den

temporale skala (Google, 2023) på trods af de udsatte forhold. Ålegræsengen er relative isoleret med over 1 km til nærmeste andet ålegræs område (*personlige observationer*).

Området udfor Hou hvor ålegræsengen findes er en kystzone med revlestruktur, sandbanker og revler med mindre sten, skaller og makroalgeforekomster (se Figur 3). Området med ålegræs har en dybde på omkring 1.2-1.6 m og er udsat for efterårs- og vinterstorme fra øst, men er i begrænset omfang i læ af Samsø, der kan dog forekomme større bølger 1-1.25 m højde, som udsætter ålegræsset for betydeligt mekanisk stress. Tidevandsamplituden er omkring 0.25 m, men vindpåvirkning kan gøre at ålegræsset næsten tørlægges (Danmarks Meteorologiske Institut, 2023). Der er ikke nogen større ferskvandpåvirkning i området, og den månedlige gennemsnitlige salinitet varierer; 19-30 ‰ (Naturstyrelsen & Kort- og Matrikelstyrelsen, 2011).



Figur 3. Google maps billede af området øst for byen Hou (postnr. 8300), ålegræsengens placering vises med den grønne kasse, mørkeområder er ålegræs, mens lyseområder er sandbund. I øverste venstre hjørne ses afstandslegenden, mens billedet er orienteret efter kompasretning: op-nord (fra *google maps* (Google, 2023)).

2.2 Forsøgsopstilling - Voerså stenrev

Fiskeundersøgelserne bestod af en periode med rusefiskeri og en periode oversigtsgarnsfiskeri. Før alle udsætninger af redskaber til fiskeri blev vindretning, vindhastighed, vandtemperatur og sigt noteret.

2.2.1 Fiskeundersøgelser

Det mest anvendte forsøgsdesign som bruges ved kvantificering af effekten af naturgenopretningsprojekter, så som etableringen af et stenrev, er BACI forsøgsdesignet; before, after, control and impacted (Christie et al., 2019; Stewart-Oaten et al., 1986). Her undersøges forholdene før genopretningen, efter genopretningen samt i et kontrolområde. Grundet logistiske udfordringer var det ikke muligt med denne type forsøgsdesign, derfor er undersøgelserne blevet foretaget med et control-impact forsøgsdesign. Her var det påvirkede område stenrevet og kontrolområdet et nærliggende sandbundsområde. Kontrol- eller referenceområdet blev valgt på baggrund af lokal viden om hvordan området med det nu etablerede stenrev så ud før restaureringsprojektet blev påbegyndt. Da referenceområdet findes tæt på stenrevet (500 m), og fysiske og biologiske forhold kan antages at være meget ens, menes det rimeligt at antage at

fiskeforekomsterne i referenceområdet (control), med en vis sandsynlighed kan sammenlignes med de fiskeforekomster der fandtes i det påvirkede (impact) område før restaureringer.

2.2.2 Bådbeskrivelse

Båden der blev anvendt til forsøgsfiskeri på Voerså stenrev blev stillet til rådighed af en lokal fisker, som også sejlede båden. Glasfiberjollen var en 16 fods åben *Crescent* med en 40 hk påhængsmotor, den lå ved Voerså i et mindre fiskerleje.

2.2.3 Snorkel observation - visuel inspektion

Før undersøgelserne blev påbegyndt foretoges en visuel inspektion (snorkeldykning) af revet og området omkring (efterår 2022), for at få et overblik over forholdene. Her fandtes det at stenene alene var dækket af trådalger (*Pylaiella littoralis* og *Ectocarpus siliculosus*), og at revets højde over bunden er lav (0-0.5 m). Videre undersøgtes stenenes udformning, samt de måtter der var blevet anvendt i forbindelse med ålegræsudplantningen for at kunne vurdere om disse strukturer vil kunne komplicere redskabsfiskeri. Dette vurderes ikke at være tilfældet. Revet var markeret med vager, et i hvert hjørne af udlægningsområdet (se Figur 2). Videre blev der også snorklet i området syd for revet for at lokalisere et passende kontrolområde, det viste sig dog hurtigt at området udpeget af den lokale fisker var meget passende. I området sås kun ren sandbund, med drivende makroalger og ålegræs på bunden.

2.2.4 Indsamling af sediment/fauna prøver

For at kunne sammenligne den tilgængelige føde på stenrevet med maveindholdet i de indsamlede fisk, blev der udtaget tre sedimentprøver og en stenprøve inden fiskeundersøgelserne startede. Sedimentprøverne blev taget på sydsiden, i midten og på nordsiden af revet den 20. september 2022. Sedimentprøverne blev taget på sandbunden i revmosaikken. Infaunaprøvetagning blev udført med en håndholdt cylindrisk aluminiumskerne (177 cm², 15 cm bred og 30 cm høj) til en dybde på 30 cm, og alle prøver blev sigtet gennem en 1 mm si kort efter anløb af havnen, hvorefter det sigtede materiale blev tilsat 90% ethanol (dette blev senere udskiftet med nyt ethanol, for at præservere prøverne bedst muligt). Det sigtede materiale blev analyseret på laboratorie og alle individer identificeret til laveste mulige taksonomiske niveau. Stenprøven bestod af 4 sten med en diameter på omkring 15 cm (fundet midt på revet), disse blev plukket og vasket for alt organisk materiale og blev behandlet og analyseret som sedimentprøverne.

2.2.5 Rusefiskeri: Efterår 2022

Ruserne der blev fisket med var dobbelte kasteruser og havde nedenstående dimensioner (alle maskestørrelser er opgivet i helmasker), der blev fisket med 2 ruser i referenceområdet og 2 ruser på stenrevet.

Kalve: 3 stk.

Net type: knudegarn

Radgarn længde: 4-5 meter

Radgarn maskestørrelse: 18 mm

Forgarn maskestørrelse: 15-17 mm

Mellemgarn maskestørrelse: 14 mm

Baggarn maskestørrelse: 11-12 mm

Ruse længde: 210-230 cm

Ruse højde: 52.5 cm

Farve: brun/grøn

Bøjler: 5 stk. rustfristål/stål med plastik coating

Bøjlediameter: 52,5 - 42,5 - 37,5 - 32,5 - 27 (cm)

Ved udlæggelse af faste ankre på stenrevet var det muligt at fiske med ruserne på samme position hver gang de blev sat, dette gav fiskeriet en høj ensartethed, men sikrede også at ruserne stod på sandbundsområderne mellem stenene, for derved at undgå skader på redskaberne. Ruserne i begge områder stod med nord/syd orientering for ikke at stå på tværs af strømmen, som løber langs kysten. Ruserne i referenceområdet stod i forlængelse af hinanden i en lænke, mens ruserne på revet stod i to rækker for at kunne sætte dem på sandbunden. Ruserne blev madet ved hver sætning med ca. 100 g sildefilet i hver ruseende, dette blev gjort for at tiltrække fisk. Ruserne blev tømt hver dag eller hver anden, hvis vejret var dårligt eller skipperen havde andre forpligtelse (stod mellem 16-40 timer, hvis ruserne stod en dag blev dette behandlet som en fiskedag, mens hvis ruserne stod to dage blev dette behandlet som to fiske dage). Ruserne blev sat i fralandsvind (vest) eller relativt stille nord/syd/øst vind, op til 7-8 m/s. Ruserne blev regelmæssigt taget på land og gået igennem for evt. huler. Fangsterne fra ruserne blev noteret for hver ruse og hurtigst muligt efter anløb af havn lagt på frost. Der blev afviklede 9 fiskedage med ruser, i perioden slut september til start november 2022, med fangst af 22 fisk, mest juvenile torsk.

Typisk anvendes denne type ruser ikke til undersøgelser af fiskeforekomster marint, i stedet bruges yngelruser der har en mindre maskestørrelse og dermed tilbageholder mindre fisk (Bjerre et al., 2021; Strand, 2006). Da projektet i dets start var udfordret økonomisk kunne disse yngelruser ikke indkøbes, og ruserne der blev brugt var personligt ejede og anvendes normalt til ålefiskeri.

2.2.6 Garnfiskeri: Forår 2023

Garnene der blev fisket med var bundstående oversigtsgarn af nordisk type, med nedenstående dimensioner. Denne type garn er standardiseret i Norden og bruges både marint og lentisk/lotisk (Appelberg et al., 1995; HELCOM, 2023; Strand, 2006), blandt andet til NOVANA-overvågningen (Sander Johansson et al., 2020). Der blev fisket med 1 garn i referenceområdet og 1 garn på stenrevet.

Overtælle: 30 mtr flydeline type OY nr. 1.5

Undertælle: 32 mtr P.P. blyline nr. 1.5 (2,3 kg/100 m)

Højde: 1,5 meter.

Garnet består af 12 paneler af hver 2.5 meter med forskellige maskestørrelser, alle i monofil tråd. Panelerne beskrives med først trådtykkelse og derefter maskestørrelse (halvmaske), begge i mm.

Paneler: (0.20 x 43), (0.15 x 19.5), (0.10 x 6.25), (0.12 x 10), (0.25 x 55), (0.10 x 8.0), (0.12 x 12.5), (0.15 x 24), (0.15 x 15.5), (0.10 x 5), (0.15 x 35), (0.17 x 29)

Garnene blev indkøbt ved *Frydendahl A/S* i Hvide Sande.

Garnene blev fisket med på faste positioner på revet og i referenceområdet, dette blev gjort efter GPS-plotter. Dette viste sig meget nemmere sammenlignet med at skulle sætte fra faste ankre. Garnene på revet blev sat indeni stenstrukturene for at kunne fange arterne associeret med stenrevet mest effektivt, dette var muligt da garnene ikke tog videre skade af at blive sat på den hårde bund. Garnene i begge områder stod så vidt muligt med nord/syd orientering for ikke at stå på tværs af strømmen. Garnene blev røgtet hver dag (med undtagelse af en enkelt sætning hvor garnene stod 2 dage, dette blev behandlet som 2 fiskedage), og hvis der var større skader på nogle af panelerne blev disse udbedret. Garnene blev sat i fralandsvind (vest) eller relativt stille nord/syd/øst vind, op til 7-8 m/s. Ved at have et total antal af 4 garn kunne 2 være sat ud til fiskeri, mens 2 var i land for at blive rensat og fisk pillet ud. Fangsterne fra garnene blev noteret for hvert garn og hurtigst muligt efter anløb af havn lagt på frost. Fiskeriet endte med at omfatte 12 fiskedage med garn, i perioden slut februar til slut marts 2023, og resulterede i 112 fisk primært brisling (*Sprattus sprattus*) og juvenile torsk (*Gadus morhua*).

2.2.7 Håndtering af fangster

Alle fangster af fisk fra undersøgelserne på Voerså stenrev blev hjemtaget i frossen tilstand til Aarhus Universitet, hvor deres vægt blev bestemt til nærmeste første decimal, længde til nærmeste mm og taksonomi til art. Alle individer fik videre ekstrahere deres otolither samt udtaget en vævsprøve. Maveindholdsundersøgelserne udgjorde den største del af laboratorie arbejdet, og alle individers maveindhold (for nogle arter hele fordøjelsessystemet; skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspætte (*Pleuronectes platessa*) og brisling (*Sprattus sprattus*) blev undersøgt, og alle organismer blev bestemt ned til lavest mulige taksonomiske niveau. Maveindholdsundersøgelserne af brisling individerne (*Sprattus sprattus*) bestod i at tælle antal copepoder (vandlopper) og antal *Balanus* cyprid (ruer larver). Fiskenes tilstand blev også vurderet, og hvis de var beskadiget af strandkrabber (*Carcinus maenas*) eller andre organismer blev dette noteret. I få tilfælde hvis individet var tæt på totalt konsumeret af strandkrabber, blev individet kasseret og ikke medtaget i det videre dataarbejde. I andre tilfælde var maven spist hvilket umuliggjorde maveindholdsundersøgelser af individet.

2.3 Forsøgsopstilling - Metode sammenligning - fiskeri i ålegræshabitat

I forbindelse med Danmarks Sportsfisker Forbunds (DSF) "kysthjælper" program (Danmarks Sportsfiskerforbund, 2022a), ønsker organisationen at udplante samt udlægge, ålegræs og sten i lavvandede kystområder for at forbedre forholdene for fisk og andre marine organismer. I forbindelse med dette løbende naturgenopretningsprojekt ønsker DSF at kunne monitorere og dokumentere effekten af deres arbejde med hjælp fra deres medlemmer. Der findes mange metoder som kunne være relevante til denne form for "amatør monitoring" i lavvandede kystvande, derfor ønskedes afprøvet 4 forskellige metoder til monitorerings- og forsøgsfiskeri i ålegræs: Undervandskamera med madding (dags optagelser) (BRUV - baited remote underwater video), snorkeltransekt (fortaget om natten), oversigtsgarn og tejner (læbefiskejerner). Ved afprøvning af disse metoder kan viden genereres om anvendelse af disse til denne type overvågning samt sammenligne praktikalitet og funktionalitet fra et lægmandsperspektiv, set i lyset af organisationens medlemmers blandede baggrund. Undersøgelserne foregik fra december 2022 til marts 2023 og strakte sig over 12 fiskedage.

De 4 redskaber; undervandskamera (BRUV), snorkeltransekt (nat), oversigtsgarn og læbefiskejerner, blev alle anvendt i samme døgn for hver fiskedag, da dette ville gøre sammenligningen af fangsterne nemmere, og udelukkede noget af den temporale variation. Vintersæsonen blev valgt for at minimere forstyrrelser fra strandkrabber, da disse ved lave vandtemperaturer søger med dybere vand og bliver mindre aktive (Tepolt & Somero, 2014). Dog måtte der beregnes at strandkrabber ville optræde i stort antal og præderer noget af fangsten fra de to invasive redskaber, denne forventning viste sig også at være gældende. Det blev valgt at udføre snorkeltransekter om natten for at forøge chancer for at detektere flere fisk (Kambestad et al., 2022; O'Neal, 2017). Der blev kun foretaget undersøgelser på dage med fralandsvind (vest, sydvest, nordvest), eller stille pålandsvind (østlig) 3 m/s eller mindre.

Før alle udsætninger af redskaber til fiskeri blev vindretning, vindhastighed, vandtemperatur og sigtdybde noteret.

Mit kendskab til metoderne var blandet, med stort kendskab til fiskeri med garn, og tejner. Begrænset erfaring med snorkeldykning og kun om sommeren og ingen praktisk erfaring med kameraovervågning under vand.

2.3.1 Bådbeskrivelse

Jollen der blev brugt var min personlige jolle som normalt bruges til fiskeri. Det er en åben glasfiberjolle på 16 fod med en 6 hk påhængsmotor. Den ligger for svaj på den åbnekyst ved Hou eller trækkes op på stranden.

2.3.2 Garnfiskeri

Fiskeriet forgik med samme type garn, oversigtgarn af nordisk type, som beskrevet for fiskeri med garn på Voerså stenrev (se 2.2.6 *Garnfiskeri: Forår 2023*). Der blev fisket med 2 oversigtsgarn i en lænke, som blev sat i nord/syd orientering for at undgå at de stod på tværs af strømmen.

Garnlænken blev sat fra den nordlige ende af ålegræsengen og sydover, grundet den lave dybde kunne dette gøres ved visuel observation. Garnene blev sat om eftermiddagen og hivet igen næste morgen (fiskede typisk 14- 18 timer). Garnene blev efter endt fiskeri taget med i land og rensat, samt fisk pillet ud.

2.3.3 Tejnefiskeri

Tejnefiskeriet forgik med norsk fremstillede såkaldte læbefisketejner, som er udviklede til det kommercielle fiskeri efter læbefisk (*Labridae*) i det sydlige Norge (Blanco Gonzalez & de Boer, 2017). Tejnerne havde følgende dimensioner: 80 x 40 x 28 cm, vægt: 4.3 kg, med en maskestørrelse overalt på 11 mm (helmaske). Tejnen består af en metalramme hvorom der er syet knudeløst nylon net (se Figur 4). Tejnerne er af "sovekammer" -typen, hvilket betyder at udover at have 2 indgange som fiskene bruger til at komme ind i tejen (indgangskalve), har den et ekstra sovekammerrum med yderligere en kalv, som fiskene kan bevæge sig igennem som yderligere besværliggøre flugt. Tejnerne er fra fabrikantens side udstyret med en flugtåbning så juvenile fisk kan forlade redskabet igen, disse åbninger blev syet sammen igen for at kunne tilbageholde så små fisk som muligt.

Der blev fisket med 4 tejner som blev sat i en sammenhængende lænke med 5 meter mellem hver tejen. Tejnerne var udstyret med maddingsposer som blev fyldt (ca. 100 gram) med sild/brisling (samt andet fiskeaffald) ved hver sætning. Tejnerne blev sat fra den sydlige ende af ålegræsengen og nordover og med en nord/syd orientering. Tejnerne blev sat og hivet samtidig som oversigtsgarnene og fiskede i samme tidsintervaller.

Tejnerne blev indkøbt ved *Frydendahl A/S* i Hvide Sande



Figur 4. Læbefisketejne i åben tilstand. Til højre ses indgangskammeret, med to indgangskalve. Til venstre ses sovekammeret og den ekstra kalv der fører derind.

2.3.4 Snorkeltransekt

Snorkeltransekt undersøgelserne blev udført i mørket om aftenen og blev altid udført den samme dag som garn og tejner blev sat, typisk få timer efter. Ved placering af en bøjle med en monteret cykellygte i den nordlige ende af ålegræsengen kunne forsøgsområdet findes i mørket, og ved ankring her kunne

båden findes igen efter transektet var udført. Transektet blev udført med start fra lysbøjen og løb derpå 60 meter sydover, hvor der i området findes en meget stor sten, ved denne sten svømmes der 10 meter tættere på kysten og derpå tilbage 60 meter i det nye spor mod lysbøjen, for derved at dække et større område. Dette tog typisk 20 minutter. Ved undersøgelse af forekomst af fisk i transektet lyses der med en dykkerlygte i et 180 graders felt foran personen og alle fisk der ses noteres og længde og art bestemmes hvis muligt. Næsten alle individer blev artsbestemt, mens længdebestemmelserne må vurderes at være meget unøjagtige og blev kun noteret ned til nærmeste 5 cm. Indledningsvis blev der medbragt en tavle til notering af fisk, men erfaringen viste at med den relative lave frekvens hvorved fisk forekom, var dette ikke nødvendigt og antal og arter kunne huskes.

Nedstående udstyr blev brugt til undersøgelserne:

Dykkerlygte: *Orca torch D580*. Specification: 530 lumen, 8000cd maksimal styrke, kegle vinkel 6 grader, 1.5m impact resistance.

Våddragt (m.m): Men's R4® Yulex® Front-Zip Hooded Full Suit fra *Patagonia*. Anbefalet til brug i 3-9 graders vand. Våddragthandsker 5 mm, samt våddragtsko 5 mm (med ankelbly vægte - 2x500 g).

Snorkel samt dykkerbriller af ukendt mærke, dertil langt undertøj, balaklava og sokker alt i uld.

Valget af våddragtsko frem for svømmefødder blev valgt af praktiske årsager og da dybden var meget lav, kunne man "gå" langs bunden.

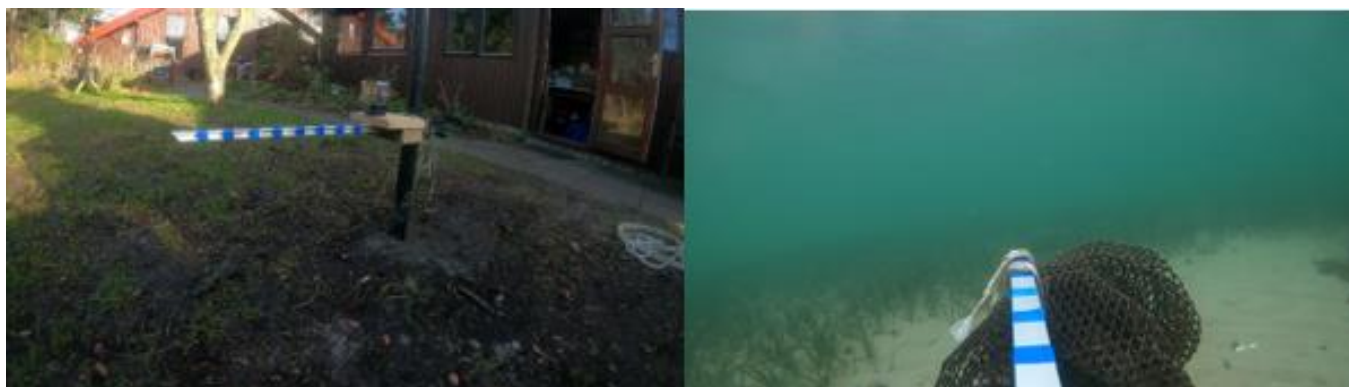
2.3.5 Undervandskamera

Undervandskameraobservationerne blev udført om eftermiddagen med afslutning senest ved solnedgang. Optagelserne var af ca. 1.5 timers varighed og var begrænset af batteritiden på kameraerne. Dette er en særlig udfordring i koldt vand, da batteritiden her nedsættes kraftigt. Opsætningen var inspireret af opsætningen af *Wilms et al. 2021* hvor kameraet blev monteret med en arm foran i synsfeltet, som dertil var tilføjet en maddingspose med madding, dette kaldes *baited remote underwater video* eller BRUV. Maddingen var overvejende sild/brisling, men også andet fiskeaffald blev brugt, mængden var omkring 200 gram per. sætning. På armen var angivet længder af 5 cm's intervaller med blå tape, da ville muliggøre estimeringen af længden på fiskene og af denne grund blev længder også kun bestemt ned til nærmeste 5 cm. Kameraopsætningen var som vist på Figur 5, denne opsætning af kameraet på et metalrør muliggjorde at kameraopsætningen kunne monteres og afmonteres meget effektiv på en nedrammede pæl som blev placeret permanent i ålegræsengen. Dette gjorde det muligt at opsætte kameraet på samme position gang på gang, dertil blev kameraet altid peget ind mod kysten. Rørhængslet (se **Figur 5**) gjorde det muligt at justere afstanden som kameraet havde over bunden, og derved have forskellige fokusområder i vandsøjlen. Forskellige kamerahøjder blev afprøvet (20-50 cm over bunden), men metoden var generelt udfordret af lav fiskedensitet med få observationer af fisk. Efter indhentning af kameraet blev optagelserne analyseret i *VLC-media player* med en afspilningshastighed på x2.0 og observerede fisk blev arts- og længdebestemt, så vidt muligt. Andre undervandskamera undersøgelser i områder med højere fiskedensiteter har talt både antal arter samt maksimale antal af samme art i et enkelt billede af optagelsen, dette indikerer abundans i området og metoden kaldes MaxN metric (Wilms, 2021)

Kameraindstillingerne blev valgt for at få maksimal batteritid og dette blev gjort ved at sætte kvaliteten ned på optagelserne til 1080p, nedsætte antal "frame per sekund" fra 60 til 30, samt slå stabiliserings indstillinger fra.

Kameraet der blev anvendt, var et *GoPro Hero Black 8*, dette kamera var indsat i et cover af hårdt plast *40M Vandtæt Hus til GoPro Hero 8* købt ved firmaet "*Evermart.dk A/S*".

Maddingsposen bestod af knudeløst rusegarn med en maskestørrelse på 11 mm (helmaske). Andre dele til kameraopstilling blev erhvervet i byggemarked og ved en lokal skrothandler.



Figur 5. Til venstre: kameraopstilling, her ses kameraet monteret på en på en træplatform, og træplatformen monteret på et beslag, der er spændt om et metalrør. Til højre: kameraoptagelser under vand, her ses den monteret maddingspose.

En overordnet praktisk anvendelses sammenligning af de 4 anvendte redskaber er givet på figur 6, hvor det er muligt at danne sig et overblik af nogle metodernes fordele og ulemper.

Redskab	Invasiv / Ikke invasiv	Enhed	Dybde begrænsninger	Habitat begrænsninger	Vejr følsomhed	Sværhedsgrad (citizen science)	Mortalitet af fangede fisk	Effektivitet	Kommentar
Oversigtsgarn	Invasiv	CPUE	min 1 m	Meget komplekse habitater; huledannende stenrev	Middel	Svær	Høj	Høj	Selektivitet for individer/arter i bevægelse. Uegnet i områder med mange strandkrabber, da fangede fisk udsættes for prædation af disse.
Snorkeltræskt (nat)	Ikke invasiv	CPUE eller fangst per m ²	0.5-2 m	Stærk strøm og bølger, uklart vand	Meget	Middel	-	Middel	Selektivitet for individer der ikke skræmmes. Svært at detektere arter der er godt camoufleret.
Løbefiskestene	Invasiv	CPUE	min 0.5 m	Meget udsatte kyster	Lidt	Let	Middel	Lav	Selektivitet for individer/arter der er fødesøgende, samt små individer/arter. Uegnet i områder med mange strandkrabber, da fangede fisk udsættes for prædation af disse.
Undervandskamera (BRUV)	Ikke invasiv	CPUE eller CMaxN	min 0.5 m Sigt dybde afhængig	Områder med tæt vegetation, uklart vand	Meget	Svær	-	Lav	Kun mulig ved relativ høj sigtbarhed. Uegnet i områder med lave tætheder af fisk.

Figur 6. Sammenligning af metoder på baggrund af erfaringer fra dette studie. Her er vist de 4 metoder, samt en række parametre hvor metoderne sammenlignes.

2.3.6 Håndtering af fangst:

Alle indsamlede individer fra fiskeri med tejner og garn blev artsbestemt så vidt muligt, samt vejlet til nærmeste gram (for mindre fisk <10 g, blev vægten noteret til nærmeste 0.1 g) og målt til nærmeste millimeter. Fiskene blev så vidt muligt genudsat levende, dette var dog sjældent muligt, da fiskene oftest var beskadiget og ikke overlevede tiden over vand. Hvis fiskene var beskadiget af strandkrabber (*Carcinus maenas*) eller snegle blev dette noteret, da dette kan have indvirkning på vægten og længde af fisken. I få tilfælde blev sild taget eller beskadiget af måger, dette blev også noteret. Få individer var så ødelagt af krabber at de blev kasseret, og ikke indgik i det videre data arbejde.

2.4 Ansøgning om tilladelser - fiskeristyrelsen

For at gennemføre fiskeriundersøgelserne er der blevet indhentet tilladelser til forsøgsfiskeri med oversigtsgarn, både til fiskeriet i ålegræsengen ved Hou og stenrevet i Voerså. Disse tilladelser blev ansøgt hos fiskeristyrelsen. Erfaringerne fra dette ansøgningsarbejde viser at hvis der ansøges om fiskeritilladelse til mindre forskningsmæssigt forsøgsfiskeri med oversigtsgarn, er det muligt at få tilladelsen indenfor 4 uger, hvis ikke fiskeriet foregår i et NATURA-2000 område eller inden for den 100 meter garnfri zone der findes langs kysten. Hvis fiskeriet derimod ønskes udført i nogen af de ovenstående nævnte områder kan man forvente lange beholdningstider (12-14 uger), og disse kan være besværlige for et specialeprojekt.

Fiskeriet med tejner og ruser blev udført på et personligt fritidsfiskertegn, i begge tilfælde blev alle regler overholdt og dette skabte ikke begrænsninger for det planlagte forsøgsfiskeri, dog bør man undersøge reglerne for fiskeri med forskellige redskaber på fiskeristyrelsens hjemmeside (Fiskeristyrelsen, 2023), hvor der også findes flere særregler for lokalområder. Til undersøgelser med snorkel eller undervandskamera behøves ingen tilladelse.

2.5 Databehandling

Overordnet har fokus i databehandlingen været på at fremstille data'en på en visuel overskuelig måde, for derpå at muliggøre en god forståelse. Det har ikke været muligt at analysere data med større statistiske analyser, hvor resultatet var meningsfuldt grundet datasættets begrænset størrelse. Artssammensætningen mellem områderne og redskaberne har en tydelig tendens til at være forskellige, men det er svært at konkludere noget signifikant uden statistisk sikkerhed.

2.5.1 Bray-Curtis dissimilarity og Shannon diversity index

I begge delundersøgelserne blev der anvendt en diversitets analyse, samt en dissimilarity analyse. Dette blev gjort for at kunne sammenligne artssammensætningen fra fangsterne både ved sammenligning af forskellige områder og redskaber. Shannon diversitets analyse blev anvendt for at have et alment anvendt udtryk for diversitet, og derpå kunne sammenligne diversiteten mellem de to områder stenrev og kontrolområde (sandbund), samt sammenligne hvilken diversitet man ville finde i ålegræsområdet, afhængigt af hvilket redskab man anvendte. Shannon diversitets index udregnes på baggrund af antal arter og antal individer af hver art, disse udregninger giver normalvis en værdi i intervallet 1-5, hvor 1 repræsenterer en meget lav diversitet, mens en værdi på 5 repræsenterer en artspuile med mange arter og en ligelig fordeling af antal individer mellem arterne (Kennish, 2016). Udregnes som vist i **Ligning 1**.

$$H = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

Ligning 1. H= Shannon index value, p_i = andel af individer fundet fra i art, $\ln$ = naturlige logaritme, s= totale antal arter

For at kunne sammenligne hvor ens fangsterne mellem redskaberne og områder var, blev Bray-Curtis dissimilarity analysen anvendt. Denne analyse udregnes på baggrund af artsammensætning og antal individer af hver art på samme måde som Shannon diversitets index, men denne analyse sammenholder derpå artsammensætningen fra to områder eller metoder for at udtrykke hvor ens eller forskellige de to grupper er. Dette giver en værdi i intervallet 0-1, hvor 0 er udtryk for at de to grupper der sammenlignes, er helt ens i antal arter og individer. Modsat repræsenterer en værdi på 1 at de to grupper ikke deler nogen arter (Bray & Curtis, 1957). Udregnes som vist i **Ligning 2**.

$$BC_{ij} = 1 - \left(\frac{2 * C_{ij}}{S_i + S_j} \right)$$

Ligning 2. BC_{ij} = Bray-Curtis dissimilarity, C_{ij} = summen af de mindst værdier for arterne fundet i hver gruppe, S_i = total antal individer i gruppe i, S_j = total antal individer i gruppe j

2.5.2 CPUE - Catch per unit effort

Det er meget svært at sammenligne forskellige fiskeredskabers effektivitet. Fiskeriet med ruser, garn, kroge, trawl og med ikke invasive-metoder som brugt ved disse undersøgelser undervandskamera (BRUV) og snorkeltransekt (nat), er meget svære at sammenligne fangster fra. Dette kan yderligere kompliceres af at fiskeriet kan variere meget mellem habitater. Derfor omregnes fangster til CPUE (Catch per unit effort) for at gøre sammenligningen nemmere, denne definition kan repræsentere mange parametre (Cooper, 2006; Jennings et al., 2001), men i denne opgave repræsenterer den fangst (vægt, antal, arter), fanget per dag. Dette betyder at der i analysen af data'en fra fiskeundersøgelserne i ålegræsområdet sammenlignes fangster fra; 2 oversigtsgarn der har fisket i 15-20 timer, kameraoptagelserne fra et kamera der har optaget 1.5 time i dagslys, fangster fra 4 læbefisketejner der har fisket samme længde tid som oversigtsgarnene, observationer fra en ca. 20 minutter lang snorkeltransekt foretaget om natten. Ligeledes sammenlignes fiskeriet med 2 ruser på stenrevet og i kontrolområdet, med garnfiskeriet hvor der kun anvendes 1 garn i hvert område. Dermed sammenlignes fangst fanget per dag, per redskabskategori, i begge delundersøgelser. Andre definitioner kunne bruges, man kunne også vælge fangst per time og ikke dag, eller per enkelt redskab og ikke samlet antal redskaber.

CPUE i denne udformning er valgt da det er meget almindelig anvendt (French et al., 2021; Lapointe et al., 2006; Portt et al., 2006), og fordi i tilfældet med fiskeundersøgelserne i ålegræsområdet vurderes det at mængden af redskaber i hver kategori normalisere tidsforbruget der skulle anvendes til hver redskabskategori. I control-impact studiet af Voersaa stenrevet er CPUE ikke et lige så centralt et element af analysen, og valget af 2 ruser og 1 garn per område er valgt ud fra hvad der var praktisk og økonomisk muligt.

3 Resultater

3.1 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat

3.1.1 Overblik

I Tabel 1 ses det samlede resultat af fiskeundersøgelserne foretaget i et ålegræshabitat øst for byen Hou, i den sydlige Aarhus bugt. Redskabet undervandskamera (BRUV) detekterede kun 2 fisk på mere end 18 timers filmoptagelse, fordelt over 12 dage. Dette gør at resultatet af "fiskeriet" med denne metode ikke vil blive behandlet eller omtalt indgående i det videre resultat afsnit. Ellers ses det at ingen arter er blevet fanget eller detekteret af alle redskaber, men at arterne torsk (*Gadus morhua*), sild (*Clupea harengus*) og sandkutling (*Pomatoschistus minutus*) alle er blevet detekteret af 3 ud af 4 redskaber, dog med forskellige redskabskombinationer. Metoden snorkeltransekt (nat) har kun detekteret arter som også findes i artspujslen detekteret af metoden oversigtsgarn.

Tabel 1. Fangster fra de fire anvendte redskaber i totale antal, samt procentvisfordeling. Tomme felter repræsenterer nul. Totale procentværdier på over/under 100, skyldes afrunding.

Redskab	Oversigtsgarn		Undervandskamera (BRUV)		Læbefiskeøjne		Snorkeltransekt (nat)	
	Antal	(%)	Antal	(%)	Antal	(%)	Antal	(%)
Fiskearter								
3-piggede hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	6	10.5					2	11
Alm. tangnål (<i>Syngnathus typhle</i>)	3	5.5						
Havørred (<i>Salmo trutta trutta</i>)	3	5.5					4	22
Kysttobis (<i>Ammodytes tobianus</i>)	8	14.5						
Panserulk (<i>Agonus cataphractus</i>)	1	2						
Sandkutling (<i>Pomatoschistus minutus</i>)	5	9	1	50			2	11
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	12	21.5	1	50			3	17
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)	2	3.5					2	11
Stor tangnål (<i>Syngnathus acus</i>)	3	5.5						
Tangnål spp. (<i>Syngnathiidae</i> spp.)	1	2					1	5.5
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	8	14.5			9	56.5	1	5.5
Alm. ulk (<i>Myoxocephalus scorpius</i>)	4	7					3	16.5
Sort kutling (<i>Gobius niger</i>)					1	6.50		
Ålekvaabbe (<i>Zoarces viviparus</i>)					6	37.5		
Total	56	101	2	100	16	100.5	18	99.5

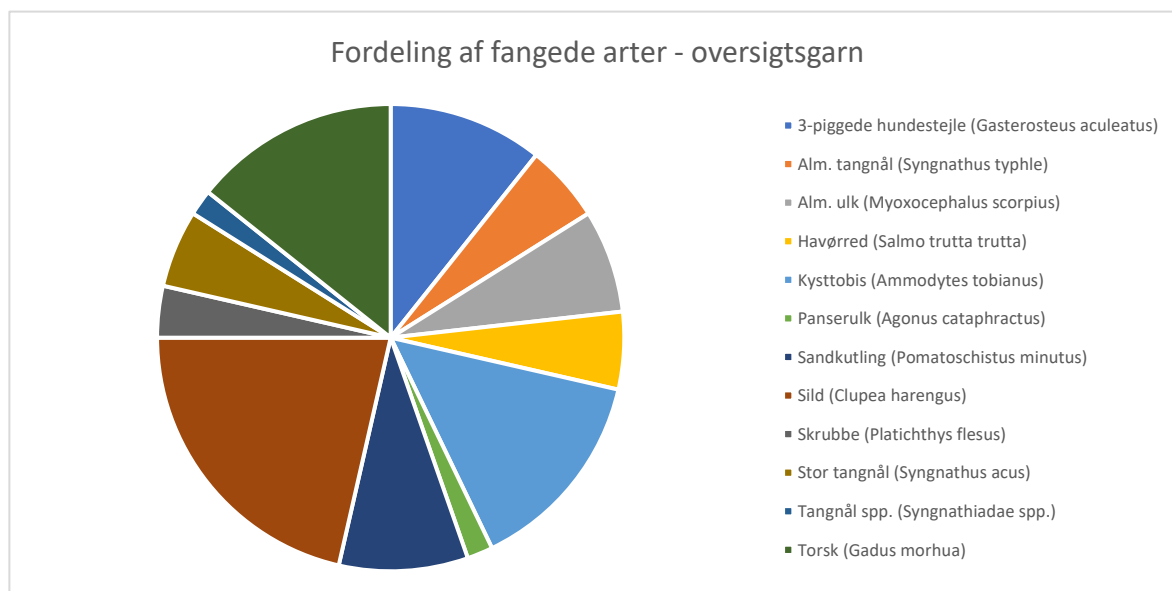
Tabel 2 viser en opsummering af fiskeundersøgelserne. Her ses det at de 4 redskaber giver meget forskellige resultater på næsten alle parametre. Oversigtsgarnet detekterer det højeste antal arter, 50% flere end redskabet der detekterer næstflest arter snorkeltransekt (nat). Af unikke arter er det også oversigtsgarnet der har flest tilknyttede (4), dobbelt så mange som redskabet læbefiskeøjne. Læbefiskeøjne fiskeriet resulterede kun i 3 arter, men to af disse var unikke for redskabet. Det højeste antal fisk er også fanget med oversigtsgarnet, som fangede 60.9% af det samlede antal fisk, mens antallet af fangede/detekteret fisk er meget ens for snorkeltransekt (nat) og læbefiskeøjne. Når man ser på den samlede vægt af de indsamlede fisk kan man se at vægten er omkring 9 gange højere for oversigtsgarnet sammenlignet med læbefiskeøjne redskabet. Det fremgår at alle redskaber er blevet anvendt samme antal dage.

Tabel 2. Sammenfatning af fangster fra de fire anvendte redskaber. Antal unikke arter angiver arter som kun er fanget med det pågældende redskab. Den totale fiske vægt er kun opgivet for oversigtsgarn samt læbefisketejne, da vejning eller estimering af vægt ikke er udført for fangster fra redskaberne; undervandskamera (BRUV) og snorkeltransekt (nat). Total antal unikke arter, er samme antal arter som summen af arter fangede ved undersøgelserne med alle redskaberne, altså 14. Summen af fiskedage er ikke relevant, da alle redskaberne blev anvendte på alle 12 fiske dage.

Mængde	Antal arter	Antal unikke arter	Antal fisk	Total længde (cm)	Total vægt (g)	Antal fiskedage
Redskab						
Oversigtsgarn	12	4	56	830.7	3344	12
Undervandskamera (BRUV)	2	0	2	15	-	12
Snorkeltransekt (nat)	8	0	18	230	-	12
Læbefisketejne	3	2	16	236.7	381	12
Total	14	-	92	1312.4	3725	-

3.1.2 Redskabssammenligning: arter, vægt og længde

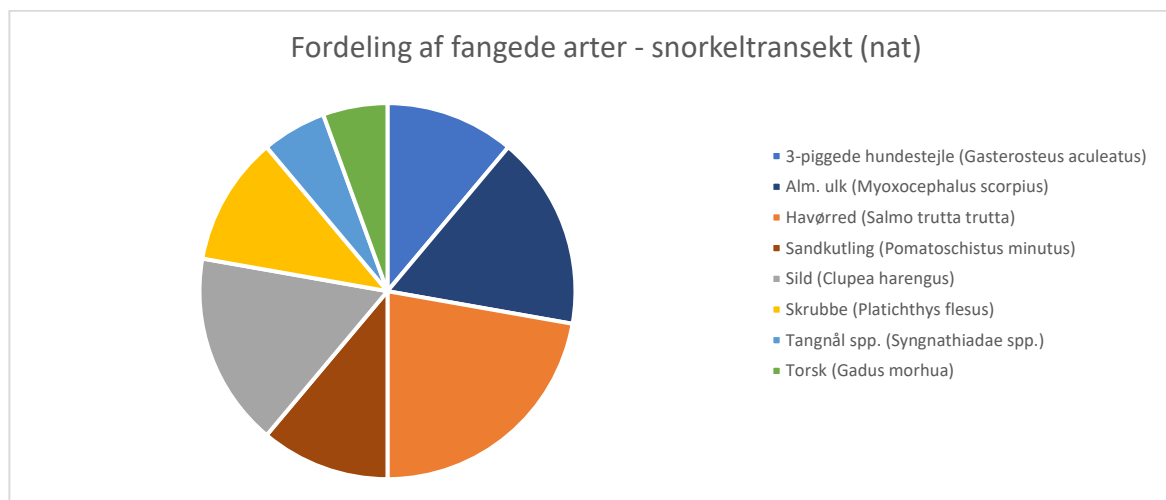
Det fremgår at ingen en art har domineret oversigtsgarnsfangsterne i antal individer, men at fangsterne er spredt over flere arter (se Figur 7). Sild som den mest talrige art i fangsterne, gør sig gældende for 21.5% af individerne, mens torsk og kysttobis (*Ammodytes tobianus*) som de næst mest talrige arter begge bedrager med 14.5% af individerne. Den tredje mest talrige fisk er den 3-piggede hundestejle (*Gasterosteus aculeatus*) der udgør 10.5% af individerne, mens alle de resterende arter udgør under 10% af individerne (se Tabel 1). Arten panserulk (*Agonus cataphractus*) blev kun fanget en enkelt gang, det samme gjaldt en tangnål (*Syngnathiidae spp.*) som ikke var mulig at artsbestemme.



Figur 7. Fordelingen af arter fangede med redskabet oversigtsgarn, vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. Arterne er vist i alfabetisk rækkefølge.

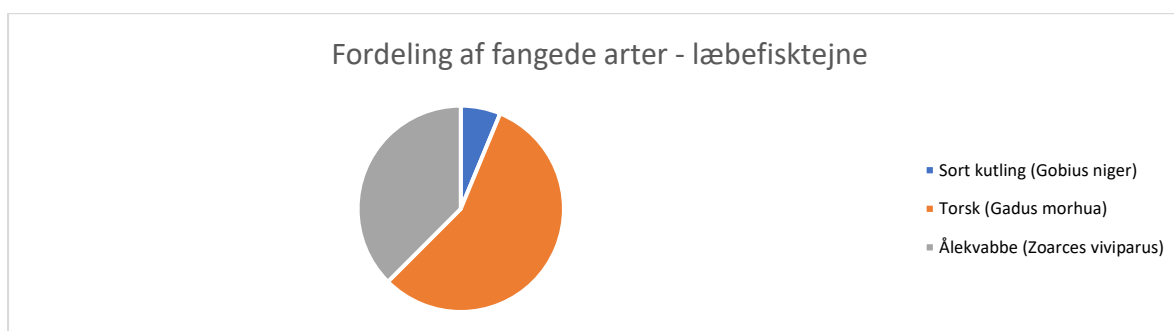
Figur 8 viser den procentuelle fordeling af fangede arter for redskabet snorkeltransekt (nat). Fordelingen viser at ingen enkelt art er dominerende i fangsterne og den mest talrige art er havørreden (*Salmo trutta trutta*), som der blev detekteret 4 individer af og dermed udgør 22% af det totale antal fisk detekteret ved snorkeltransekt (nat) (se Figur 8 og Tabel 1). Den næstmest

detekterede fisk var sild, som udgør 17% af individerne. Der blev kun set en torsk ved brug af dette redskab og dette gjorde at arten udgør 5.5% af fangsten.



Figur 8. Fordelingen af arter fangede med redskabet snorkeltransekt (nat), vist i et cirkeldiagram i procentvis fordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. Arterne er vist i alfabetisk rækkefølge.

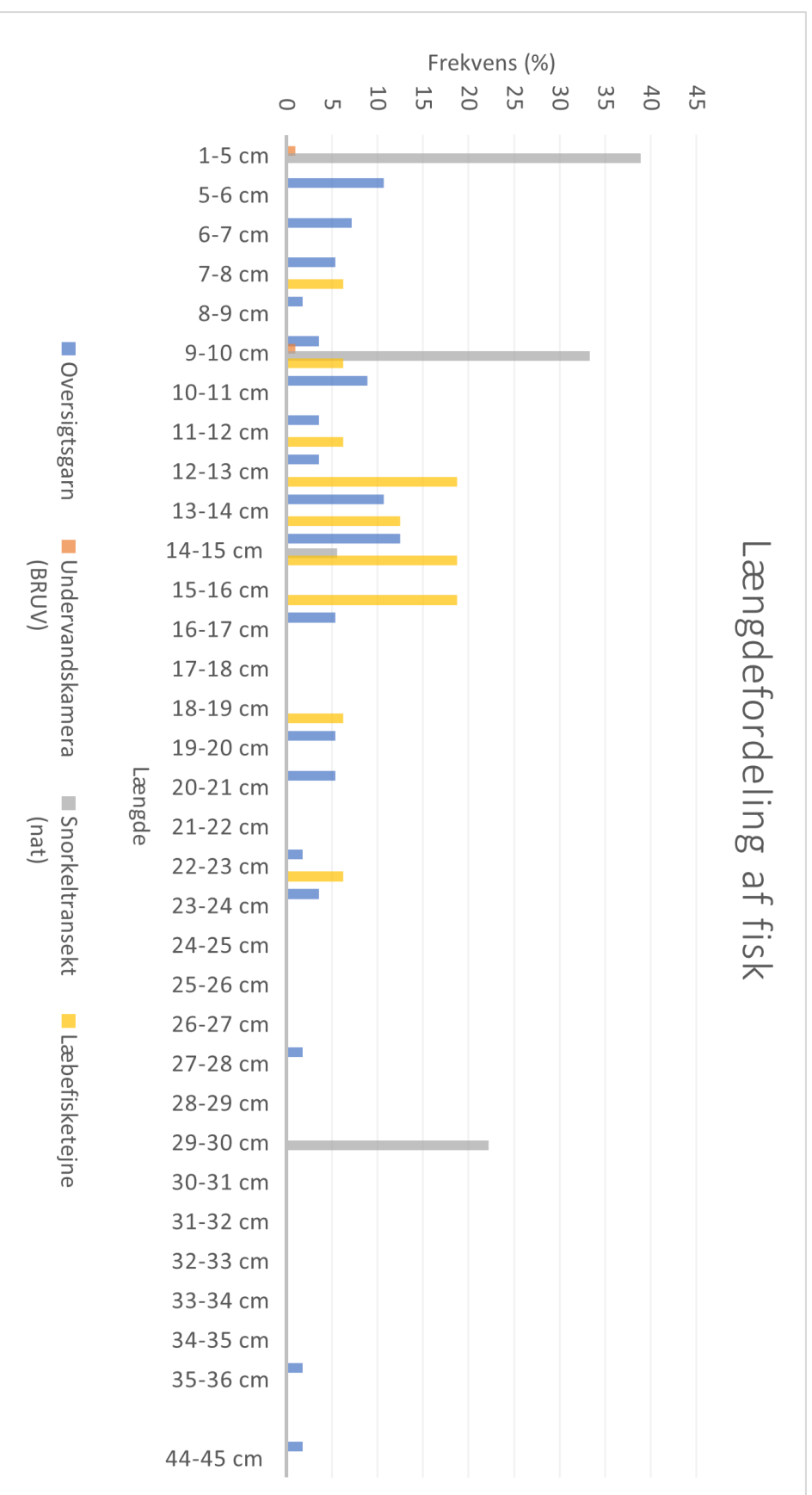
Figur 9 viser den procentuelle fordeling af fangede arter for redskabet læbefiskejæne. Da redskabet kun har fanget 3 arter, og den ene art sort kutling (*Gobius niger*) kun er fanget en enkelt gang, dominerer arterne torsk og ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) selvsagt fangsterne. Torsk alene udgør 56.5% af fangsten fra dette redskab.



Figur 9. Fordelingen af arter fangede med redskabet læbefiskejæne, vist i et cirkeldiagram i procentvis fordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. Arterne er vist i alfabetisk rækkefølge.

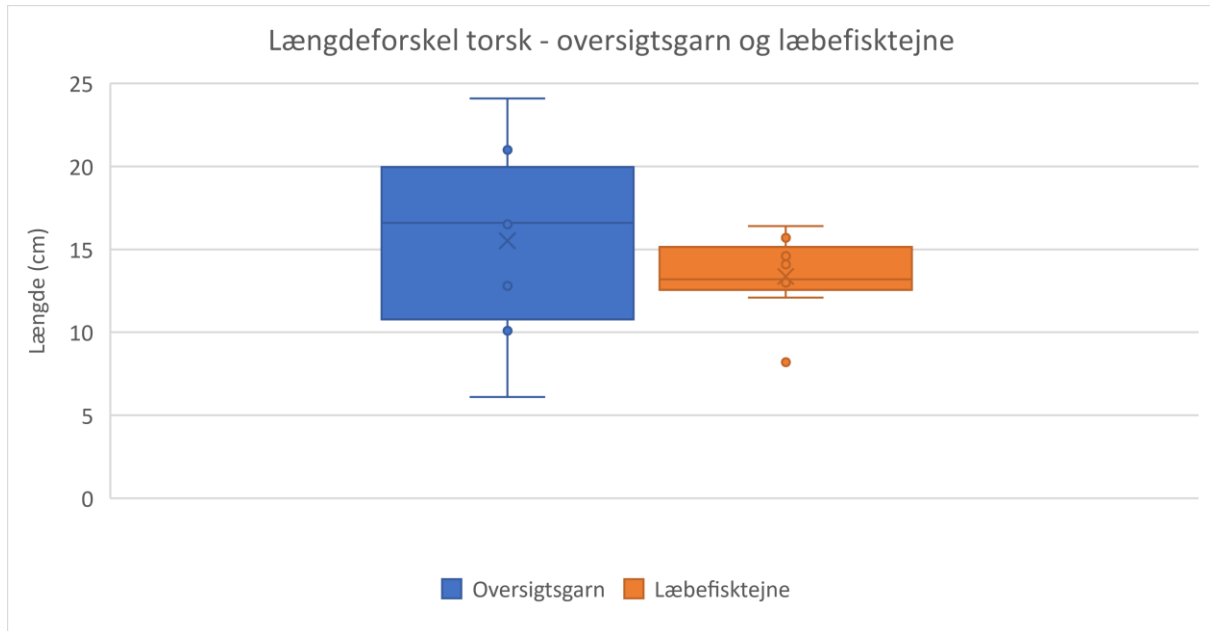
Den procentuelle vægtfordeling af hver art for redskabet oversigtsgarn ses i appendix 1. Den procentuelle fordeling af arter i antal individer for oversigtsgarnet var spredt over flere arter (se Figur 7), men vægtfordelingen er specielt koncentreret på en art havørred, der udgør 50% af den samlede vægt (se appendix 1). Dette skyldes særligt et havørredindivid der vejede 975g og altså alene udgør 29.2% af den samlede fangst i vægt fra fiskeriet med oversigtsgarn. Torsk og sild repræsenterer omkring samme procentdel af den samlede vægt, henholdsvis 12.4% og 15.3%.

På figur 10 ses den procentuelle længdefordelingen af fangsten, indenfor hvert redskab. Det ses at fiskene fra snorkeltransekt (nat) er koncentreret på få intervaller, men dette skyldes at længden på fisk kun blev noteret ned til nærmeste 5 cm ved dette redskab (1-5 cm, 5-10 cm etc.), herpå er så valgt det højeste tal i intervallet til brug i denne figur. Det ses at oversigtsgarnet har den største spredning på længder, og spænder fra 5 cm til 45 cm men tendensen er at de fleste fisk fanget med dette redskab er mellem 5 cm og 17 cm, disse længder repræsenterer 73.2% af individerne. Længden på fiskene fra læbefiskejæne fangsterne er koncentreret i intervallet 11 cm til 16 cm, hvor 75% af individerne befinder sig.



Figur 10. Her er vist længdefordelingen af fisk (alle individer) fra de fire redskaber, i længdeintervaller af 1 cm, med undtagelse af første kategori der dækker intervallet 1-5 cm. Fordelingen er vist i procentvisfordeling for hvert redskab. X-aksen er brudt da et individ (havørred) var væsentligt større end alle andre individer. Undervandskamera (BRUV) er vist på figuren, men da redskabet kun detekteret 2 fisk og for derfor ikke at forstyrre billedet vises hver af de to blokke ikke som 50% frekvens, men er alene repræsenteret som 1% frekvens i figuren.

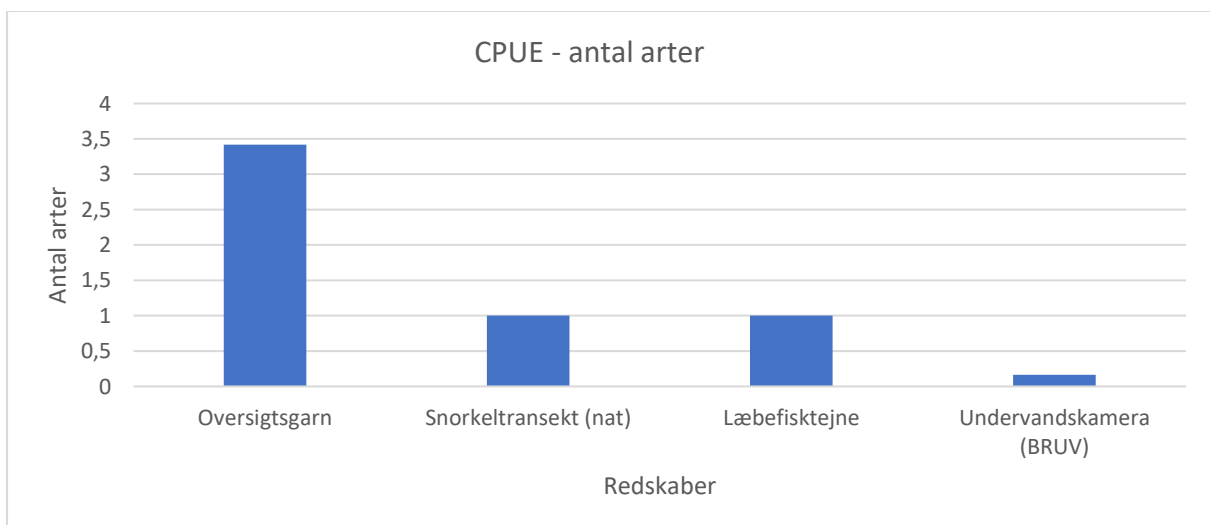
Med fokus på torsk kan man sammenligne længden af torsk fanget med oversigtsgarn og læbefiskejne, disse fangster er meget sammenlignelige da antallet af torsk fanget er 8 for oversigtsgarn og 9 for læbefiskejne (se Tabel 1), ligeledes er CPUE for torsk (antal/dag) derfor også meget ens, henholdsvis 0.75 og 0.67. Figur 11 viser at længden på torsk fanget med oversigtsgarn er mere variabel end længden af torsk fanget med læbefiskejne, figuren viser også at torskene fanget i læbefiskejner er mindre i gennemsnit.



Figur 11. Længdeforskellen i cm på torsk fangede med oversigtsgarn og læbefiskejne, vist som boksplot.

3.1.3 Metodesammenligning: CPUE og diversitet

På Figur 12 ses det at forskellene i CPUE (antal arter/dag) forstærker det allerede fremstillede billede at oversigtsgarnet er det mest effektive redskab, både vist i antal arter og antal individer. Oversigtsgarnet har en CPUE (antal arter/dag) på 3.4, over tre gange højere end snorkeltransekt (nat) og læbefiskejne der begge har en CPUE (antal arter/dag) på 1.



Figur 12. Catch per unit effort (CPUE) vist som antal arter fangede for hver redskabsgruppe per dag i gennemsnit.

Diversiteten i det undersøgte ålegræsområde er meget varierende afhængigt af hvilket redskab man tager udgangspunkt i. I Tabel 3 ses det at oversigtsgarnets fangster repræsenterer en værdi på 2.26 på Shannon diversity indexet, 0.52 større end for snorkeltransekt (nat). Læbefiskejne scorer meget lavt på indexet, og dette skyldes at redskabet kun fangede 3 arter hvor af en af dem kun blev fanget en enkelt gang.

Tabel 3. Shannon diversity index, hvor H-værdien vises for hver af de fire redskaber. H-værdien findes normalt i intervallet 1-5, hvor 1 er meget lav diversitet, mens 5 er meget høj.

Shannon diversity index	Oversigtsgarn	Snorkeltransekt (nat)	Læbefiskejne	Undervandskamera (BRUV)
H-værdi	2.26	1.74	0.86	0.69

Bray-Curtis dissimilarity tallene fra Tabel 4 viser at læbefiskejne og snorkeltransekt (nat) metoderne finder næsten totalt forskellige fiskesamfund når arter og antal individer fra hver art sammenlignes. Værdien for denne sammenligning nærmer sig den maksimale værdi i indexet. Sammenligningen mellem oversigtsgarn og snorkeltransekt (nat) viser en værdi midt i indexet, mens sammenligningen mellem læbefiskejne og oversigtsgarn har en værdi imellem de to andre.

Tabel 4. Bray-Curtis dissimilarity index. Tabellen viser en analyse af hvor ens artssammensætningen er mellem redskaberne; oversigtsgarn, snorkeltransekt (nat), læbefiskejne. Bray-Curtis dissimilarity værdien kan være mellem 0-1, hvis tallet er 0 er der ingen dissimilarity mellem de 3 redskaber de fanger altså begge nøjagtigt samme arter i samme antal. Er tallet 1 er dissimilarity total mellem de to redskaber, og der er ikke noget overlap i fangede arter.

Redskabssammenligning	Oversigtsgarn-Snorkeltransekt (nat)	Læbefiskejne-Snorkeltransekt (nat)	Læbefiskejne-Oversigtsgarn
Bray-Curtis dissimilarity	0.54	0.94	0.78

3.2 Voerså stenrev

3.2.1 Overblik

Fangsterne i kontrolområdet var domineret af brislinger, mens de på stenrevet var domineret af torsk. Dette og de samlede fangster ses i Tabel 5. Af det totale antal af 30 torsk fanget på stenrevet var 26 af disse under 25 cm, og det længste individ var 35 cm (dette individ blev fanget i efteråret 2022). Der blev ikke observeret veludviklede gonader hos torskene, dette var heller ikke tilfældet ved nogle af brisling individerne. Torskene blev fanget løbende under hele undersøgelsesforløbet i garn og ruser, mens brisling kun blev fanget i garn i måneden marts. På Tabel 5 ses det også at der er fanget nålefisk (*Syngnathidae*) i begge områder, samt 3 tangsnarre (*Spinachia spinachia*) i kontrolområdet (begge arter kun med oversigtsgarn).

Tabel 5. Totale fangster fra de to områder i totale antal, samt procentvisfordeling. Tomme felter repræsenterer nul.

Område	Stenrev		Kontrolområde (sandbund)	
	Antal	(%)	Antal	(%)
3-piggede hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)			2	2.7
Alm. tangnål (<i>Syngnathus typhle</i>)	1	1.7	1	1.3
Alm. ulk (<i>Myoxocephalus scorpius</i>)	2	3.3		
Kysttobis (<i>Ammodytes tobianus</i>)			2	2.7
Sandkutling (<i>Pomatoschistus minutus</i>)			1	1.4
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1	1.7	1	1.4
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)	3	5	2	2.7
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	30	50	1	1.4
Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)	14	23.3	60	81
Savgylt (<i>Symphodus melops</i>)	5	8.3		
Krumsnudet næbsnog (<i>Nerophis lumbriciformis</i>)	2	3.3		
Mørk sej (<i>Pollachius virens</i>)	1	1.7		
Rødspætte (<i>Pleuronectes platessa</i>)			1	1.4
Tangsnarre (<i>Spinachia spinachia</i>)			3	4
Stor næbsnog (<i>Nerophis ophidion</i>)	1	1.7		
Total	60	100	74	100

I Tabel 6 gives et opsummeret overblik over fangsterne i de to områder, og her ses det at der er fanget samme antal arter i begge områder (dog ikke de samme arter). Dertil har de begge 5 unikke arter, altså arter der ikke er fundet i det andet område. Antallet af fangede fiske er også meget ens i de to områder, mens vægten af fangede fisk er 5 gange højere på stenrevet sammenlignet med kontrolområdet.

3 af de unikke arter fanget i kontrolområdet er kysttobis, rødspætte (*Pleuronectes platessa*) og sandkutling (se Tabel 5). Disse arter kan alle karakteriseres som typiske sandbundsarter (LeBras, et al., 2019; Carl & Møller, 2019b; Møller et al., 2019). En anden sandbundsart som er fanget i kontrolområdet er skrubbe (*Platichthys flesus*), denne er dog også fanget flere gange på stenrevet (se Tabel 5). Ligeledes er der på stenrevet fanget 3 typiske hårbundsarter (Carl, 2019a; Carl, et al., 2019c; Hofmann et al., 2019) alm. ulk, savgylt (*Symphodus melops*) og torsk, hvor alm. ulk og savgylt er unikke for stenrevet, mens der er fanget en enkelt torsk i kontrolområdet (se Tabel 5).

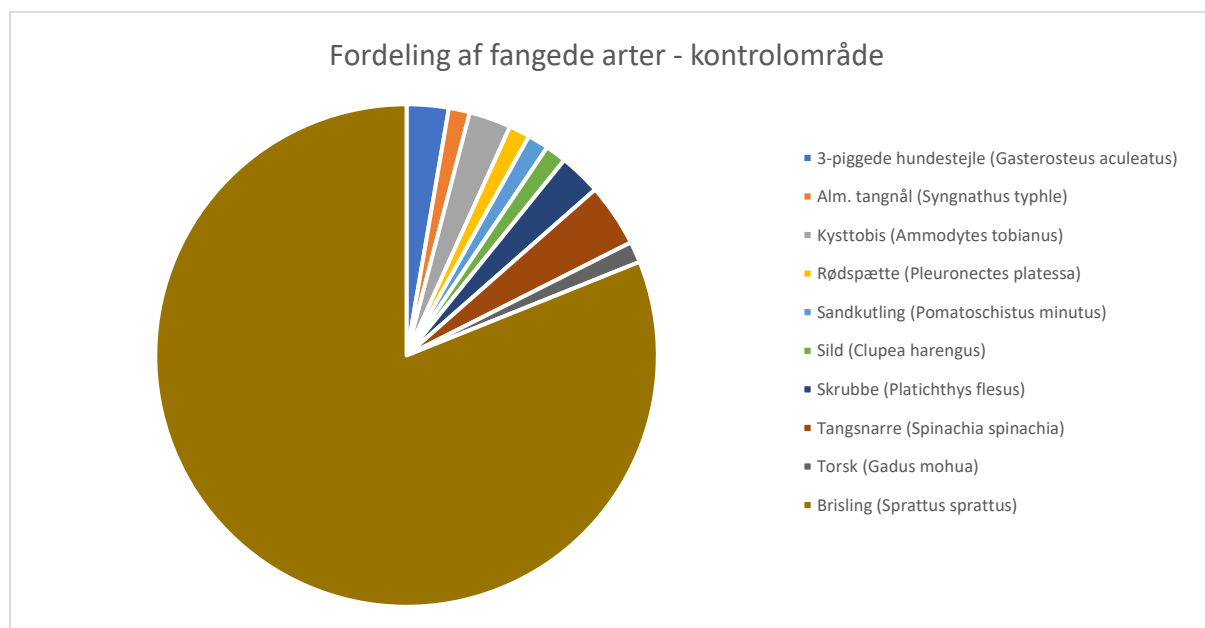
Foruden fisk blev der observeret flere makro-invertebrater; strandkrabbe (*Carcinus maenas*), alm. svømmekrabbe (*Liocarcinus depurator*), stankelbenskrabbe (*Macropodia rostrata*), sandkrabbe (*Hyas araneus*), fjordreje (*Palaemon adspersus*), hestereje (*Crangon, crangon*), tangreje (*Palaemon elegans*).

Tabel 6. Sammenfatning af fangster fra de to områder. Antal unikke arter angiver arter som kun er fanget i det ene område. Det totale antal fiskedage indeholder 9 dages fiskeri med ruser samt 12 dages fiskeri garn.

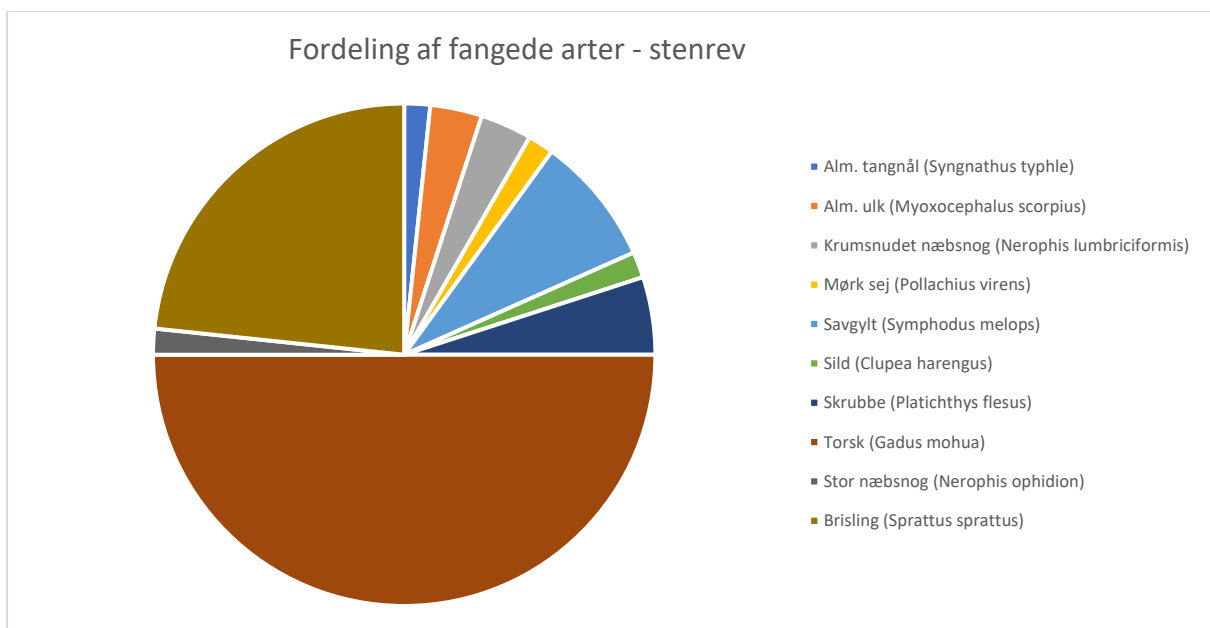
Mængde	Antal arter	Antal unikke arter	Antal fisk	Total længde (cm)	Total vægt (g)	Antal fiskedage
Område						
Stenrev	10	5	60	1018.7	4163.6	21
Kontrolområde (sandbund)	10	5	74	752.9	817.1	21

3.2.2 Sammenligning af fangster: stenrev og kontrolområde (sandbund)

Det ses at brisling er meget dominerende i fangsterne fra kontrolområdet (se Figur 13), her er 60 ud af 74 individer brisligner, og de udgøre derfor hele 81%. Også i fangsterne fra stenrevet fylder brisling en del, her dog kun 23.3% (se Figur 14). Den mest dominerende art på stenrevet er torsk, der fylder 50% af fangsten i det område (se Figur 14).



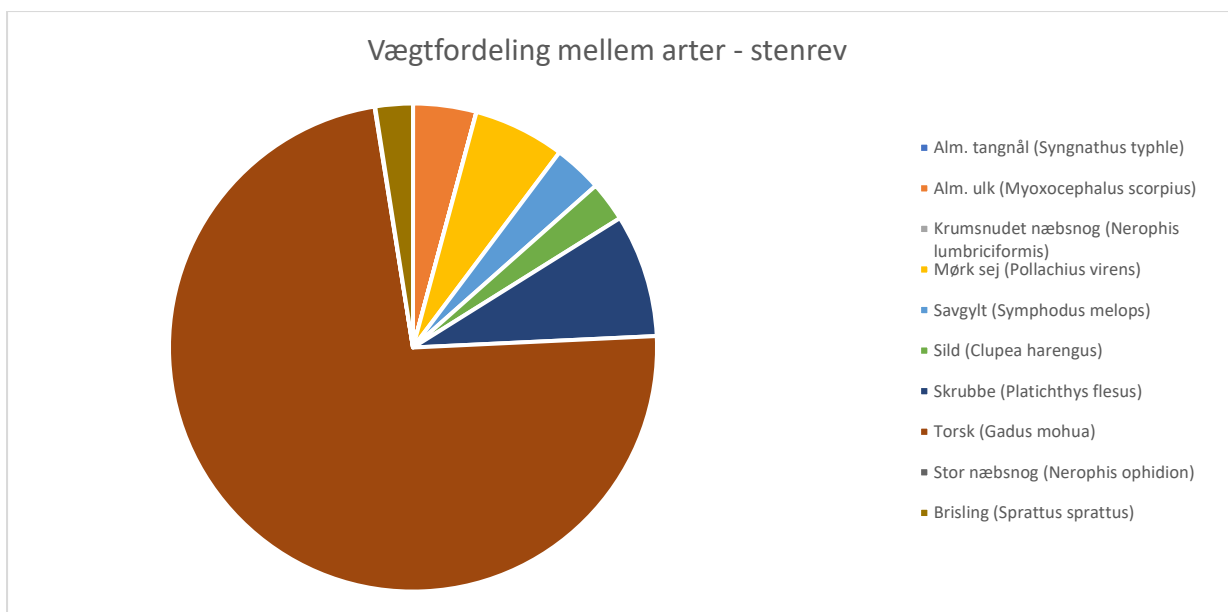
Figur 13. Fordelingen af arter fangede i kontrolområdet (sandbund), vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske.



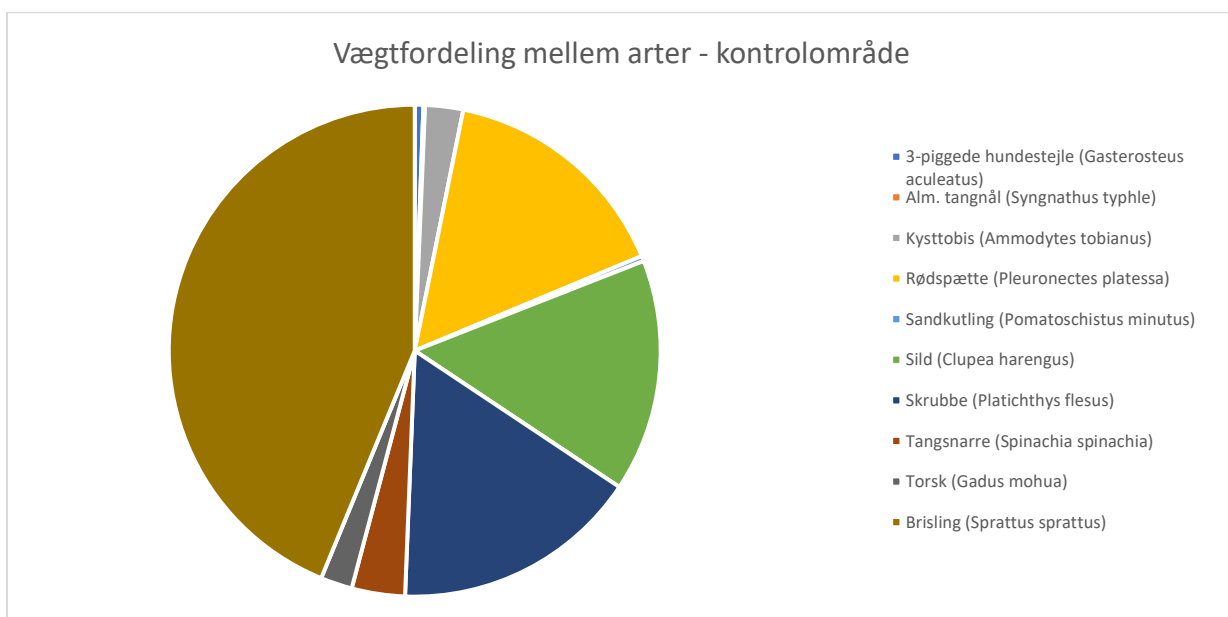
Figur 14. Fordelingen af arter fangede på stenrevet, vist i et cirkeldiagram i procentvis fordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske.

Appendix 3 og 4 viser fangsterne uden brisling, og her ses det at torsk udgør 65.2% af individerne fra stenrevet, mens artsfordelingen uden brisling for kontrolområdet viser at tangsnarre (*Spinachia spinachia*) er den mest almindelig art. Dette er dog kun på baggrund af 3 tangsnarre, og det totale antal fisk fanget i kontrolområdet, hvis brisling undtages, tæller kun 14 individer.

Vægtfordelingen mellem arterne (se Figur 15 og Figur 16) viser at de samme arter der dominerer fangsterne fra de to områder i antal individer (se Figur 13 og Figur 14), også dominerer vægten. Ud af en total fangst på 4164g på stenrevet udgør torsk 3049g, eller 73.2% af vægten. Arten der udgør den næst største del af fangsten i vægt er skrubbe med 8.1 %. Nålefiskene (*Syngnathiidae*) har så lav en kropsvægt de ikke kan ses i figurene (Figur 15 og Figur 16). Brisling udgør 81% af individerne fra kontrolområdet (se Figur 13), men kun 43.8% af vægten (se Figur 16), her ses også at rødspætte, sild og skrubbe udgør 47.1% af vægten tilsammen men alene repræsenterer 4 individer.

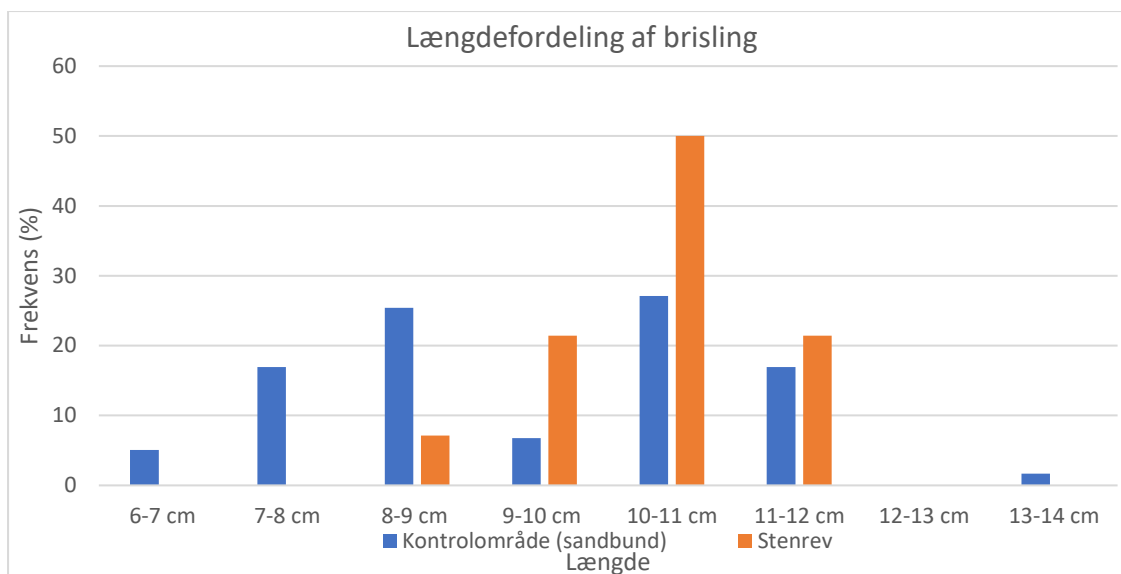


Figur 15. Vægtfordelingen mellem arter fangede på stenrevet, vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske.

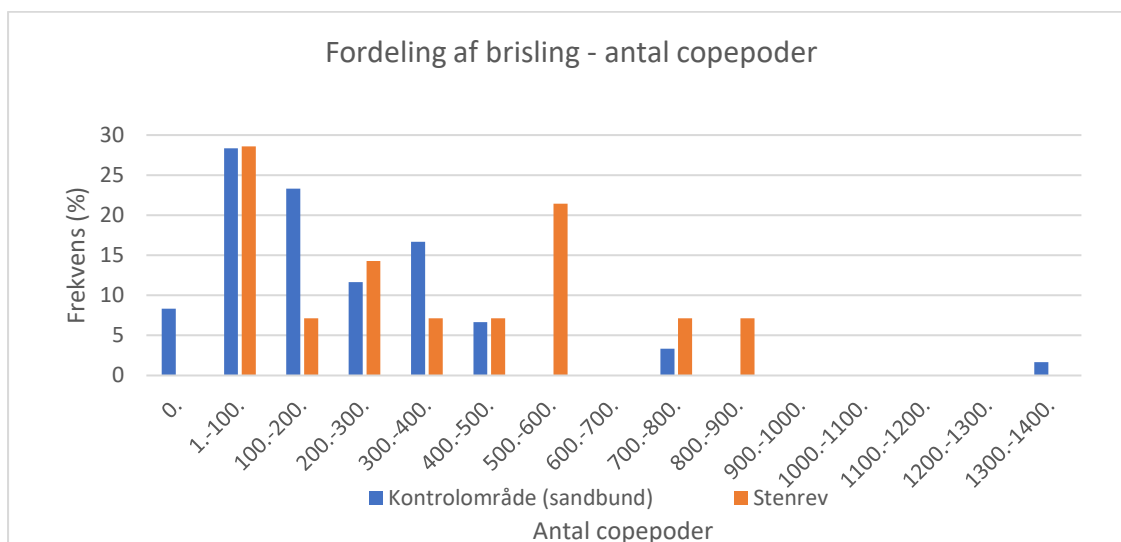


Figur 16. Vægtfordelingen mellem arter fangede i kontrolområdet (sandbund), vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske.

Brislingerne fra stenrevet og kontrolområdet er blevet sammenlignet på to parametre; længde (se Figur 17) og maveindhold (se Figur 18 og appendix 7). Det ses at, der ikke er stor forskel på længdefordelingen eller maveindholdet, og der kan ikke observeres nogle tydelige tendenser i forskellene. For begge områder er hovedparten af brislingerne mellem 8 og 12 cm (stenrev 100%, kontrolområde 76.2%). Det kan dog ses at der er fanget flere mindre brislinger i kontrolområdet, og at gennemsnitsvægten er for stenrevet 7.4g, og for kontrolområdet 5.9g. CPUE (g/dag) af brisling, hvor kun fiskedage med garn er indeholdt, da brisling kun blev fanget med dette redskab, er for stenrevet 8.6g og kontrolområdet 29.8g. Alle brislingerne på stenrevet blev fanget på 2 fiskedage, mens fangsterne af brisling er fordelt på 5 dage i kontrolområdet, de 2 fangstdatoer på stenrevet er indeholdt i de 5 fangstdage i kontrolområdet.



Figur 17. Her er vist længdefordelingen af brisling (alle individer) fra de to områder, i længdeintervaller af 1 cm. Fordelingen er vist i procentvisfordeling for hvert område.



Figur 18. Her er vist en inddeling af brisling (alle individer; 14 stenrevet, 60 kontrolområdet) fra de to områder, på baggrund af antal copepoder i fordøjelsessystemet, i intervaller af 100 stk. samt kategorien 0, som repræsenterer at individet ikke har haft nogle copepoder i sit fordøjelsessystem. Fordelingen er vist i procentvisfordeling for hvert område.

3.2.3 Metodesammenligning: CPUE, diversitet og fødeanalyse

Shannon diversity indexet er 1.54 for stenrevet og 0.82 for kontrolområdet på baggrund af fangsterne, altså næsten dobbelt så højt på stenrevet men begge tal er stadig relativt lave (Shannon diversity indexet normal interval 1-5) (Kennish, 2016)). Ligeledes viser en Bray-Curtis dissimilarity analyse at ligheden mellem de to områders artssammensætning er relativ lav, med en værdi på 0.72 (Bray-Curtis dissimilarity index 0-1).

I Tabel 7 ses en sammenligning af forskellige CPUE (g/dag). Her fremgår det at med eller uden brisling er CPUE (g/dag) meget højere på stenrevet sammenlignet med kontrolområdet (mellem 5 og 9 gange højere). Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) fangsterne fra rusefiskeriet er også næsten 2.5 gange højere på stenrevet. De totale fangster af strandkrabber udgjorde 14340g på stenrevet, og 5920g i kontrolområdet. Dette er altså den højeste biomasse af nogen enkelt art fra hvert område, samtidig

overstiger strandkrabbebiomassen også de samlede fangster af alle arter i biomasse fra hvert område med en faktor (se Tabel 6 og Tabel 7).

Ruse- og garnfiskeri gav forskellige CPUE (g/dag) i de to områder, dette ses i Tabel 8, hvor CPUE (g/dag) er over 100g mere ved rusefiskeriet sammenlignet med garnfiskeriet på stenrevet. Omvendt er CPUE (g/dag) 3.5 gange højere for garnfiskeriet i kontrolområdet sammenlignet med rusefiskeriet i kontrolområdet. Den samlede fangst ved rusefiskeriet i kontrolområdet var dog kun 2 individer. For torsk fanget på stenrevet var CPUE (g/dag) isoleret 197.8g for rusefiskeriet og 105.8g for garnfiskeriet.

Tabel 7. Catch per unit effort (CPUE, g/dag) vist for de to områder, i gram fanget fisk per. dag. For totale fangster garn- og rusefiskeri, med og uden brisling, samt for strandkrabbe (*Carcinus maenas*) fangster.

Område	Stenrev	Kontrolområde (sandbund)
CPUE (g/dag)		
CPUE (med brisling)	198.2	38.9
CPUE (uden brisling)	193.3	21.9
CPUE (krabber - rusefiskeri)	1593.3	657.8

Tabel 8. Catch per unit effort (CPUE) vist for de to områder og to redskaber, i gram fanget fisk per. dag. For totale fangster med brisling.

CPUE (g/dag)	Stenrev	Kontrolområde (sandbund)
Ruse	256.1	16
Oversigtsgarn	154.9	56.1

I appendix 5 ses artssammensætningen i sedimentprøverne (samt stenprøven) taget ved stenrevet. Disse prøver danner grundlag for en fødeanalyse af stenrevet, og det ses at prøverne er domineret af langsomt bevægende arter, samt mange arter der lever nedgravet i sedimentet. Disse artslistes er sammenholdt maveindholdsundersøgelser foretaget på alle de fangede fisk fra begge områder (se appendix 6). Her ses det at kun to arter er genfundet fra sedimentprøverne; stankelbenskrabbe og alm. sandmusling. Disse er fundet i 3 individer af torsk alle fanget på stenrevet på samme dag, samt en skrubbe også fanget på stenrevet. Der er genfundet 4 familier fra sedimentprøverne (se appendix 5 og 6). Maveundersøgelserne viste generelt at arterne hestereje (*Crangon crangon*) og strandkrabbe var de fødeemner der blev fundet i flest fiskemave, men at arter af *Nereidae* (nereris) også var meget almindelige.

Andelen af individer der havde tomme maver, var over dobbelt så høj i kontrolområdet sammenlignet med stenrevet (se Tabel 9). Det ses at individer er blevet angrebet af krabber på stenrevet, men ikke i kontrolområdet, samt at der blev fundet strandkrabber i maven på 30.4% af individer på stenrevet, mod ingen individer fra kontrolområdet. Andelen af individer med hesterejer i maven var 30% højere på stenrevet, mens andelen af fisk der indeholdte børsteorme var meget ens mellem de to områder. Af de 17 individer med hesterejer i maven der blev fanget på stenrevet var 16 torsk (det sidste individ var en skrubbe), mens både torsk, skrubbe og tangsnarre udgør individerne med hesterejer i maven fra kontrolområdet, data grundlaget er dog her stærkt begrænset fra kontrolområdet. Ud af de 14 individer der blev fundet strandkrabber i fra stenrevet var 11 torsk, og som tidligere beskrevet blev der kun fanget en enkelt torsk i kontrolområdet (se Tabel 5).

Generelt er sammenligningen mellem områderne meget udfordret af at sammensætningen af arter er meget forskellig, og dette gør at forskelle der ses i maveindholdsanalyserne kan skyldes dette og ikke forskelle i fødevalg og føderessourcer. Kun arten brisling er repræsenteret med nok individer fra

begge område, til at kunne lave en meningsfuld sammenligning mellem områderne der alene er baseret på en art.

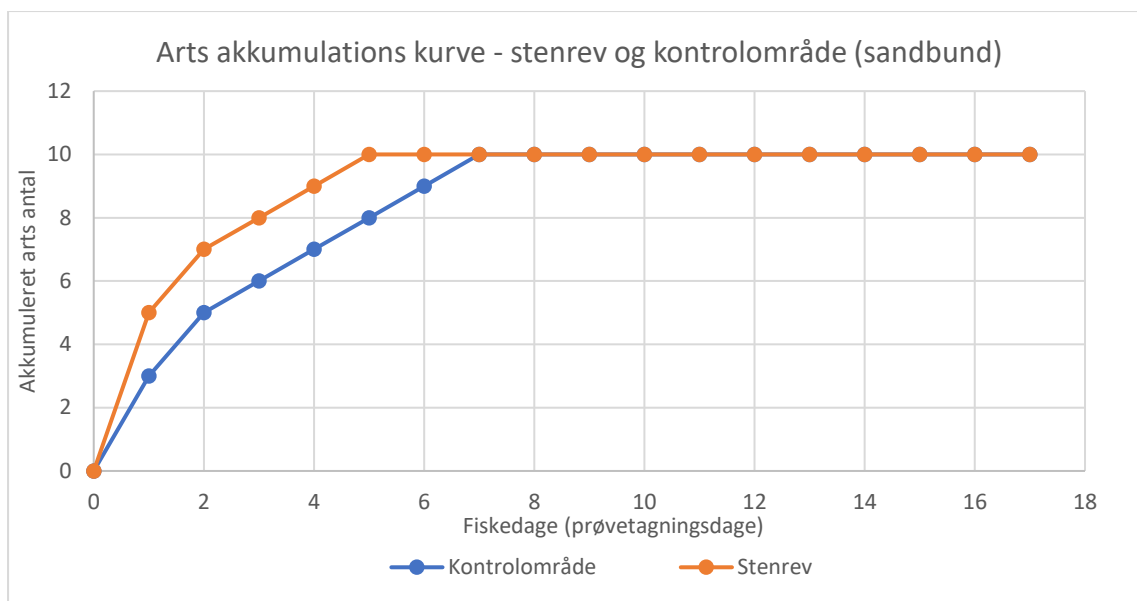
Tabel 9. Sammenligning af maveindholdsundersøgelserne fra stenrevet og kontrolområdet. Her vises andelen af individer der; havde maver uden fødeemner, krabber havde angrebet fisken og spist/fjernet maven, samt individer hvor der blev fundet *Crangon crangon*, *Carcinus maenas* eller *Nereidae* spp. I denne tabel indgår brisling ikke, og antallet er individer fra stenrevet er 46, og 14 fra kontrolområdet. Det blev valgt at fokusere på disse tre arter, da de var de almindeligste forekommende i maveindholdsanalyserne.

Område	Stenrev		Kontrolområde (sandbund)	
	Antal	(%)	Antal	(%)
Tomme maver	12	17.4	5	35.7
Mave spist af krabber	4	8.7	0	0
med <i>Crangon crangon</i>	17	37	4	28.6
med <i>Carcinus maenas</i>	14	30.4	0	0
med <i>Nereidae</i> spp.	7	15.2	2	14.3

Maveindholdet af de fangede brislinger er kun opgjort i antal copepoder (vandloppe) (se Figur 18) og antal *Balanus cypris* (ruer larver) (appendix 7). I Figur 18 ses det at fordelingen af brisling på baggrund af deres maveindhold ikke viser nogen tydelig forskel mellem brislingerne fanget på stenrevet og brislingerne fanget i kontrolområdet. Andelen af brislinger som indeholdt mellem 1-500 copepoder er 64.3% for stenrevet og 86.7% for kontrolområdet, mens andelen med >500 copepoder er 35.7% for stenrevet og 5% for kontrolområdet. Fordelingen af brislinger med tom mave er for kontrolområdet 8.3% og 0% for stenrevet.

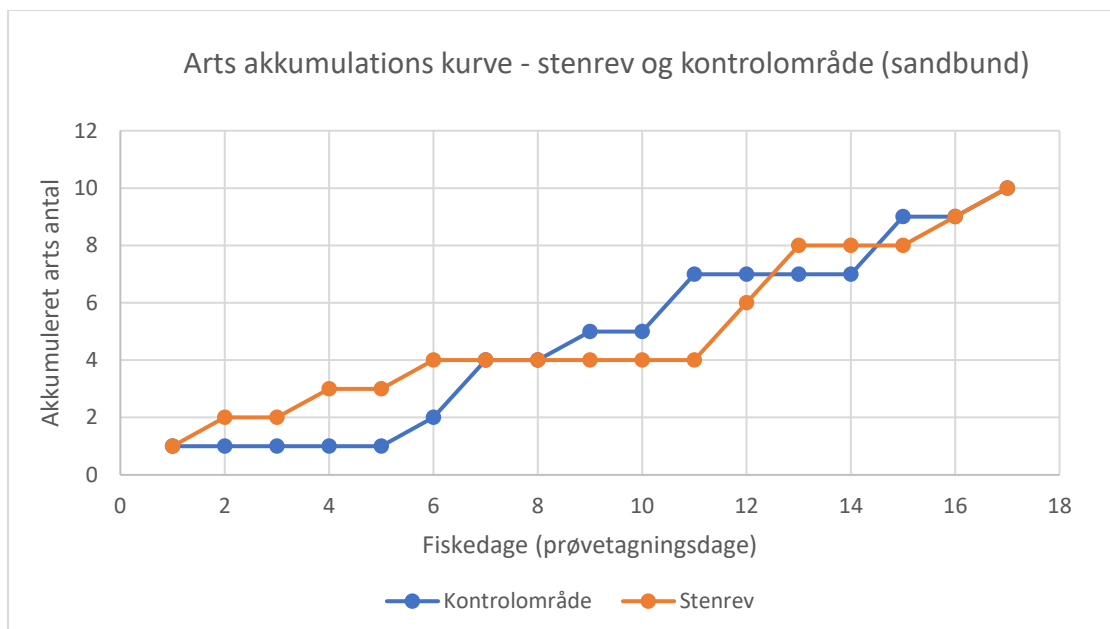
3.2.4 Effektivitet i prøvetagning - stenrev og kontrolområde (sandbund)

Antallet af fiskedage (prøvetagningsdage) der er teoretisk nødvendige, for at detektere en bestemt andel af det totale antal fangede arter er forskellige mellem de to områder (se Figur 19). Da der er blevet fisket med samme indsats (dage, redskaber) i begge områder, samt at der er fanget samme antal arter, gør det sammenligningen simpel. Denne sammenligning fungerer som et udtryk for, hvor meget der teoretisk skal fiskes (antal dage) i hver af de to områder med samme intensitet som i denne undersøgelse, for at man detekterer samme totale antal arter som fundet i denne undersøgelse. Efter 2.47 dages fiskeriindsats eller prøvetagning vil man kunne forvente at halvdelen af det totale antal arter vil være detekteret i kontrolområdet, mens dette teoretisk vil kræve 1.24 dage på stenrevet (se Figur 19). Videre vil man kunne forvente at have fanget alle arterne efter 8.65 dages fiskeri i kontrolområdet, mens man ville kunne forvente at opnå samme resultat efter 6.18 dages fiskeri på stenrevet. Begge akkumulationskurver viser mange prøvetagninger hvor der ikke detekteres nye arter, dette er udtryk for at øget fiskeriindsats med høj sandsynlighed ikke vil øge antal observeret arter. Figur 19 fungerer derfor som et udtryk for den idealiseret effektivitet af fiskeriet målt på akkumuleret antal arter.



Figur 19. Teoretisk maksimale effektivitet i prøvetagning vist som: fiskedage (prøvetagningsdage) mod akkumuleret antal detekteret arter, vist for fiskeriet på stenrevet og i kontrolområdet. Fangstdata er fra både rusefiskeri (9 fiskedage efterår) og garnfiskeri (12 fiskedag forår), dette er i figuren vist som totalt 17 fiskedage, dette skyldes at redskaberne i nogle tilfælde stod to dage før de blev tømt. Dette gør at hver fiskedag i figuren repræsenterer 1.235 reelle fiskedage.

På Figur 20 ses det reelle forhold mellem antal akkumuleret arter og fiskedage. Første del af fiskeriet der forgik med ruser, detekterede et meget begrænset antal arter i kontrolområdet, mens de to grafer ellers har et meget ens forløb. Begge grafer indikerer en stigende tendens i forholdet mellem antal fiskedage og akkumuleret arts antal, samt at antallet af arter med en vis sandsynlighed ville kunne forøges med en øget fiskeriindsats.



Figur 20. Reelle effektivitet i prøvetagning vist som: fiskedage (prøvetagningsdage) mod akkumuleret antal detekteret arter, vist for fiskeriet på stenrevet og i kontrolområdet. Fangstdata er fra både rusefiskeri (9 fiskedage efterår) og garnfiskeri (12 fiskedag forår), dette er i figuren vist som totalt 17 fiskedage, dette skyldes at redskaberne i nogle tilfælde stod to dage før de blev tømt. Dette gør at hver fiskedag i figuren repræsenterer 1.235 reelle fiskedage.

4 Diskussion

De væsentligste resultater fra de to delundersøgelser var følgende:

Voerså stenrev. Det blev fanget 30 gange flere torsk på stenrevet sammenlignet med kontrolområdet. I kontrolområdet dominerede brisling fangsten, mens andre arter optrådte meget sporadisk. Det vurderes at forskellene i fangsten af brisling mellem de to områder ikke kunne tilskrives stenrevet. Maveindholdsanalyserne indikerede at fiskene på stenrevet havde indtaget flere fødeemner, men også at sammenligninger af maveindhold mellem de to grupper af fisk var besværliggjort af at sammensætningen af arter var så relativ forskellig i de to områder.

Et bredt udsnit af arter blev detekteret i undersøgelsen og resultaterne indikerede at fiskeriindsatsen havde været passende i omfang og effektiv i at kortlægge fiskesamfundene, både på stenrevet og i kontrolområdet. Både diversiteten og biomassen af fisk var højeste på stenrevet. Det vurderes at forskellene i fiskesamfundene på de to lokationer skyldes anlæggelsen af stenrevet.

Metodesammenligning - fiskeri i et ålegræshabitat. Prøvetagningsmetoden oversigtsgarn var den mest effektive i kortlægningen af fiskesamfundet i ålegræsengen. Metoden snorkeltransekt var den mest effektive metode, mens metoden undervandskamera (BRUV) var utilstrækkelig og ikke anvendelig til kortlægningen. De invasive metoder var generelt udfordret af strandkrabbe prædation, der besværegjorde dataindsamling og ødelagde materiale, derfor blev det vurderet at disse metoder ikke egner sig til dataindsamling i områder, eller på årstider, hvor der findes mange strandkrabber. De ikke invasive metoder var ikke påvirket af strandkrabber og derfor kunne snorkeltransekt metoden være anvendelig som alternativ til oversigtsgarnet om sommeren. Praktiske erfaringer viste at oversigtsgarn metoden ville være svær at anvende i "citizen science" projekter, men at snorkeltransekter og læbefiskejner kunne have potentiale. Metodevalg vurderes dog primært at skulle bygge på deltagernes baggrundsviden og erfaring.

4.1 Voerså stenrev

4.1.1 Fiskefangster

Control-impact studiet af Voerså stenrev viste primært at forekomsten af juvenile torsk var markant højere på stenrevet sammenlignet med det sandbundede kontrolområde (se Tabel 5). Dette vurderes dog som et relativt trivielt resultat, og må forventes når et hårbundet habitat med høj kompleksitet sammenlignes med et sandbundet habitat med lav kompleksitet i danske farvande (Bjerre et al., 2021; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999; Støttrup et al., 2013). Ikke desto mindre er et stort populært ønske blandt involveret interessenter og lægfolk, at udlagte stenrev skal kunne tiltrække og ophjælpe de lokale torskebestande og dette underbygges også af flere forskere på området (Gotceitas & Brown, 1993; Kristensen et al., 2017; Schwartzbach et al., 2020; Stenberg & Kristensen, 2015; Wilms, 2021). Derfor kan man også konkludere at det er et opfyldt succeskriterie for udlæggelsen af stenrevet, at forekomsten af torsk er meget højere på stenrevet sammenlignet med det omkringliggende sandbundshabitat. Af torskene fanget på stenrevet var kun tre individer over 30 cm, og da disse blev fanget i efteråret (start oktober 2022) kan det ikke udelukkes at disse individer ville have været kønsmodne og deltaget i gydningen den kommende vinter (Hofmann et al., 2019; ICES, 2006), der blev dog ikke observeret veludviklede gonader i nogle af de tre større individer. Alle andre individer af torsk må vurderes at være juvenile, og altså ikke have deltaget i gydningen vinteren 2022-2023. Dette kan være udtryk for at stenrevet kun anvendes af juvenile torsk, men skyldes nok mere sandsynligt at bestanden af torsk i Kattegat generelt er meget lav, og er domineret af små individer (Cardinale & Svedäng, 2004; Hemmer-Hansen et al., 2020).

Den store overvægt af brisling i vægt og antal (se Figur 13, Figur 16), der blev fanget i kontrolområdet kan skyldes flere faktorer. Brislingerne fra begge områder varierede i længde (se Figur 17), og ingen af individerne havde veludviklede gonader. Dette kunne skyldes at mange individer ikke var kønsmodne endnu, i litteraturen findes eksempler på kønsmodenhed i det relative brede længdeinterval 10-13 cm (Hoffmann & Carl, 2019). Manglen på observationen af veludviklede gonader kunne dog også skyldes at gydningen allerede havde fundet sted på fangsttidspunktet, dette harmonerer med litteraturen hvor gydningstidspunktet i Nordsøen er marts-april (Hoffmann & Carl, 2019). På baggrund af denne betragtning af brisling individernes fysiologiske tilstand vurderes det, at brislingerne fanget i både kontrolområdet samt på stenrevet ikke befandt sig i det bredere geografiske område udfor Voerså grundet gydeadfærd. Videre er brisling en pelagisk gyder og gydningen er ikke tilknyttet bestemte bundsubstrater som det er tilfældet for silden (ICES, 2013). Den skæve fordeling mellem fangster af brisling kan skyldes øget fødetilgængelighed i et af områderne. En analyse af antallet af copepoder i brislingemaverne viste dog at der ikke var nogen tydelig tendens i forskellen på antal copepoder mellem områderne (se Figur 18). Man kunne derfor godt argumentere for, og det vurderes her, at overvægten af brislingefangster fra kontrolområdet er en stokastikhændelse og ikke skyldes nogen biologiske forskelle i forholdene mellem stenrevet og kontrolområdet, og betyder videre at stenrevet, med en vis sandsynlighed, ikke har haft indflydelse på forskellen i fangst. Da brislingen er en udbredt stimefisk (Hoffmann & Carl, 2019; ICES, 2013) vil den typisk fremtræde i større antal, og dette ses også på fangstdata fra denne undersøgelse, hvor brislingefangsterne er koncentreret omkring relativt få fiskedage i begge områder og på de dage den fanges, fanges der relativt mange individer. Denne adfærd alene kan få fangsterne af arten til at blive vurderet som seende tilfældige ud, særligt i mindre undersøgelser som denne. Forskellen kunne dog også skyldes at brisling i området undgår at svømme i vandsøjlen direkte over stenrevet, måske grundet deres naturlige pelagiske adfærd, eller grundet øget prædation fra torsk på stenrevet da brisling kan udgøre en stor andel af torsks føde i indre danske farvand (Bagge et al., 1994; ICES, 2006). Dette understøttes dog ikke af maveindholdsanalyserne, hvor der kun blev fundet et torskeindivid med en brisling i maven og enkelte andre med uidentificeret benfisk, der dog kunne have være brisling (se appendix 6).

Da datagrundlaget for denne rapport stammer fra et omfangsmæssigt relativt begrænset fiskeri, kan det være svært at diskutere tilstedeværelsen af de arter der kun optræder med enkelte individer i fangststatistikken (se Tabel 5). Savgylten er dog repræsenteret med flere individer og kun fundet på stenrevet, samt er både fanget i ruser og i garn. Denne fisk og andre læbefisk arter er meget almindelig at finde på danske stenrev (naturlige som kunstige) (Bjerre et al., 2021; Stenberg & Kristensen, 2015; Wilms, 2021), og det ville måske også være forventet at fangsten af disse fisk var væsentligt højere på stenrevet end fundet i denne undersøgelse, her skal det dog nævnes at læbefisks aktivitets niveau falder drastisk når vandet bliver koldere (Carl, et al., 2019a, 2019b, 2019c), og da undersøgelsen forgik i efterår og forår (vandtemperaturer ned til 3.4 grader) kan dette være en af årsagerne til de begrænset fangster af denne art. Der blevet fanget skrubber i begge områder og dette stemmer godt overens med skrubbens meget bredde udbredelse langs næsten alle Danmarks kyster, hvor den kan træffes på næsten alle typer bund (J. Støttrup et al., 2020). Kysttobis er kun fanget på kontrolområdets sandbund, hvilket muligvis kan forklares ved artens tætte tilknytning til sandbund (Peter et al., 2019). Alm. ulk er kun fanget på stenrevet hvilket også kan forklares ved artens tilknytning til bund med struktur, hvor den nemt kan kamuflere sig (Carl, 2019a).

Forskellen i fangster af nålefisk mellem de to områder, kan skyldes at nålefisk foretrækker stenrevshabitatet med makroalger (Carl, 2015; Carl & Møller, 2019a), og dette kan også være en del af forklaringen, men grundet fiskenes meget lille størrelse og elongeret form bliver de ikke tilbageholdt af oversigtsgarnet eller rusen, men fanges kun sammen med løsreven tang og ålegræs, derfor kan det være svært at konkludere noget ud fra forskellen i fangster af disse arter. Et lignende

forhold kunne også være forklaringen på hvorfor der blev fanget tre tangsnarre i kontrolområdet, da denne art også er tæt forbundet til vegetation, kan den have opholdt sig i løsreven vegetation på sandbunden, som også observeret flere gange ved snorkelundersøgelser (Carl, 2019b).

Den registrerede biomasse på stenrevet, var som kunne forventes markant højere (se Tabel 6), end var tilfældet i kontrolområdet. Det skyldes, som grundigt beskrevet i litteraturen, at det strukturelt mere komplekse stenrevshabitat generelt har en større stående biomasse af fisk end det strukturelt mere sandbundshabitat (Beisiegel et al., 2019; Kilfoyle et al., 2013; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999). Modsat blev der mod forventningen ikke fanget flest arter på stenrevet, og dette kan være svært at forklare, da litteraturen typisk finder at stenrev har en højere diversitet af fiskearter sammenlignet med sandbundshabitater (Dahl et al., 2003, 2005; Stenberg & Kristensen, 2015). Ud fra Shannons diversitets index er diversiteten dog væsentligt højere på stenrevet baseret på fangsterne (se Tabel 3), og dette harmonerer bedre med den generelle antagelse. Bray-Curtis dissimilarity analyser (se Tabel 4) viser at fangstsammensætningen fra de to områder er meget forskellige, hvilket man også ville forvente når to så forskellige habitater sammenlignes (Petersen et al., 2022; Wilms, 2021).

CPUE data'en (se Tabel 7) viser også tydelige forskelle på fiskeriet og fangsterne i de to områder. Den meget højere fangst pr. indsats på stenrevet er også et mønster der kendes fra erhvervsfiskeri (J. G. Støttrup, 1999), og skyldes højst sandsynligt også at der generelt er en stor stående biomasse på stenrev, som også er vist i flere danske undersøgelser (Dahl et al., 2008; Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999), eller at revet frekventeres af mange af områdets fisk. Mens læbefisk menes at være meget stationære i deres tilknytning til et bestemt stenrev, har undersøgelser vist at torsk kan variere meget i deres tilknytning og anvendelse af stenrev og vrag (Carl, et al., 2019c; Kristensen et al., 2017; Stenberg & Kristensen, 2015). Sammenligningen mellem CPUE for de to redskaber (se Tabel 8), brugt til fiskeri i undersøgelsen, viser at oversigtsgarnet er mest effektivt (vægt) i kontrolområdet, mens rusen er mest effektiv på stenrevet. Dette er modsat flere andre lignende undersøgelser (BioApp, 2012; Bjerre et al., 2021; Damgaard, 2020) der viser at oversigtsgarnet er det mest effektive redskab både med hensyn til CPUE i vægt og antal arter. En af grundene til dette kan være at rusefiskeriet foregår i efteråret, mens garnfiskeriet foregår i foråret hvor man typisk efter de tekniske anvisninger for forsøgsfiskeri (Strand, 2006) anvendes til at fiske med begge typer redskaber samtidigt. Denne temporale forskydning kan derfor have påvirket fangsterne, og derfor kan forskellen i CPUE skyldes årstid og ikke metode/redskab. Videre var ruserne tilsat madding og dette kan også have øget fangsterne.

Undersøgelsens generelle mål var at undersøge fiskesamfundet på stenrevet og sammenholde det med fiskesamfundet i kontrolområdet. For at kunne vurdere om dette mål er opnået skal fiskeriet have resulteret i detektion af en stor andel af de arter der var til stede, samt have fanget dem i de proportioner (arter og størrelser) hvorved de findes i de to områder. Om fangsterne repræsenterer sammensætningen af fiskearter i de naturligt forekommende størrelsesproportioner er svært at vurdere. Oversigtsgarnets opbygning gør at forskellige størrelser af fisk tilbageholdes i redskabet med forskellig effektivitet (Krog & Carl, 2009; Strand, 2006), den tynde tråddykkelse i garnet gør dog også at større fisk i nogle tilfælde ville kunne sprænge masker og derved ikke blive tilbageholdt (Strand, 2006). Ligeledes gør rusernes maskestørrelse at der er en nedre grænse for hvor små fisk kan tilbageholdes i redskabet. Man kan dog vurdere at fiskeriindsatsen både med hensyn til antal fiskedage og antal redskaber har resulteret i et effektivt fiskeri målt i antal af arter der er blevet detekteret (se Figur 19). Ved yderligere fiskeriindsats vil man naturligvis øge chancen for at detektere flere arter fra den lokale artspuile men ud fra denne akkumuleret fangst analyse (se Figur 19), vises det at et lavere antal fiskedage med samme redskabsmængde også ville kunne have fanget et bredt

udsnit af arterne tilstede på lokationerne. Det vil teoretisk kræve flere fiskedage at detektere alle arterne som blev fundet i undersøgelsen i kontrolområdet, dette vurderes at være tilfældet da fiskesamfundet i kontrolområdet var domineret af en enkelt art og næsten alle de andre arter kun blev observeret sporadisk. Videre forventes fiskebiomasse også at være mere koncentreret på stenrevet sammenlignet med kontrolområdet, og dette vil gøre detektion af arter nemmere. Dette argument understøttes også at det meget højere antal fisk og biomasse fanget på revet (se Tabel 2), der i sig selv øger chancen for at detektere en given art. Modsat kan Figur 20 indikere at fiskeriet ikke har ramt et plateau med hensyn til antal arter, men at kurven stadig er stigende og at et øget antal prøvetagninger med en vis sandsynlighed ville kunne resultere i flere arter. Det er svært at vurdere hvor stor den lokale artspøjlen er for de givne sæsoner, og videre vil alle fiskearter heller ikke blive tilbageholdt i de to redskabstyper. Det vurderes derfor at undersøgelsens omfang har været passende til at kortlægge fiskesamfundene i de to områder, men at en øget fiskeriindsats selvfølgelig altid vil øge sandsynligheden for detektion af flere arter.

4.1.2 Maveundersøgelser

En del af undersøgelsens formål var også at sammenholde fødeemneanalyser fra stenrevet med maveindholdsanalyser af fiskene fra begge områder, for derfor at kunne vurdere om fiskene potentielt kunne have fourageret på stenrevet, samt generelt at sammenholde maveindhold fra de to områder. Det lave antal arter og familier der blev genfundet fra sedimentprøverne i fiskemaverne (se appendix 6), kan hovedsageligt skyldes to forhold; at fiskene ikke har søgt føde på stenrevet eller at sediment- og stenprøverne ikke har indfanget de fødeemnerne der var til stede på revet, som fiskene spiste. Videre kan de forholdsvis lange perioder redskaberne har fisket i, gjort at individerne potentielt kan have været tilbageholdt i redskabet i længere perioder. Dermed kan fiskenes fordøjelsen i dette tidsrum have gjort at nogle letfordøjelige organismegrupper har været underrepræsenteret i maveindholdsundersøgelserne. Samtidigt kan fiskene have fuldt eller delvist fordøjet deres maveindhold under tilbageholdelsen og udskilt det som fækalier, og dette forhold vil også have påvirket maveindholdsanalyserne. Dette forhold gør at man typisk lader redskaber fiske i meget kortere perioder, når man ønsker at udføre maveindholdsundersøgelser (Stenberg & Kristensen, 2015; Strand, 2006). Dette var dog ikke praktisk muligt i denne undersøgelse, da det primære fokus var på at kortlægge fiskesamfundene. Videre kan sedimentprøver have underrepræsenteret visse grupper af fødeemner, særligt grundet prøvetagningsmetodens langsomme fremgangsmåde fanges de mobile hurtige arter ikke, og disse udgør en stor del af indholdet i fiskenes maver, her mangler især strandkrabbe og hestereje fra materialet (se appendix 6). For at tage hensyn til dette forhold var der oprindeligt planlagt faunaprøver fra større makroalger, som med stor sandsynlighed ville have indeholdt strandkrabber men også mange andre krebsdyr (Dahl et al., 2005), men da revet kun var få måneder gammelt på tidspunktet for undersøgelsens start, var der ikke vokset større makroalge individer frem. Kun små vækster af trådalger var til stede på revet, og disse var ikke mulige at prøvetage effektivt.

Analyserne viser at en større andel af fiskene fra kontrolområdet havde tomme maver, og dette kunne indikere øget fødetilgængelighed på stenrevet, som også vist i andre undersøgelser af danske stenrev (se Tabel 9) (Dahl et al., 2005, 2008; Stenberg & Kristensen, 2015). Fraværet af strandkrabber i fiskene fra kontrolområdet kan skyldes en lavere høj tæthed af krabber i kontrolområdet, som også indikeres af CPUE af krabber, samt andelen af fisk angrebet af krabber i redskaberne (se Tabel 7 og Tabel 9), men det meget lave antal torsk fanget i kontrolområdet må også vurderes at have påvirket dette tal betydeligt, da størstedelen af strandkrabber fundet i analysen blev fundet i torskemaver. Den meget ens fordeling af fiskene der havde hesterejer og *neris* børsteorme i maven fra de to områder kunne skyldes flere forhold, disse fødeemner er tæt knyttet til sandbundshabitatet (Oh & Hartnoll, 2004) og derfor kunne man forvente at de ville findes i større tætheder i kontrolområdet, men det er ikke

afspejlet i maveindholdsanalysen. Modsat vil det være meget rimeligt at antage at tætheden af hesterejer og børsteorme også er høj på stenrevet, grundet dens mosaik struktur med sandbund mellem stenene. Samtidig er det ikke muligt at vurdere om fiskene fanget på revet også har fourageret på revet eller i de omkring liggende områder, og derfor er det svært at konkludere noget videre om hvorvidt revet har været anvendt som en fødekilde, eller som et habitat fiskene har opholdt sig i efter fødesøgning eller en kombination. Andre undersøgelser (Blegvad, 1916; Pihl, 1982; Stål et al., 2007; Wennhage & Pihl, 2002) viser dog at flere danske fiskearter (torsk, ulk) primært finder deres føde i hårbundshabitater samt vegetation, og derfor kunne dette jo også indikere fødesøgning på dette stenrev, af disse arter.

4.1.3 Forsøgsdesign

Det valgte forsøgsdesign control-impact kan kun vurderes som værende effektivt til at undersøge effekten af naturgenopretning, hvis kontrolområdet repræsenterer det påvirkede område (stenrevs området), fra før udlæggelsen af sten. Dette kan være svært at vurdere præcist, specielt uden et indgående lokalkendskab. Derfor kan valget af kontrolområde, på baggrund af antagelsen om at det repræsenterede disse forhold, vise sig ikke at være rigtigt. Dette på trods for undersøgelser af områderne. Det vurderes dog at kontrolområdet repræsenterer det påvirkede område i en tilstrækkelig grad fra før påvirkningen. Dette argument bygges særligt på samtaler med lokale fiskere og snorkelundersøgelser af området. Disse antagelser kan dog selvfølgelig ikke verificeres da stenrevet allerede er anlagt ved undersøgelsens start, og derfor er der en sandsynlighed for at de ikke er valide, ikke mindst grundet den store naturlige spatiale og temporale variation der er i det marinemiljø. Dertil forgik feltundersøgelserne kun i en relativt begrænset tidsperiode og med relativ få gentagelser i hver forsøgsperiode. Derved fanges den store temporale variation ikke, som kan findes i forekomsten af fisk på bestemte lokationer, og det tilsammen gør at control-impact studier der kun strækker sig over kortere tid kun vil give et øjebliksbillede af det system der undersøges (De Palma et al., 2018; França et al., 2016; Stewart-Oaten et al., 1986). Derfor bør konklusioner om effekter af genopretningsprojekter ideelt set baseres på undersøgelser, der løber over flere år og både afdækker forholdene før en forstyrrelse og efter, som det er tilfældet med meget naturvidenskaben der beskæftiger sig med naturlige økosystemer. Dette var dog ikke muligt i denne undersøgelse, og i sådanne tilfælde kan kortere control-impact studiet være et videnskabeligt accepteret alternativ til BACI (*before, after, control, impact*) forsøgsdesignet.

4.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat

4.2.1 Metoder

Metoderne der blev sammenlignet i ålegræshabitatet gav meget forskellige resultater, her kan det vurderes at oversigtsgarn og snorkeltransekt metoderne gav de bedste resultater. Metoden undervandskamera med madding (BRUV) viste sig at være meget ineffektiv og ikke brugbar til at kvantificere hvilke fiskearter der fandtes i habitatet (se Tabel 1). Dette kan skyldes flere forhold, tætheden af fisk kan have været for lav, og at metoden i områder med dette biologiske forhold ikke er anvendelig. Dette kunne flere andre danske undersøgelser med undervandskameraer pege på (Petersen et al., 2022), i Vejle fjord resulterede 70 timers videooptagelser kun i observation af en enkelt fladfisk, mens man ved kameraundersøgelser af Livø stenrev i Limfjorden også kun så et meget begrænset antal fisk (Balleby & Fjeldsø, 2022). Andre danske undervandskameraer undersøgelser i områder med højere fiskedensiteter har dog fundet metoden effektiv (Dahl et al., 2023; Wilms, 2021), og generelt må man vurdere at denne ikke invasive metode er steget kraftigt i popularitet ved undersøgelsen af effekten af naturgenopretninger, og derfor er det også vigtigt at undersøge metodens begrænsninger. Denne undersøgelse foregik i vinterhalvåret, og derfor kan forekomsten af fisk og fiskeyngel kystnært godt have været reduceret sammenlignet med sommerhalvåret, det

vurderes dog stadig at undervandskamera metoden selv om sommeren ville have været ineffektiv, begrundet af det meget lave antal fisk set på optagelserne. Om sommeren vil metoden også være yderligere begrænset af lavere sigtbarhed (Hansen & Høgslund, 2021).

Årstiden for undersøgelsens udførsel vil med høj sandsynlighed have påvirket alle metoderne, da ålegræseenge er opvækst områder for mange danske fiskearter (European Union, 2016; Madsen et al., 2012; Petersen, 1908; Pihl et al., 2006; Stål et al., 2007), ville alle metoderne med stor sandsynlighed have været mere effektive i sommerperioden, og fiskeriet resulteret i flere fisk, arter og større samlet vægt. Valget af vinterperioden var dog bevidst, da det blev vurderet at de invasive metoder ville være meget udfordret af strandkrabber i sommerhalvåret. Derfor kan man argumentere for at begge de ikke invasive metoder ville have været mere effektive i sommerhalvåret sammenlignet med de invasive, med den formodede højere densitet af fisk og strandkrabber. Ud fra undersøgelsens resultater vurderes det derfor, at i sommerhalvåret vil oversigtsgarnet i områder med høje densiteter af strandkrabber været særdeles udfordret, og der vil snorkeltransekter kunne erstatte denne metode. I vinterhalvåret er snorkeltransekter kompliceret af kulden, både for prøvetageren rent praktisk, samt af en formodet lavere densitet af fisk i de lavvandede ålegræseenge.

Fiskeundersøgelserne med fisketejner er meget anvendt i den marine forskning (Catalán et al., 2014; Langlois et al., 2015; Miller & Hunte, 1987), også i danske farvand er metoden anvendt til indsamling af fisk hvis maveindhold skulle analyseres og til fangst af individer der skal mærkes (Kristensen et al., 2017; Mion et al., 2021; Stenberg & Kristensen, 2015). Dog er metoden kun i meget begrænset omfang anvendt til denne type undersøgelse i danske farvand, hvor formålet er at undersøge de generelle forekomster af fisk i et område. Traditionelt har redskabet ruse eller oversigtsgarn været anvendt til denne type undersøgelser, hvor rusen har mange af de samme karakterer med hensyn til tilbageholdelse af fisk, som læbefisketejnen (Strand, 2006). Læbefisketejne metoden er dog meget nemmere at anvende praktisk, modsat fiskeri med ruser der er mere teknisk (Strand, 2006). I denne undersøgelse kunne metodens lave effektivitet dog ikke sammenlignes med resultater fra andre fiskeundersøgelser med ruser (Bjerre et al., 2021; Dahl et al., 2008; Krog & Carl, 2009).

Læbefisketejne metoden kunne sammenlignes med oversigtsgarnet i effektivt ved fangst af antal juvenile torsk (se Tabel 1), og havde to unikke arter (se Tabel 2), ellers må metoden vurderes at være utilstrækkelig til at kortlægge hvilke fiskearter forekom i ålegræshabitatet. Sammenligningen af juvenile torsk fanget ved de to metoder (se Figur 11) viser også at oversigtsgarnet fanger torsk i et bredere længdeinterval, mens læbefisketejnen kun fanger torskeindivider i en meget afgrænset størrelse. Dette må vurderes at skyldes størrelsen på læbefisketejnen indgangs kalv, der besværliggør større individers indgang til redskabet. Dette gør også metoden mindre anvendelige, da man typisk har som mål at fange et bredt udsnit af alle størrelsesgrupper i en undersøgelse som denne (Fehmi & Mercado-Silva, 2011; Portt et al., 2006; Strand, 2006).

Yderligere resultere læbefisketejnefiskeriet kun i fangst af bentiske arter, mens der med oversigtsgarnet og snorkeltransekt blev observeret både pelagiske- og bundlevende arter. Dette mønster observeres oftest også i undersøgelser med yngelruser og oversigtsgarn (Bjerre et al., 2021; Krog & Carl, 2009). Derfor kan det også være en fordel at anvende begge redskaber, som anvist ved (Strand, 2006) for målrettet at kunne fiske efter to forskellige grupper af fisk, og dermed øge sandsynligheden for at nøjagtigt kortlægge fiskesamfundet på en given lokation eller habitat.

Læbefisketejne fiskeriet resulterede dog i fangst af ålekvabber, som det eneste redskab, og dette kan være et interessant resultat, da denne art indgår i den marine overvågning, hvor den bruges som lokalmiljøindikatorer, da arten er en stand fisk som let påvirkes af miljøfremmede stoffer

(Miljøstyrelsen, 2022). Denne art fanges dog også effektivt med ruser (Bjerre et al., 2021; Miljøstyrelsen, 2022).

Som nævnt var de to metoder der gav de bedste resultater, oversigtsgarn og snorkeltransekt. Af disse to metoder detekterede oversigtsgarnet flest fiskearter, antal fisk og den højeste samlet vægt (se Tabel 2), mens snorkeltransekt metoden kun detekterede arter der fandtes i artspuljen for oversigtsgarn metoden. Derfor må det konkluderes at de to metoder er sammenlignelige i detektion af fiskearter og sammensætningen af disse (se Figur 7 og Figur 8), dette bekræftes også af Bray-Curtis analysen (se Tabel 4). Snorkeltransekts metodens var dog på alle parametre er mindre effektiv end oversigtsgarnet, og videre understøttes dette af Shannon diversitetsanalysen (se Tabel 3), hvor oversigtsgarnet finder en markant højere diversitet i ålegræsengen. Tilføjet til dette viser CPUE analysen (se Figur 12) også at snorkeltransekt metoden fanger væsentligt færre arter per prøvetagningsgang, sammenlignet med oversigtsgarnet.

Vægtfordelingen mellem arterne for oversigtsgarnet (se appendix 1) viser at havørred har en stor andel af den samlede vægt, og dette skyldes særligt et enkelt større individ. Det pointerer, hvor meget få individer kan påvirke det samlede resultat i en undersøgelse som denne, hvor der er indsamlet så relativt et lavt antal fisk.

Det kan diskuteres hvorvidt CPUE-sammenligningen af metoderne er baseret på den mest relevante temporale skala, og hvorvidt antal redskaber per metode var passende til en generel sammenligning. Hvis antallet af udførte snorkeltransekter havde været fordoblet, ville sandsynligheden for, at metodens resultater var blevet ensartet med resultaterne fra oversigtsgarns metoden, givetvis stige. Derfor er det altid i sådanne metodesammenligninger (Fehmi & Mercado-Silva, 2011; Lapointe et al., 2006; Portt et al., 2006) som her svært at vurdere hvor mange redskaber eller hvor meget tid skal allokere per metode. Prøvetagningen var her planlagt efter hvad der var økonomisk muligt, samt hvad der praktisk var meningsfuldt. Snorkeltransekt metoden, hvis udført om natten som her, er også udfordret af døgnets rytme, hvor hvis man ønsker flere transekter udført per aften/nat, kræver det meget arbejdstid i nattetimerne. I vinterhalvåret specielt er meget tid forbundet med påklædning og afklædning af udstyr, og dette ville gøre to temporale afskilte snorkeltransekter per nat, meget tidskrævende. Derfor ville det være nemmere at øge den temporale længde af en enkelt transekt for derved at øge indsatsen, dette var dog kompliceret i denne undersøgelse, af at næsten hele området var undersøgt ved den valgt transekt længde, og derfor ville forøgelse i tid, sandsynligvis ikke have øget effektiviteten betragteligt.

Da undersøgelser som denne ønsker at afdække hvilke arter der findes i habitater, men også i hvilke størrelsesklasser de findes i, er en analyse af længdefordelingen af fangsten fra metoderne også meget relevant (se figur 9). Analysen viser at oversigtsgarnet fanger fisk fra et bredere længdespektrum sammenlignet med alle andre metoder. Dette skyldes oversigtsgarnets opbygning med mange forskellige maskestørrelser, der muliggør tilbageholdelse af mange forskellige størrelser af fisk. I denne analyse fremhæves også en af snorkeltransektets svage sider, da størrelsen på individer detekteret ved denne metode kun er noteret til nærmeste 5 cm, og dette gør længdedata usammenlignelig med de to invasive metoder.

Undersøgelserne foregik i en ålegræseng der var naturligforekommende og veletableret, men resultaterne vurderes stadig at kunne bruges til at bedømme metodernes effektivitet i kunstigt etableret ålegræsenge. Dette skyldes at de fysiske og biologiske forhold i udplantede ålegræsenge og naturligt forekommende enge er meget ens efter få år (Steinfurth et al., 2022). Derfor kan denne undersøgelse også bidrage til den voksende viden om monitoringen af genoprettede ålegræshabitater.

4.2.2 Citizens science og praktiske erfaringer

Ud fra et lægmandsperspektiv er samlet de erfaringer jeg personligt har draget af denne undersøgelse, og her vurderes det at de forskellige metoder har vidt forskellige udfordringer, der gør dem mere eller mindre anvendelige i en større "citizen science" monitoring.

De ikke invasive metoder stiller særligt store krav til prøvetagerens artskenndskab, og dette er særligt svært ved artskenndskab på videooptagelser. Dette vurderes at være væsentligt nemmere ved snorkeltransekter, men her findes også udfordringer med tætbeslægtede arter. Generelt for alle metoderne er artsbestemmelsen også besværliggjort af mange mindre populært kendte arter som: nålefisk, læbefisk og kutlinger (Bjerre et al., 2021; Petersen et al., 2022), der ikke kan kendes af lægmænd imod sætning til eksempelvis de mest almindelige fladfiskearter og torskefisk (Støttrup et al., 2020). Den baggrundsviden som deltagerne har betyder selvfølgelig også meget for metode valg, og hvis man antager at deltagere er lyst- eller fritidsfiskere, kan man forvente et godt artskenndskab til fisk (DTU, 2023; Støttrup et al., 2020). Man kan også nedjustere forventningen til artsgenkendelse og undersøge mere overordnet, her vil man miste detaljegrad og måske signifikante forskelle mellem områder, men dette kan være den eneste mulig vej for mange deltagere.

Undervandskamerametoden har flere tekniske processer der kræver relativt godt kendskab til computere. Videre kan metoden ikke bruges i områder med meget lav sigtbarhed (<1.5 m), og dette vil højst sandsynligt begrænse brugen af denne metode i mange af de danske fjorde meget af året (Hansen & Høgslund, 2021), metoden er dog brugt til undersøgelse af mindre fiskearter i ålegræsenge i Roskilde Fjord, i sommerhalvåret (nålefisk, hundestejler, læbefisk) (Dahl et al., 2023). Her var fokus dog på formidling, og detektion af mindre fisk lige foran kameraet (<1 m), og derfor har sigtbarhed ikke påvirket undersøgelserne på samme måde.

Snorkeltransekt metoden kan anvendes på mange måder, men som brugt i denne undersøgelse om natten og i vinterhalvåret kræver det man har et kendskab til snorkling om vinteren, særligt hvis man ønsker at udføre undersøgelserne alene. Dette skyldes at metoden kan være farlig for utrænede brugere. Da vandet om vinteren kan forventes at være meget koldt (ved disse undersøgelser ned til 3 grader), er det vigtigt man har styr på sit udstyr og er godt tilpas i det. Videre kan det klart anbefales at man den første gang, medtager en medhjælper i båden, og at man i den forbindelse øver at komme ind og ud af båden og betjene eventuel motor med fuldt udstyr på uden hjælp, både før og efter man har været i vandet. Dette kan anbefales da man kan opleve at miste kræfter efter at have været i vandet, og blive lettere desorienteret.

De invasive metoders største udfordring er forekomsten af strandkrabber, da disse kan umuliggøre arbejdet med disse redskaber samt ødelægge oversigtsgarnet. Derfor skal disse metoder ikke anvendes på årstider eller i områder med større antal af disse. Mens oversigtsgarnet må vurderes at kræve erfaring for at kunne anvendes effektivt, så kan læbefisketejnen anvendes af mennesker der aldrig har set redskabet før.

4.3 Perspektivering

4.3.1 Voerså stenrev

Baseret på en undersøgelse som denne er det ikke muligt at vurdere hvilke biologiske og fysiologiske forhold der gør sig glædende i forholdet mellem øgede mængder af torsk og anlæggelser eller restaureringer af stenrev. Dette må vurderes at være et generelt problem i forskning indenfor stenrevsetablering, også i danske farvand. Specielt øgede mængder af torsk men også forøgelse af andre kommercielt vigtige arter, der er associeret med hårbundshabitater, er fundet ved flere

forskellige danske stenrevsprojekter, også ved flere forskellige forsøgsdesign (before-after, control-impact og before-after-control-impact), samt med forskellige fiskemetoder (traditionelle invasive, samt ikke invasive) (Bjerre et al., 2021; Petersen et al., 2022; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021). Det kan derfor i en dansk kontekst vurderes som meget sikkert at anlæggelsen af stenrev øger mængden af torsk lokalt i området hvor revet er anlagt, ikke mindst kombineret med den store mængde forskning der findes om torskens association med hårbundshabitater i flere livsstadier (Cote et al., 2004; Gotceitas et al., 1995, 1997; Gotceitas & Brown, 1993; Tupper & Boutilier, 1995). Om denne øgning i antal og biomasse skyldes en attraktion, eller en lokal øget produktion er et omdiskuteret emne, som også er gennemgået i denne rapport (se 1.2.2 *Attraktion versus produktion*). I denne undersøgelse af Voerså stenrev, som i andre danske undersøgelser (Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021), har undersøgelserne vist at mængden af torsk er steget kraftigt få måneder efter anlæggelsen af stenrevene og derfor må det jo klart vurderes som et resultat af attraktion og ikke produktion. Det kendes også fra det tidligere torskefiskeriet i Kattegat, hvor selv ganske små stenrev og vrak kunne tiltrække store mængder af torsk på bestemte årstider (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup, 1999). Både danske og internationale undersøgelser har dog vist at torsk konservere energi, søger føde og er udsat for et lavere prædationstryk på hårbundshabitater med vegetation, så som stenrev, sammenlignet med struktureløse habitater (Gotceitas & Brown, 1993; Schwartzbach et al., 2020; Stål et al., 2007; Stenberg & Kristensen, 2015; Tupper & Boutilier, 1995; Wennhage & Pihl, 2002). Derfor kan det også vurderes at stenrev potentielt vil kunne øge produktionen af torsk lokalt, men dette er endnu ikke grundigt bevidst. Derfor mangler der stadig studier fra de danske stenrev, der har som hovedformål at undersøge om stenrev øger produktionen af torsk, før at attraktion som den dominerende mekanisme, der kan forklare torskens tilstedeværelse på stenrevene, kan modbevises. Videre har der fra politiskhold og forskningsinstitutternes side været udtrykt en hypotese om at udlagte stenrev vil kunne øge lokale bestande af torsk, og dermed være med at vende den negative udvikling torskebestandene har været udsat for, i de indre danske farvande (Cardinale & Svedäng, 2004; Dinesen et al., 2019; Mariani et al., 2020; Støttrup et al., 2020).

På denne måde kan man opdele studier af torskens anvendelse af udlagte stenrev i tre generationer:

- 1. *generations studier* - Er der et øget antal og biomasse af torsk på lokationer, hvor der er blevet anlagt stenrev?
- 2. *generations studier* - Har torsken en øget vækst og overlevelseshastighed på stenrev, sammenlignet andre habitater, og hvis det er tilfældet hvilke biologiske og fysiologiske mekanismer kan forklare dette?
- 3. *generations studier* - Kan stenrev øge de lokale bestande af torsk, ikke ved attraktion, men ved øget produktion?

Her befinder forskningen sig i dag ved afslutningen af 1. generations studier, og på vej ind i 2. generations studier. For at kunne bevise at etableringen af stenrev ville kunne bidrage til det endelige mål, at øge lokale bestande af torsk, vil det kræve mange flere nye studier. 1. generations studierne har primært bestået af simple detektion af torskens tilstedeværelse, ligesom denne undersøgelse også har haft som formål (Bjerre et al., 2021; Støttrup et al., 2014; Wilms, 2021). 2. generations studierne vil kunne bestå i at undersøge torskens adfærd på revene ved mærkningsforsøgs (Kristensen et al., 2017; Schwartzbach et al., 2020; Stenberg & Kristensen, 2015), samt større analyser af fødetilgængelighed, og hvordan torskene udnytter denne (Stenberg & Kristensen, 2015; Støttrup et al., 2014). 3. generations studier vil kunne bestå i at undersøge lokale kommercielle og rekreative torskfangster i områder med udlagte stenrev og isolere effekten af revene fra andre variabler.

Marin naturgenopretning af stenrev i danske farvande må dog vurderes, uanset hvor omfattende projekterne bliver, ikke alene at kunne vende den negative udvikling af torskebestandene i de indre

danske farvande eller i den kontekst den generelle negative udvikling af næsten alle kystnære fiskebestande i Danmark. I det store billede af denne problematik, er mange andre faktorer af meget større betydning (Bryhn et al., 2022; Cardinale & Svedäng, 2004; Hemmer-Hansen et al., 2020; Jepsen et al., 2010; Korpinen et al., 2012; Mariani et al., 2020) og etablering af stenrev kan kun ses som et supplement til andre vigtigere naturforvaltningstiltag, som nedbringelsen i udledningen af næringsstoffer og et bæredygtigt fiskeri.

4.3.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat

Som naturgenopretninger i det marine miljø bliver stadig mere almindelig, og projekterne større og større i Danmark og internationalt, er det nødvendigt med robuste og standardiseret metoder der kan kvantificere effekten af disse projekter. Hvis man anvender meget sammenlignelige metoder og forsøgsdesign, er det muligt at sammenligne og vurdere studier og effekten af projekter, på en effektive og simpel måde. Det er derfor essentielt at de rigtige metoder til undersøgelser og overvågning af effekten af marine naturgenopretninger vælges som standard inden for forskningsfeltet. Her må det diskuteres om det øgede fokus på de ikke invasive metoder, særligt undervandskameraer (Balleby & Fjeldsø, 2022; Petersen et al., 2022; Wilms, 2021), er den rigtige nye standardiseret metode der skal arbejdes videre med, eller om de mere traditionelle invasive metoder stadig er valide og værd at fastholde.

Inden for et forskningsfelt vil man altid arbejde for at finde nye, bedre og nemmere metoder, der kan bruges til at indsamle den data man ønsker og på denne måde bevæger forskningsfeltet sig også fremad og udvikles. Ny teknologi kan have en tiltrækkende kraft, og der er en stor prestiges forbundet med anvendelse af nye metoder. Nye som gamle metoder fungerer dog ofte ikke ens i forskellige miljøer og dele af verden, og derfor kan undervandskamera metoden være meget effektiv i nogle dele af verden (Harvey et al., 2010; Lowry et al., 2012; Mallet & Pelletier, 2014), mens den måske ikke er gyldig på samme måde i danske farvand. Derfor skal dette undersøges grundigt, og man kan argumentere for at større stenrevs- og ålegræsprojekter ikke er de mest egnede testprojekter for denne nye metode, set i lyset af hvad der er på spil. Risikoen kan være at den marine naturgenopretning får et tilbageslag, på baggrund af misvisende resultater forsat af ikke veldokumenteret metoder.

Den minimale påvirkning de ikke invasive metoder har på det system de undersøger, giver i sig selv metoderne hjemmel og deres ikke destruktive natur passer ind i tidens ånd og moral om bevarelse og observation. Det videnskabelige argument fra et bevarelsessynspunkt, for ikke at udtage individer fra et system, så som en ålegræseng eller et stenrev i danske farvande, må dog vurderes ikke at være til stede. Fordi selvom disse habitater, og deres associerede fauna og flora, er gået meget tilbage de senere år (Krause-Jensen & Rasmussen, 2009; Madsen et al., 2012; Støttrup, 1999), er de ikke i fare for at forsvinde og ingen af arterne er truet af udryddelse (*Den Danske Rødliste*, 2023). Derfor kan det vurderes som et påtaget hensyn.

5 Konklusion

5.1 Voerså stenrev

Det kan konkluderes at det mindre nyanlagte stenrev udfor Voerså, med alt sandsynlighed, har resulteret i en kraftigt forøget tilstedeværelse af juvenile torsk i det meget lokale område på og omkring selve stenrevet. Dette kan konkluderes at være gældende for, som minimum, årstiderne efterår og forår. Det kan ikke konkluderes ud fra denne undersøgelse, om denne stigning skyldes øget fødetilgængelighed på stenrevet, sammenlignet med det omkringliggende sandbundshabitat, men

flere af resultaterne indikere at der er en øget tilgængelighed af strandkrabber på stenrevet, og disse var den næstmest hyppige art fundet i maveindholdsanalyserne af de juvenile torsk i undersøgelsen. Samtidig var der en tendens til at individerne på stenrevet havde flere fødeemner i maven, samt andelen med tomme maver var mindre. Det er ikke muligt at konkludere endeligt, om det vurderes, at den øget mængde brisling fanget i kontrolområdet kan skyldes tilfældighed. Det kan afslutningsvis konkluderes at undersøgelsens omfang med stor sandsynlighed var tilstrækkelig, til at kunne detektere et bredt udsnit af fiskearterne der befandt sig i de to undersøgte områder.

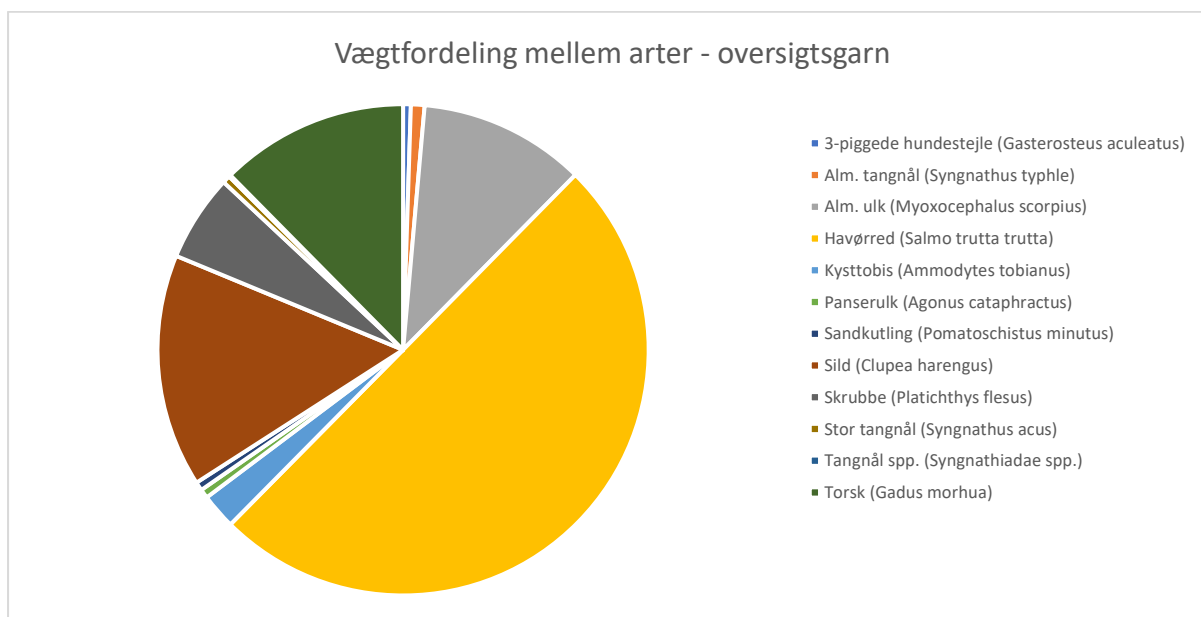
5.2 Metodesammenligning - fiskeri i ålegræshabitat

Det kan konkluderes på baggrund af undersøgelsens resultater, at oversigtsgarn metoden var klart mest effektiv til at kortlægge fiskesamfundet i ålegræshabitatet ud for Hou, efterfulgt af snorkeltransekt metoden. Det kan ikke konkluderes at en forøgelse af indsatsen med snorkeltransekt metoden, ville have ført til at de to metoder kunne have frembragt mere sammenlignelige resultater, men data kunne indikere dette. Grundet snorkeltransekt metodens ikke invasive karakter, vurderes det at metoden ville være et godt alternativ til oversigtsgarns metoden i områder der har høje densiteter af strandkrabber, særligt om sommeren. Konklusionen på undervandskamera metoden (BRUV), var at metoden på ingen måde var tilstrækkeligt til at kortlægge fiskesamfundet i ålegræshabitatet på denne lokation, og at dette kan formodes at være generelt gældende for områder med lave densiteter af fisk.

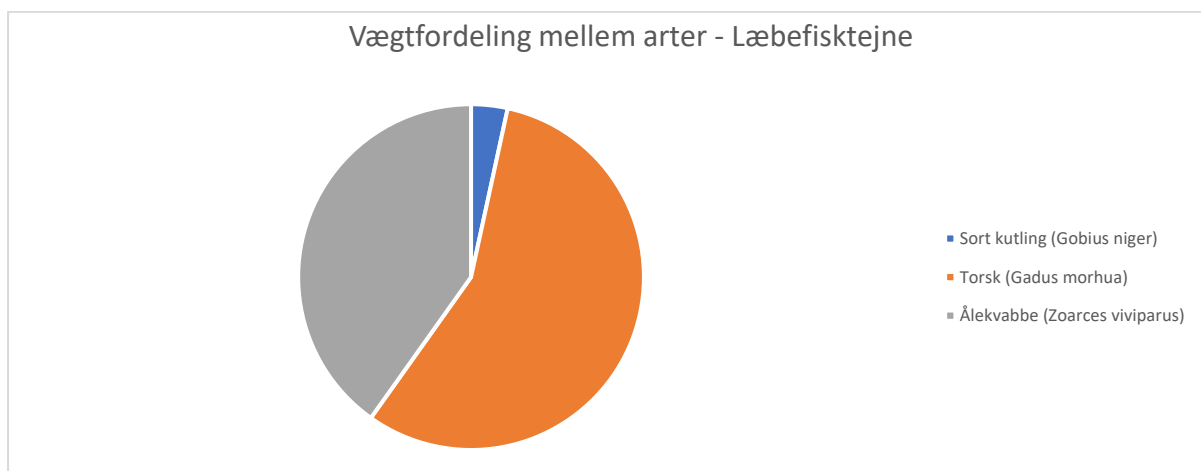
I et "citizen science" perspektiv vurderes det at metoderne har forskellige anvendelse, i henhold til den baggrundsviden deltagerne har. Af de invasive metoder vurderes oversigtsgarn til at være en praktisk svær metode, mens læbefisketejne metoden er meget brugervenlig. Hvis deltagerne har kendskab til snorkeldykning og godt arts-kendskab vurderes snorkeltransekt metoden til at kunne være effektiv.

Til sidst vurderes det at resultaterne fra denne metodesammenligning, både ville kunne bruges til at bedømme effektiviteten af metoderne i naturligt forekommende ålegræshabitater, samt kunstigt udplantede.

Appendix

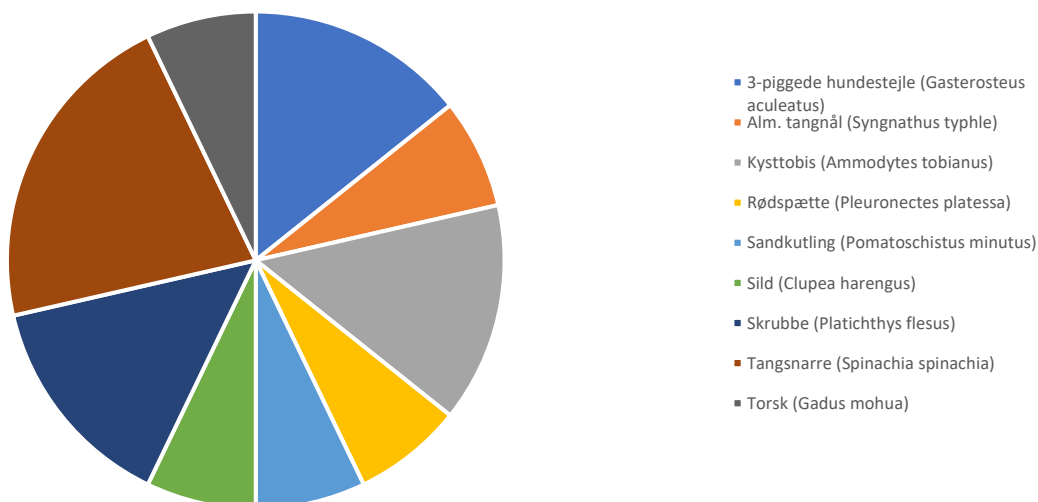


Appendix 1. Vægtfordelingen mellem arter fangede med redskabet oversigtsgarn, vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. Arterne er vist i alfabetisk rækkefølge.



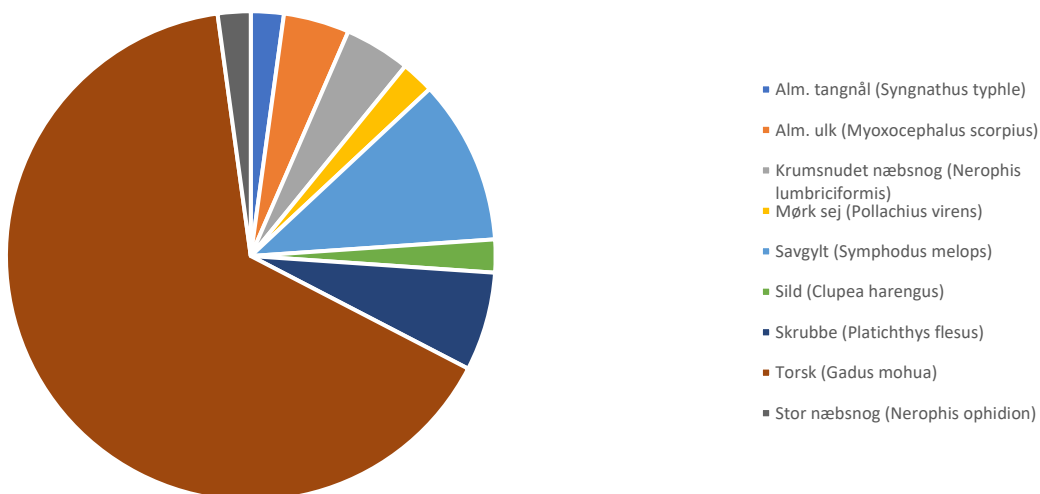
Appendix 2. Vægtfordelingen mellem arter fangede med redskabet læbefiskejæne, vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. Arterne er vist i alfabetisk rækkefølge.

Fordeling af fangede arter - kontrolområde (uden brisling)



Appendix 3. Fordelingen af arter fangede i kontrolområdet (sandbund), vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. I denne figur er brisling ikke medtaget.

Fordeling af fangede arter - stenrev (uden brisling)



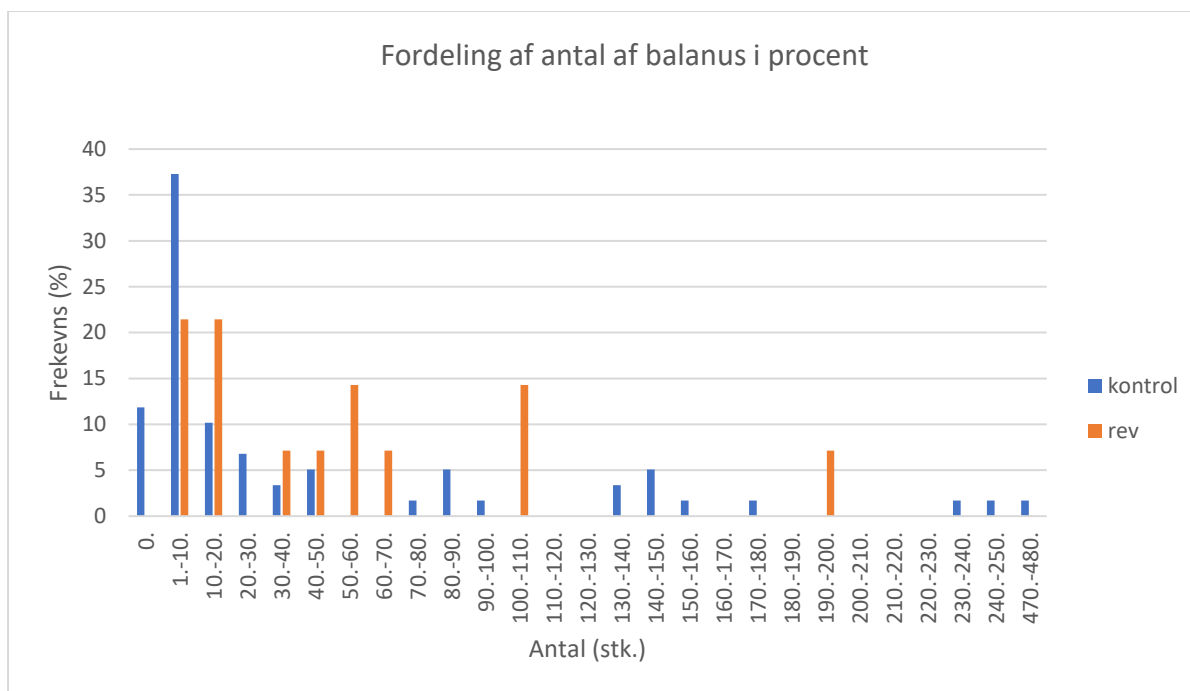
Appendix 4. Fordelingen af arter fangede på stenrevet, vist i et cirkeldiagram i procentvisfordeling. Arter er opgivet med deres danske navn, efterfulgt af deres latinske. I denne figur er brisling ikke medtaget.

Appendix 5. Her ses indholdet af prøverne taget på stenrevet, i antal af hver art eller laveste mulige taksonomiske niveau.

Sedimentprøver	Stenprøve (rev - blandet)	Sedimentprøve (rev - nord)	Sedimentprøve (rev - midt)	Sedimentprøve (rev - syd)
Arter	Antal	Antal	Antal	Antal
<i>Akera bullata</i> (kuglesnegl)		2		2
<i>Amphipoda</i> spp. (tangloppe)	1			1
<i>Asterias rubens</i> (alm. søstjerne)	6			
<i>Cerastoderma edule</i> (alm. hjertemusling)		1		
<i>Cumacea</i> spp. (kommakrebs)				1
<i>Dendrocoelidae</i> spp. (fimreorm spp.)				1
<i>Diastylis rathkei</i> (stor kommakrebs)				1
<i>Ensis siliqua</i> (barberknivmusling)		3		
<i>Hediste diversicolor</i> (alm. nereis)			1	
<i>Hinia reticulata</i> (dværgkonk)	5			1
<i>Lagis koreni</i> (lige kambørsteorm)				33
<i>Macropodia rostrata</i> (stankelbenskrabbe)	2			
<i>Mya arenaria</i> (alm. sandmusling)		7	12	49
<i>Nematoda</i> spp. (rundorm spp.)			1	
<i>Nepthys hombergi</i> (børsteorm)		1		
<i>Nepthys</i> spp. (børsteorm spp.)			1	3
<i>Oenopota turricola</i> (skarpkølet pilsnegl)		1		
<i>Patella vulgata</i> (albueskæl)	2			

Appendix 6. Maveindhold på alle individer fanget ved undersøgelserne, undtagt brislinger samt fisk uden fødeemner i fordøjelsessystemet. **Grønne** felter repræsenterer arter som er fundet i sediment- og stenprøverne, samt i maveindholdet på individet. **Gule** felter repræsenterer familier som er fundet i sediment- og stenprøverne, samt i maveindholdet på individet.

[illegible]



Appendix 7. Her er vist en inddeling af brisling (alle individer; 14 stenrevet, 60 kontrolområdet) fra de to områder, på baggrund af antal balanus larver i fordøjelsessystemet, i intervaller af 100 stk. samt kategorien 0. som repræsenterer at individet ikke har haft nogle larver i sit fordøjelsessystem. Fordelingen er vist i procentvisfordeling for hvert område.

Referencer

- Abelson, A., Halpern, B. S., Reed, D. C., Orth, R. J., Kendrick, G. A., Beck, M. W., Belmaker, J., Krause, G., Edgar, G. J., Airolidi, L., Brokovich, E., France, R., Shashar, N., De Blaeij, A., Stambler, N., Salameh, P., Shechter, M., & Nelson, P. A. (2016). Upgrading Marine Ecosystem Restoration Using Ecological-Social Concepts. *BioScience*, 66(2), 156–163.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biv171>
- Agersnap, S., Sigsgaard, E. E., Jensen, M. R., Avila, M. D. P., Carl, H., Møller, P. R., Krøs, S. L., Knudsen, S. W., Wisz, M. S., & Thomsen, P. F. (2022). A National Scale “BioBlitz” Using Citizen Science and eDNA Metabarcoding for Monitoring Coastal Marine Fish. *Frontiers in Marine Science*, 9.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.824100>
- Allgeier, J. E., Yeager, L. A., & Layman, C. A. (2013). Consumers regulate nutrient limitation regimes and primary production in seagrass ecosystems. *Ecology*, 94(2), 521–529. www.fishbase.org
- Anton Stæhr, P., Markager, S., Høgslund, S., Würdler Hansen, J., Tonetta, D., Upadhyay, S., & Nielsen, M. M. (2020). *STENREV SOM MULIGT KVÆLSTOFVIRKEMIDDEL - Vækstbetingelser for bentiske alger og deres betydning for ilt- og næringsstoffdynamikken i Limfjorden*.
- Appelberg, M., Berger, H.-M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kttrkilahti, M., Raitaniemi, J., & Rask, M. (1995). DEVELOPMENT AND INTERCALIBRATION OF METHODS IN NORDIC FRESHWATER FISH MONITORING. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 401–406.
- Bagge, O., Thurow, F., Steffensen, E., & Bay, J. (1994). The Baltic cod. *Dana*, 10, 1–28.
- Balleby, K., & Fjeldsø, M. (2022). *Projekt Sund Vejle Fjord*. Sund Vejle Fjord. Center for Marine Natur Genopretning.

- Bannister, R. C. A., & Addison, J. T. (1998). Enhancing Lobster Stocks: A Review of Recent European Methods, Results, and Future Prospects. *BULLETIN OF MARINE SCIENCE*, 62(2), 369–387. <https://www.researchgate.net/publication/233528575>
- Bannister, R. C. A., Addison, J. T., & Lovewell, S. R. J. (1994). *Growth, Movement, Recapture Rate and Survival of Hatchery-Reared Lobsters (Homarus gammarus (Linnaeus, 1758)) Released into the Wild on the English East Coast* (Vol. 67, Issue 2).
- Beisiegel, K., Tauber, F., Gogina, M., Zettler, M. L., & Darr, A. (2019). The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2), 321–328. <https://doi.org/10.1002/aqc.2994>
- Bell, J. D., Craik, G. J. S., Pollard, D. A., & Russell, B. C. (1985). Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. In *Coral Reefs* (Vol. 4).
- Beukers, J. S., & Jones, G. P. (1998). Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia*, 114(1), 50–59. <https://doi.org/10.1007/s004420050419>
- BioApp. (2012). *Fiskeundersøgelse ved Hanstholm Havn - VVM*.
- Bjerre, L. S., Kristensen, L., & Schriver, A. (2021). *Fiske- og vegetationsmonitoring 2016-2020*.
- Blanco Gonzalez, E., & de Boer, F. (2017). The development of the Norwegian wrasse fishery and the use of wrasses as cleaner fish in the salmon aquaculture industry. In *Fisheries Science* (Vol. 83, Issue 5, pp. 661–670). Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/s12562-017-1110-4>
- Blandon, A., & Zu Ermgassen, P. S. E. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.009>
- Blegvad, H. (1916). *Om fiskenes føde i de danske farvande inden for Skagen -Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station*.
- Bohnsack, J. A., Harper, D. E., McClellan, D. B., & Hulsbeck, M. (1994). EFFECTS OF REEF SIZE ON COLONIZATION AND ASSEMBLAGE STRUCTURE OF FISHES AT ARTIFICIAL REEFS OFF SOUTHEASTERN FLORIDA, U.S.A. In *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* (Vol. 55, Issue 3).
- Bombace, G. (1989). ARTIFICIAL REEFS IN THE MEDITERRANEAN SEA. In *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* (Vol. 44, Issue 2).
- Bonney, R., Phillips, T. B., Ballard, H. L., & Enck, J. W. (2016). Can citizen science enhance public understanding of science? *Public Understanding of Science*, 25(1), 2–16. <https://doi.org/10.1177/0963662515607406>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). *An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin* (Vol. 27, Issue 4).
- Bruhn, A., Flindt, M. R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Mørk Larsen, M., Maar, M., Kjerulf Petersen, J., & Karen Timmermann, og. (2020). *MARINE VIRKEMIDLER*.
- Bryhn, A. C., Bergek, S., Bergström, U., Casini, M., Dahlgren, E., Ek, C., Hjelm, J., Königson, S., Ljungberg, P., Lundström, K., Lunneryd, S. G., Ovegård, M., Sköld, M., Valentinsson, D., Vitale, F., & Wennhage, H. (2022). Which factors can affect the productivity and dynamics of cod

- stocks in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak? *Ocean and Coastal Management*, 223.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106154>
- Busch, K. E., Golden, R. R., Parham, T. A., Karrh, L. P., Lewandowski, M. J., & Naylor, M. D. (2010). Large-scale *Zostera marina* (eelgrass) restoration in Chesapeake Bay, Maryland, USA. Part I: A comparison of techniques and associated costs. *Restoration Ecology*, 18(4), 490–500.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00690.x>
- Campbell, M. D., Salisbury, J., Caillouet, R., Driggers, W. B., & Kilfoil, J. (2018). Camera field-of-view and fish abundance estimation: A comparison of individual-based model output and empirical data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 501, 46–53.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.01.004>
- Canal-Vergés, P., Potthoff, M., Hansen, F. T., Holmboe, N., Rasmussen, E. K., & Flindt, M. R. (2014). Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae - Evaluated by agent-based modeling. In *Ecological Modelling* (Vol. 272, pp. 116–128).
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.008>
- Cardinale, M., & Svedäng, H. (2004). Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the eastern Skagerrak-Kattegat (North Sea): Evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. *Fisheries Research*, 69(2), 263–282.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.04.001>
- Carl, H. (2015). *Atlas over danske saltvandsfisk krumnsnudet næbsnog*.
- Carl, H. (2019a). *Atlas over danske saltvandsfisk Almindelig ulk*.
- Carl, H. (2019b). *Atlas over danske saltvandsfisk Tangsnarre*.
- Carl, H., Christiansen, S. V. S., & Møller, P. R. (2019a). *Atlas over danske saltvandsfisk Berggylte*.
- Carl, H., Christiansen, S. V. S., & Møller, P. R. (2019b). *Atlas over danske saltvandsfisk Havkarusse*.
- Carl, H., Christiansen, S. V. S., & Møller, P. R. (2019c). *Atlas over danske saltvandsfisk Savgylte*.
- Carl, H., LeBras, Q., & Ulrich, C. (2019). *Atlas over danske saltvandsfisk Rødspætte*.
- Carl, H., & Møller, P. R. (2019a). *Atlas over danske saltvandsfisk Almindelig tangnål*.
- Carl, H., & Møller, P. R. (2019b). *Atlas over danske saltvandsfisk Sandkutling*.
- Castelló Y Tickell, S., Sáenz-Arroyo, A., & Milner-Gulland, E. J. (2019). Sunken Worlds: The past and future of human-made reefs in marine conservation. *BioScience*, 69(9), 725–735.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biz079>
- Catalán, I. A., Dunand, A., Álvarez, I., Alós, J., Colinas, N., & Nash, R. D. M. (2014). An evaluation of sampling methodology for assessing settlement of temperate fish in seagrass meadows. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 338–349. <https://doi.org/10.12681/mms.539>
- Chapman, C. J., Johnstone, A. D. F., Dunn, J. R., & Creasey, D. J. (1974). Reactions of Fish to Sound Generated by Divers' Open-Circuit Underwater Breathing Apparatus. In *Marine Biology* (Vol. 27). Springer-Verlag.

- Christie, A. P., Amano, T., Martin, P. A., Shackelford, G. E., Simmons, B. I., & Sutherland, W. J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2742–2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Christie, H., Norderhaug, K. M., & Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396, 221–233. <https://doi.org/10.3354/meps08351>
- Clewell, A., Aronson, J., & Winterhalder, K. (2004). : *Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group*. www.ser.org
- Connell, S. D., & Jones, G. P. (1991). The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. In *Mar. Biol. Ecol* (Vol. 151).
- Cooper, A. B. (2006). *A Guide to Fisheries Stock Assessment From - Data to Recommendations*. www.seagrant.unh.edu
- Cote, D., Moulton, S., Frampton, P. C. B., Scruton, A., & McKinley, R. S. (2004). Habitat use and early winter movements by juvenile Atlantic cod in a coastal area of Newfoundland. *Journal of Fish Biology*, 64, 665–679. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00331.x>
- Cresson, P., Ruitton, S., & Harmelin-Vivien, M. (2014). Artificial reefs do increase secondary biomass production: Mechanisms evidenced by stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 509, 15–26. <https://doi.org/10.3354/meps10866>
- Dahl, K., Buur, H., Wilms, T., Koed, A., & Svendsen, J. C. (2023). Formidlingsprojekt for kommende stenrev i Roskilde Fjord. In *Downloaded from orbit.dtu.dk on: maj* (Vol. 18).
- Dahl, K., Buur Pedersen, H., Gorm Norden Andersen, O., & Göke og Denise Tonetta, C. (2020). *INDVANDRING OG BIODIVERSITET PÅ DET NYE STENREV VED LIVØ*.
- Dahl, K., Lundsteen, S., & Helmig, S. A. (2003). *Stenrev - havets oaser* (O. Jørgensen, Ed.; 1st ed., Vol. 1). G.E.C.Gads Forlag.
- Dahl, K., Lundsteen, S., & Tendal, O. S. (2005). *Mejlgrund og Lillegrund - En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt*.
- Dahl, K., Støttrup, J. G., Stenberg, C., Christian Berggreen, U., & Harrekilde Jensen, J. (2016). *BEST PRACTICE FOR RESTORATION OF STONE REEFS IN DENMARK (CODES OF CONDUCT)*.
- Dahl, K., Støttrup, J. G., Stenberg, C., & Dolmer, P. (2008). *Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders Report on field survey of biological parameters in 2007 as part of the EU Life project "BLUE REEF" - Rebuilding*.
- Damgaard, K. (2020). *LYNETTEHOLM MILJØKONSEKVENSRAPPORT -1100038380*.
- Danmarks Metrologiske Institut. (2023, April 7). *Målinger*. <https://www.dmi.dk/>.
- Danmarks Sportsfiskerforbund. (2022a). *KYSTHJÆLPEN – VI GIVER HAVET EN HÅND!*
- Danmarks Sportsfiskerforbund. (2022b). *Kysthjælper - vi giver havet en hånd*. <https://www.sportsfiskeren.dk/kysthjaelper>.
- Davis, R. C., & Short, F. T. (1997). Aquatic botany Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. In *Aquatic Botany* (Vol. 59).

- Davis, R. C., Short, F. T., & Burdick, D. M. (1998). Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. *Restoration Ecology*, 6(3), 297–302. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00634.x>
- De Palma, A., Sanchez-Ortiz, K., Martin, P. A., Chadwick, A., Gilbert, G., Bates, A. E., Börger, L., Contu, S., Hill, S. L. L., & Purvis, A. (2018). Challenges With Inferring How Land-Use Affects Terrestrial Biodiversity: Study Design, Time, Space and Synthesis. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 58, pp. 163–199). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.004>
- Dean, L. (1983). Undersea oases made by man: artificial reefs create new fishing grounds. *Oceans*, 26, 27–29.
- Den Danske Rødliste. (2023).
- Diaz, R. J., Solan, M., & Valente, R. M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*, 73(3), 165–181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.004>
- Dinesen, G. E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A., Lehmann, A., Egekvist, J., Kristensen, K., Munk, P., Hüsey, K., & Støttrup, J. G. (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *Journal of Coastal Conservation*, 23(5), 943–958. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00711-0>
- Ditlefsen, Claus. (2015). *Danske mineralske råstofressourcer : kvantitative analyse baseret på geologiske og geofysiske data*. Videncenter for Mineralske Råstoffer og Materialer.
- Dolmer, P. (2002). *Delrapport vedr. habitatpåvirkninger*. Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M. L., Petersen, M. F., Kristensen, P. S., & Hoffmann, E. (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. In *Hydrobiologia* (Vol. 465).
- DTU. (2023). *Fangstjournalen* . <https://Fangstjournalen.Dtu.Dk/>.
- Duarte, C. M., Sintes, T., & Marbà, N. (2013). Assessing the CO2 capture potential of seagrass restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), 1341–1349. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12155>
- Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., & Bergstrm, U. (2011). Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40(7), 786–797. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0158-0>
- Esquivel, K. E., Hesselbarth, M. H. K., & Allgeier, J. E. (2022). Mechanistic support for increased primary production around artificial reefs. *Ecological Applications*, 32(6). <https://doi.org/10.1002/eap.2617>
- European Union. (2016). *Habitatbeskrivelser, årgang 2016*.
- Fabi, G., Fiorentini, L., & Giannini, S. (1989). EXPERIMENTAL SHELLFISH CULTURE ON AN ARTIFICIAL REEF IN THE ADRIATIC SEA. In *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* (Vol. 44, Issue 2).
- Fehmi, J. S., & Mercado-Silva, N. (2011). *An overview of sampling issues in species diversity and abundance surveys*. <https://www.researchgate.net/publication/291940148>
- Fiskeristyrelsen. (2023, May 2). *Fredninger*. <https://Fiskeristyrelsen.Dk/>.

- Flávio, H., Seitz, R., Eggleston, D., Svendsen, J. C., & Støttrup, J. (2023). Hard-bottom habitats support commercially important fish species: a systematic review for the North Atlantic Ocean and Baltic Sea. In *PeerJ* (Vol. 11). PeerJ Inc. <https://doi.org/10.7717/peerj.14681>
- Flindt, M. R., Ângelo Pardal, M., Lillebø, A. I., Martins, I., & Marques, J. C. (1999). *Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review*.
- Folpp, H. R., Schilling, H. T., Clark, G. F., Lowry, M. B., Maslen, B., Gregson, M., & Suthers, I. M. (2020). Artificial reefs increase fish abundance in habitat-limited estuaries. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1752–1761. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13666>
- França, F., Louzada, J., Korasaki, V., Griffiths, H., Silveira, J. M., & Barlow, J. (2016). Do space-for-time assessments underestimate the impacts of logging on tropical biodiversity? An Amazonian case study using dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1098–1105. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12657>
- French, B., Wilson, S., Holmes, T., Kendrick, A., Rule, M., & Ryan, N. (2021). Comparing five methods for quantifying abundance and diversity of fish assemblages in seagrass habitat. *Ecological Indicators*, 124. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107415>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Gee, J. M., & Warwick, R. M. (1994). Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 103, 141–150.
- Gilby, B. L., Olds, A. D., Peterson, C. H., Connolly, R. M., Voss, C. M., Bishop, M. J., Elliott, M., Grabowski, J. H., Ortodossi, N. L., & Schlacher, T. A. (2018). Maximizing the benefits of oyster reef restoration for finfish and their fisheries. *Fish and Fisheries*, 19(5), 931–947. <https://doi.org/10.1111/faf.12301>
- Golden, R. R., Busch, K. E., Karrh, L. P., Parham, T. A., Lewandowski, M. J., & Naylor, M. D. (2010). Large-scale *Zostera marina* (eelgrass) restoration in Chesapeake Bay, Maryland, USA. Part II: A comparison of restoration methods in the Patuxent and Potomac Rivers. *Restoration Ecology*, 18(4), 501–513. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00691.x>
- Google. (2023, February 18). *Maps*. <https://www.google.com/maps>.
- Gotceitas, V., & Brown, J. A. (1993). Substrate selection by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): effects of predation risk. In *Oecologia* (Vol. 93).
- Gotceitas, V., Fraser, -S, & Brown, -J A. (1995). Habitat use by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the presence of an actively foraging and non-foraging predator. In *Marine Biology* (Vol. 123). Springer-Verlag.
- Gotceitas, V., Fraser, S., & Brown, J. A. (1997). *Use of eelgrass beds (Zostera marina) by juvenile Atlantic cod (Gadus morhua) 1*.
- Graham, R. J. (1992). Visually estimating fish density at artificial structures in Lake Anna, Virginia. *North American Journal of Fisheries Management*, 12, 204–212.

- Granneman, J. E., & Steele, M. A. (2014). Fish growth, reproduction, and tissue production on artificial reefs relative to natural reefs. *ICES Journal of Marine Science*, 71(9), 2494–2504. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu082>
- Green, S. J., Tamburello, N., Miller, S. E., Akins, J. L., & Côté, I. M. (2013). Habitat complexity and fish size affect the detection of Indo-Pacific lionfish on invaded coral reefs. *Coral Reefs*, 32(2), 413–421. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0987-8>
- Grossman, G. D., Jones, G. P., & Seaman, W. J. (1997). Do Artificial Reefs Increase Regional Fish Production? A Review of Existing Data. *Fisheries*, 22(4), 17–23. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0017:darirf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0017:darirf>2.0.co;2)
- Grove, R. S., Sonu, C. J., & Nakamura, M. (1989). RECENT JAPANESE TRENDS IN FISHING REEF DESIGN AND PLANNING. In *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* (Vol. 44, Issue 2).
- Hale, R., Mac Nally, R., Blumstein, D. T., & Swearer, S. E. (2019). Evaluating where and how habitat restoration is undertaken for animals. In *Restoration Ecology* (Vol. 27, Issue 4, pp. 775–781). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/rec.12958>
- Harvey, E., Fletcher, D., & Shortis, M. (2002). Estimation of reef fish length by divers and by stereo-video A first comparison of the accuracy and precision in the field on living fish under operational conditions. *Fisheries Research*, 57, 255–265.
- Harvey, E. S., McLean, D., Frusher, S., Haywood, M. D. E. (Michael D. E., Newman, S. J. (Stephen J., & Williams, A. (2010). *The use of BRUVs as a tool for assessing marine fisheries and ecosystems : a review of the hurdles and potential*.
- He, X., Stanley, R. R. E., Rubidge, E. M., Jeffery, N. W., Hamilton, L. C., Westfall, K. M., Gilmore, S. R., Roux, L. M. D., Gale, K. S. P., Heaslip, S. G., Steeves, R., & Abbott, C. L. (2022). Fish community surveys in eelgrass beds using both eDNA metabarcoding and seining: implications for biodiversity monitoring in the coastal zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(8), 1335–1346. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0215>
- HELCOM. (2023). *Guidelines for coastal fish monitoring*. <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/fish-pro>
- Helmig, S. A., Nielsen, M. M., & Petersen, J. K. (2020). *Andre presfaktorer end næringsstoffer og klima-forandringer-vurdering af omfanget af sten-fiskeri i kystnære marine områder*. www.aqua.dtu.dk/publikationer
- Hemmer-Hansen, J., Hüsey, K., Vinther, M., Albertsen, M., Storr-Paulsen, M., & Eero, M. (n.d.). *Sustainable management of Kattegat cod; better know-ledge of stock components and migration*. www.aqua.dtu.dk/publikationer
- Hoffmann, E., & Carl, H. (2019). *Atlas over danske saltvandsfisk Brisling*.
- Hofmann, E., Carl, H., & Møller, P. R. (2019). *Atlas over danske saltvandsfisk Torsk*.
- ICES. (2006). *Cod ICES-FishMap*.
- ICES. (2013). *Sprat ICES-FishMap*.

- Jeffres, C. A., Opperman, J. J., & Moyle, P. B. (2008). Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river. *Environmental Biology of Fishes*, 83(4), 449–458. <https://doi.org/10.1007/s10641-008-9367-1>
- Jenkins, G. P., & Wheatly, M. J. (1998). The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221, 147–172.
- Jennings, S., Kaiser, M., & Reynolds, J. D. (2001). Jennings et al., Marine Fisheries Ecology, Chp 17 - Management and conservation options. In *Marine Fisheries Ecology* (1st ed., pp. 327–347). Wiley.
- Jepsen, N., Klenke, R., Sonnesen, P., & Bregnballe, T. (2010). The use of coded wire tags to estimate cormorant predation on fish stocks in an estuary. *Marine and Freshwater Research*, 61(3), 320–329. <https://doi.org/10.1071/MF09038>
- Kambestad, M., Hellen, B. A., Jensen, K. H. M., & Sægvog, H. (2022). Improving Salmonid Monitoring by Nocturnal Counting in Rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 42(5), 1185–1195. <https://doi.org/10.1002/nafm.10811>
- Kaskela, A. M., & Kotilainen, A. T. (2017). Seabed geodiversity in a glaciated shelf area, the Baltic Sea. *Geomorphology*, 295, 419–435. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.07.014>
- Kennish, M. J. (Ed.). (2016). *Encyclopedia of Estuaries*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4>
- Kibler, K. M., Tullos, D. D., & Kondolf, G. M. (2011). Learning from dam removal monitoring: Challenges to selecting experimental design and establishing significance of outcomes. *River Research and Applications*, 27(8), 967–975. <https://doi.org/10.1002/rra.1415>
- Kilfoyle, A. K., Freeman, J., Jordan, L. K. B., Quinn, T. P., & Spieler, R. E. (2013). Fish assemblages on a mitigation boulder reef and neighboring hardbottom. *Ocean and Coastal Management*, 75, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.001>
- Kjesbu, O. S., Righton, D., Krüger-Johnsen, M., Thorsen, A., Michalsen, K., Fonn, M., & Witthames, P. R. (2010). Thermal dynamics of ovarian maturation in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(4), 605–625. <https://doi.org/10.1139/f10-011>
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H., & Laamanen, M. (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15(1), 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.023>
- Krause-Jensen, D., & Bo Rasmussen, M. (2009). *Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder*.
- Krawack, M.-L. (2018). *Definition af biogene rev*.
- Kristensen, L. D., Støttrup, J. G., Svendsen, J. C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O. K., & Grønkjær, P. (2017). Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. *Fisheries Management and Ecology*, 24(5), 353–360. <https://doi.org/10.1111/fme.12235>
- Krog, C., & Carl, J. (2009). *Anholt havmøllepark - kortlægning af fiskearter/-bestande*.

- Lange, T. (2022, March 21). *Endelig breder ålegræsset sig*. Ålegræs Udplantning Tåsinge, SDU.
- Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2022). Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 685, 97–109. <https://doi.org/10.3354/meps13975>
- Langlois, T. J., Newman, S. J., Cappo, M., Harvey, E. S., & Rome, B. M. (2015). Corrigendum to length selectivity of commercial fish traps assessed from in situ comparison with stereo-video: is there evidence of sampling bias. *Fisheries Research*, 162(47).
- Lapointe, N. W. R., Corkum, L. D., & Mandrak, N. E. (2006). A Comparison of Methods for Sampling Fish Diversity in Shallow Offshore Waters of Large Rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(3), 503–513. <https://doi.org/10.1577/m05-091.1>
- Larsen, S. E., & Ovesen, N. B. (2021). *Ekstremværdianalyser af vandføringsdata 1990 - 2019*. http://dce2.au.dk/pub/komm/N2021_13_komm.pdf
- Laubek, B. (2021). *Ansøgning om tilladelse til anlæg på søterritoriet - Voerså stenrev og ålegræs beplantning*. www.kyst.dk.
- Layman, C. A., & Allgeier, J. E. (2020). An ecosystem ecology perspective on artificial reef production. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 57, Issue 11, pp. 2139–2148). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13748>
- Lee, S. Y., Kwon, C. J., Lee, K.-S., & Choi, C. Il. (2002). Distribution of Eelgrass, *Zostera marina* L. on Coasts of the Korean Peninsula_ Preliminary Study for Eelgrass Restoration. *Ocean and Polar Research*, 24(1), 55–61.
- Leiva-Dueñas, C., Graversen, A. E. L., Banta, G. T., Holmer, M., Masque, P., Stæhr, P. A. U., & Krause-Jensen, D. (2023). Capturing of organic carbon and nitrogen in eelgrass sediments of southern Scandinavia. *Limnology and Oceanography*. <https://doi.org/10.1002/lno.12299>
- Leschen, A. S., Ford, K. H., & Evans, N. T. (2010). Successful Eelgrass (*Zostera marina*) Restoration in a Formerly Eutrophic Estuary (Boston Harbor) Supports the Use of a Multifaceted Watershed Approach to Mitigating Eelgrass Loss. *Estuaries and Coasts*, 33(6), 1340–1354. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9272-7>
- Lima, S. L., & Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68(4), 619–640. <https://doi.org/10.1139/z90-092>
- Lindeman, R. L. (1942). *THE TROPHIC-DYNAMIC ASPECT OF ECOLOGY*.
- Lindholm, J. B., Auster, P. J., & Kaufman, L. S. (1999). Habitat-mediated survivorship of juvenile (0-year) Atlantic cod *Gadus morhua*. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 180, 247–255.
- Ló Pez-Sepulcre, A., & Kokko, H. (2005). Territorial Defense, Territory Size, and Population Regulation. In *Am. Nat* (Vol. 166).
- Loch, J. M. H., Walters, L. J., & Cook, G. S. (2020). Recovering trophic structure through habitat restoration: A review. *Food Webs*, 25. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00162>
- Loretsen, S. H., Sjøtun, K., & Grémillet, D. (2010). Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation*, 143(9), 2054–2062. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.013>

- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & Suthers, I. (2012). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416–417, 243–253.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.01.013>
- Lundsteen, S., Dahl, K., & Tendal, O. S. (2008). *Biodiversity on boulder reefs in central Kattegat*.
- Madsen, H. B., Hellsten, T., Roelsgaard, J. S., Gertz, F., Jørgensen, E., & Jørgensen, H. M. (2012). *Naturstyrelsens arbejdsgruppe: Ålegræs og marine kvalitetselementer*.
- Mallet, D., & Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154, 44–62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>
- Mariani, P., Hansen, J. H., Le Moan, A., Brown, E. J., Baktoft, H., Munk, P., Christensen, A., Zino, D. M., Pereira Gabellini, A., Eero, M., Kokkalis, A., Rindorf, A., & Støttrup, J. G. (2020). *KYSTFISK III. Population connectivity of cod and plaice in Danish coastal waters*.
www.aqua.dtu.dk/publications
- Miljøstyrelsen. (2022). *NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2022*.
<http://mst.dk/overvaagning>
- Miller, K. I., & Russ, G. R. (2014). Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. In *Ocean and Coastal Management* (Vol. 96, pp. 51–60). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.003>
- Miller, R. J., & Hunte, W. (1987). Effective area fished by antillean fish traps. *Bulletin of Marine Science*, 40(3), 484–493.
- Mion, M., Haase, S., Hemmer-Hansen, J., Hilvarsson, A., Hüsey, K., Krüger-Johnsen, M., Krumme, U., McQueen, K., Plikshs, M., Radtke, K., Schade, F. M., Vitale, F., & Casini, M. (2021). Multidecadal changes in fish growth rates estimated from tagging data: A case study from the Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*, Gadidae). *Fish and Fisheries*, 22(2), 413–427.
<https://doi.org/10.1111/faf.12527>
- Møhlenberg, F., Andersen, J. H., Murray, C., Christensen, P. B., Dalsgaard, T., Fossing, H., & Krause-Jensen, D. (2008). *Stenrev i Limfjorden: Fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel*.
- Moland, E., Fernández-Chacón, A., Sjørdalen, T. K., Villegas-Ríos, D., Thorbjørnsen, S. H., Halvorsen, K. T., Huserbråten, M., Olsen, E. M., Nillos Kleiven, P. J., Kleiven, A. R., Knutsen, H., Espeland, S. H., Freitas, C., & Knutsen, J. A. (2021). Restoration of Abundance and Dynamics of Coastal Fish and Lobster Within Northern Marine Protected Areas Across Two Decades. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 8). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.674756>
- Möllmann, C., Cormon, X., Funk, S., Otto, S. A., Schmidt, J. O., Schwermer, H., Sguotti, C., Voss, R., & Quaas, M. (2021). Tipping point realized in cod fishery. *Scientific Reports*, 11(1).
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-93843-z>
- Muehlstein, L. K. (1989). Perspectives on the wasting disease of eelgrass *Zostera marina*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 7, 211–221.
- Mueller, K. W. (2002). *COMPARISON OF ELECTROFISHING AND SCUBA DIVER DIVING TECHNIQUE TO SAMPLE BLACK LACK BASS*.

- Mullner, S. A., Hubert, W. A., & Wesche, T. A. (1998). Snorkeling as an Alternative to Depletion Electrofishing for Estimating Abundance and Length-Class Frequencies of Trout in Small Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 18(4), 947–953. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1998\)018<0947:saaatd>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1998)018<0947:saaatd>2.0.co;2)
- Murphy, M. L., Johnson, S. W., & Csepp, D. J. (2000). A comparison of fish assemblages in eelgrass and adjacent subtidal habitats near Craig, Alaska. *Alaska Fishery Research Bulletin*, 7, 11–21. <http://www.state.ak.us/adfg/geninfo/pubs/afrb/afrbhome.htm>
- Naturstyrelsen, & Kort- og Matrikelstyrelsen. (2011). *Vandplan 2010-2015. Århus Bugt : Hovedvandopland 1.7 : vanddistrikt Jylland og Fyn*.
- Norderhaug, K. M., Christie, H., Fosså, J. H., & Fredriksen, S. (2005). Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(5), 1279–1286. <https://doi.org/10.1017/S0025315405012439>
- Norderhaug, K. M., Nedreaas, K., Huserbråten, M., & Moland, E. (2021). Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio*, 50(1), 163–173. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01362-4>
- Oh, C. W., & Hartnoll, R. G. (2004). Reproductive biology of the common shrimp *Crangon crangon* (Decapoda: Crangonidae) in the central Irish Sea. *Marine Biology*, 144(2), 303–316. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1205-6>
- Oncken, N. S., Lange, T., Kristensen, E., Quintana, C. O., Steinfurth, R. C., & Flindt, M. R. (2022). Sand-capping – A large-scale approach to restore organic-enriched estuarine sediments. *Marine Environmental Research*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105534>
- O’neal, J. S. (2017). *Snorkel Surveys Background and Objectives*.
- Oreska, M. P. J., McGlathery, K. J., Aoki, L. R., Berger, A. C., Berg, P., & Mullins, L. (2020). The greenhouse gas offset potential from seagrass restoration. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64094-1>
- Orfanidis, G. A., Touloumis, K., Stenberg, C., Mariani, P., Støttrup, J. G., & Svendsen, J. C. (2021). Fish assemblages in seagrass (*Zostera marina* L.) meadows and mussel reefs (*mytilus edulis*): Implications for coastal fisheries, restoration and marine spatial planning. *Water (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/w13223268>
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., & Fourqurean, J. W. (2006). A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987–996. <https://doi.org/10.1641/0006>
- Orth, R. J., Lefcheck, J. S., Mcglathery, K. S., Aoki, L., Luckenbach, M. W., Moore, K. A., Oreska, M. P. J., Snyder, R., Wilcox, D. J., & Lusk, B. (2020). A P P L I E D E C O L O G Y Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services. In *Sci. Adv* (Vol. 6). <https://www.science.org>
- Osenberg, C. W., St. Mary, C. M., Wilson, J. A., & Lindberg, W. J. (2002). A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59(SUPPL.). <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1222>
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P. O., & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal

- ecosystems. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 53, Issue 4, pp. 1138–1147). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12654>
- Paling, E. I., Fonseca, M., Van Katwijk, M. M., & Van Keulen, M. (2009). *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, & M. M. Brinson, Eds.; Vol. 1). Elvise B.V.
- Pedersen, M. F., & Borum, J. (1996). *Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae* (Vol. 142).
- Petersen, C. G. J., & Levinsen, J. C. L. (1899). *Travlinger i Skagerak og det nordlige Kattegat i 1897 og 98*.
- Persson, L. (1995). Species-specific antipredator capacities and prey refuges: interactions between piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) and juvenile perch and roach (*Rutilus rutilus*). In *Behav Ecol Sociobiol* (Vol. 37).
- Peter, M. R., Warnar, T., Hintze, K., Fietz, K., Svensen, M., Munk, P., & Carl, H. (2019). *Atlas over danske saltvandsfisk Kysttobis*.
- Petersen, C. G. J. (1908). *Aalegræssets (Zostera marina's) Vækstforhold og udbredelse i vore Farvande*.
- Petersen, J. K., Berthelsen, J. L., Brown, E. J., Freitas, P. S., Hansen, T. G., Hughes, D. W., Olsen, J., Svendsen, J. C., Timmermann, K., & Wilms, T. (2022). *Mobile fauna of the Livø stone reef, Løgstør Bredning, Limfjorden*.
- Pickering, H., & Whitmarsh, D. (1997). Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. In *Fisheries Research* (Vol. 31).
- Pihl, L. (1982). FOOD INTAKE OF YOUNG COD AND FLOUNDER IN A SHALLOW BAY ON THE SWEDISH WEST COAST. In *Netherlands Journal of Sea Research* (Vol. 15, Issue 4).
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Max.Troell, & Wennhage, H. (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1–2), 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.10.016>
- Pirtle, J. L., Eckert, G. L., & Stoner, A. W. (2012). Habitat structure influences the survival and predator-prey interactions of early juvenile red king crab *Paralithodes camtschaticus*. *Marine Ecology Progress Series*, 465, 169–184. <https://doi.org/10.3354/meps09883>
- Polovina, J. J. (1989). ARTIFICIAL REEFS: NOTHING MORE THAN BENTHIC FISH AGGREGATORS. In *ColCOFI Rep* (Vol. 30).
- Polovina, J. J. (1991). Fisheries Applications and Biological Impacts of Artificial Habitats. In W. Seaman & L. M. Sprague (Eds.), *Artificial Habitats for Marine freshwater Fisheries* (1st ed., pp. 153–176). Dan Diego : Academic Press Inc .
- Portt, C., Coker, G., Ming, D., Randall, R., Portt, C., & Canada, C. (2006). *A Review of Fish Sampling Methods Commonly Used In Canadian Freshwater Habitats, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2006, 2604*.

- Ralph, P. J., & Short, F. T. (2002). Impact of the wasting disease pathogen,. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 226, 265–271.
- Rambøll, & Energinet.dk. (2015). *Saeby Havmøllepark VVM-redegørelse og miljørapport Del 2: Det marine miljø*. www.ens.dk
- Rätz, H.-J., Lloret, J., & Lloret, J. (2003). Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. In *Fisheries Research* (Vol. 60).
- Rezek, R. J., Furman, B. T., Jung, R. P., Hall, M. O., & Bell, S. S. (2019). Long-term performance of seagrass restoration projects in Florida, USA. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51856-9>
- Rilov, G., & Benayahu, Y. (2000). Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: The rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136(5), 931–942. <https://doi.org/10.1007/s002279900250>
- Roa-Ureta, R. H., Santos, M. N., & Leitão, F. (2019). Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. *Ecological Modelling*, 407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108727>
- Roberts, C. M., & Ormond, R. F. G. (1987). Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *MARINE ECOLOGY - PROGRESS SERIES*, 41, 1–8.
- Roni, P., & Fayram, A. (2000). Estimating Winter Salmonid Abundance in Small Western Washington Streams: A Comparison of Three Techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 20(3), 683–692. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2000\)020<0683:ewsais>2.3.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2000)020<0683:ewsais>2.3.co;2)
- Sander Johansson, L., Søndergaard, M., & Mejlhede Andersen, P. (2020). *SØER 2020 NOVANA AARHUS UNIVERSITET DCE-NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI*.
- Scapin, L., Zucchetta, M., Facca, C., Sfriso, A., & Franzoi, P. (2016). Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration. *Web Ecology*, 16(1), 33–36. <https://doi.org/10.5194/we-16-33-2016>
- Scharf, F. S., Manderson, J. P., & Fabrizio, M. C. (2006). The effects of seafloor habitat complexity on survival of juvenile fishes: Species-specific interactions with structural refuge. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(2), 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.03.018>
- Schwartzbach, A., Behrens, J., & Svendsen, J. (2020). Atlantic cod *Gadus morhua* save energy on stone reefs: implications for the attraction versus production debate in relation to reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 635, 81–87. <https://doi.org/10.3354/meps13192>
- Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia*, 580, 143–155.
- Seitz, R. D. (2014). Value of coastal habitats for exploited species: Introduction to a theme set of articles. In *ICES Journal of Marine Science* (Vol. 71, Issue 3, pp. 636–637). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst180>
- Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., & Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. In *ICES Journal of Marine*

- Science* (Vol. 71, Issue 3, pp. 648–665). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152>
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. In *Environmental Conservation* (Vol. 23, Issue 1, pp. 17–27). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/s0376892900038212>
- Smith, E. P. (2002). BACI design. *Encyclopedia of Environmetrics*, 1, 141–148.
- Smith, J. A., Lowry, M. B., Champion, C., & Suthers, I. M. (2016). A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: new metrics to address ‘production versus attraction’. *Marine Biology*, 163(9). <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2967-y>
- Sousa, A. I., da Silva, J. F., Azevedo, A., & Lillebø, A. I. (2019). Blue Carbon stock in *Zostera noltei* meadows at Ria de Aveiro coastal lagoon (Portugal) over a decade. *Scientific Reports*, 9(1).
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-50425-4>
- Stål, J., Paulsen, S., Pihl, L., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., & Wennhage, H. (2008). Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: Integrating ecosystem functions into fisheries management. *Ocean and Coastal Management*, 51(8–9), 594–600.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.06.006>
- Stål, J., Pihl, L., & Wennhage, H. (2007). Food utilisation by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3–4), 593–607.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.09.008>
- Stamoulis, K. A., Delevaux, J. M. S., Williams, I. D., Friedlander, A. M., Reichard, J., Kamikawa, K., & Harvey, E. S. (2020). Incorporating reef fish avoidance behavior improves accuracy of species distribution models. *PeerJ*, 2020(6). <https://doi.org/10.7717/peerj.9246>
- Steinfurth, R. C., Lange, T., Oncken, N. S., Kristensen, E., Quintana, C. O., & Flindt, M. R. (2022). Improved benthic fauna community parameters after large-scale eelgrass (*Zostera marina*) restoration in Horsens Fjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 687, 65–77.
<https://doi.org/10.3354/meps14007>
- Stenberg, C., & Kristensen, L. D. (2015). *Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (Revfisk)* (Vol. 22).
- Steven Degraer, B., Carey, D. A., Coolen, J. W., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). SPECIAL ISSUE ON UNDERSTANDING THE EFFECTS OF OFFSHORE WIND ENERGY DEVELOPMENT ON FISHERIES OFFSHORE WIND FARM ARTIFICIAL REEFS AFFECT ECOSYSTEM STRUCTURE AND FUNCTIONING A Synthesis. *Oceanography*, 33(4).
<https://www.4coffshore>.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., & Parker, K. R. (1986). Environmental Impact Assessment: ‘Pseudoreplication’ in Time? In *Source: Ecology* (Vol. 67, Issue 4).
- Støttrup, J. G. (1999). *Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårdbund samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårdbund*. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Fiskebiologi.
- Støttrup, J. G., Dahl, K., Niemann, S., Stenberg, C., Reker, J., Stamphøj, E. M., Göke, C., & Svendsen, J. C. (2017). Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and

- lessons learnt. *Ecological Engineering*, 102, 468–482.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.058>
- Støttrup, J. G., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L. D., & Richardson, K. (2014). Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology*, 04(16), 1045–1059.
<https://doi.org/10.4236/oje.2014.416086>
- Støttrup, J. G., Stenberg, C., Dinesen, G. E., Torp Christensen, & Kai Wieland, H. (2013). *Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder*.
- Støttrup, J., Kokkalis, A., Christoffersen, M., Pedersen, E. M., Pedersen, M. I., & Olsen, J. (2020). *Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder : nøglefiskerrapport for 2017-2019*. DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet.
- Strand, J. (2006). *Teknisk anvisning for marin overvågning. 6.1 Fiskeundersøgelser i kystnære marine områder*. <http://www.dmu.dk>
- Surugiu, V., Teacă, A., Șvedu, I., & Quijón, P. A. (2021). A Hotspot in the Romanian Black Sea: Eelgrass Beds Drive Local Biodiversity in Surrounding Bare Sediments. *Frontiers in Marine Science*, 8.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.745137>
- Takada, Y. (1999). *Influence of shade and number of boulder layers on mobile organisms on a warm temperate boulder shore* (Vol. 189).
- Tan, Y. M., Dalby, O., Kendrick, G. A., Statton, J., Sinclair, E. A., Fraser, M. W., Macreadie, P. I., Gillies, C. L., Coleman, R. A., Waycott, M., van Dijk, K. J., Vergés, A., Ross, J. D., Campbell, M. L., Matheson, F. E., Jackson, E. L., Irving, A. D., Govers, L. L., Connolly, R. M., ... Sherman, C. D. H. (2020). Seagrass Restoration Is Possible: Insights and Lessons From Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00617>
- Tanner, C., Hunter, S., Reel, J., Parham, T., Naylor, M., Karrh, L., Busch, K., Golden, R. R., Lewandowski, M., Rybicki, N., & Schenk, E. (2010). Evaluating a large-scale eelgrass restoration project in the Chesapeake Bay. *Restoration Ecology*, 18(4), 538–548.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00694.x>
- Taylor, R. B. (1998). Density, biomass and productivity of animals in four subtidal rocky reef habitats: the importance of small mobile invertebrates. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 172, 37–51.
- Tepolt, C. K., & Somero, G. N. (2014). Master of all trades: Thermal acclimation and adaptation of cardiac function in a broadly distributed marine invasive species, the European green crab, *Carcinus maenas*. *Journal of Experimental Biology*, 217(7), 1129–1138.
<https://doi.org/10.1242/jeb.093849>
- Thompson, M. M., Moon, K., Woods, A., Rowley, J. J. L., Poore, A. G. B., Kingsford, R. T., & Callaghan, C. T. (2023). Citizen science participant motivations and behaviour: Implications for biodiversity data coverage. *Biological Conservation*, 282. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110079>
- Thurrow, R. F., Dolloff, C. A., & Marsden, J. E. (2012). Visual observation of fishes and aquatic habitat [Chapter 17]. In A. V. Zale, D. L. Parrish, & T. M. Sutton (Eds.), *Fisheries Techniques* (3rd ed., pp. 781–817). American Fisheries Society.

- Timmermann, K., Bruhn, A., Taylor, D., Petersen, J. K., Christensen, J., Svendsen, J. C., Dahl, K., Flindt, M., Svane, N., Canal-Verges, P., Nielsen, P., Steinfurth, R., Banke, T., & Lange, T. (2022). *Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø-og naturforholdene i Lillebaelt*.
- Tupper, M., & Boutilier, R. G. (1995). Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(9), 1834–1841. <https://doi.org/10.1139/f95-176>
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. In *Mar. Biol. Ecol* (Vol. 161).
- Underwood, A. J. (1994). On Beyond BACI: Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications*, 4(1), 3–15.
- Valdemarsen, T., Canal-Verges, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. D., & Flindt, M. R. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119–130. <https://doi.org/10.3354/meps08828>
- Valdemarsen, T., Wendelboe, K., Egelund, J. T., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 410, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.10.006>
- Valdez, S. R., Zhang, Y. S., van der Heide, T., Vanderklift, M. A., Tarquinio, F., Orth, R. J., & Silliman, B. R. (2020). Positive Ecological Interactions and the Success of Seagrass Restoration. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 7). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00091>
- Van Katwijk, M. M. (2000). *Reintroduction of eelgrass (Zostera marina L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and management vision*.
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., Althuizen, I. H. J., Balestri, E., Bernard, G., Cambridge, M. L., Cunha, A., Durance, C., Giesen, W., Han, Q., Hosokawa, S., Kiswara, W., Komatsu, T., Lardicci, C., Lee, K. S., Verduin, J. J. (2016). Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 567–578. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12562>
- Vivier, B., Dauvin, J. C., Navon, M., Rusig, A. M., Mussio, I., Orvain, F., Boutouil, M., & Claquin, P. (2021). Marine artificial reefs, a meta-analysis of their design, objectives and effectiveness. *Global Ecology and Conservation*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01538>
- Wennhage, H., & Pihl, L. (2002). Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*, 61, 207–228. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2078>
- Williams, S. L., Sur, C., Janetski, N., Hollarsmith, J. A., Rapi, S., Barron, L., Heatwole, S. J., Yusuf, A. M., Yusuf, S., Jompa, J., & Mars, F. (2019). Large-scale coral reef rehabilitation after blast fishing in Indonesia. *Restoration Ecology*, 27(2), 447–456. <https://doi.org/10.1111/rec.12866>
- Wilms, T. J. G. (2021). *Restoration and non-invasive monitoring of geogenic reefs in temperate waters*. DTU Aqua.
- Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

- Wright, D. R., Underhill, L. G., Keene, M., & Knight, A. T. (2015). Understanding the Motivations and Satisfactions of Volunteers to Improve the Effectiveness of Citizen Science Programs. *Society and Natural Resources*, 28(9), 1013–1029. <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1054976>
- Würgler Hansen, J., & Høgslund, S. (2021). *Marine områder 2020*. NOVANA.
- Yamane, T. (1989). STATUS AND FUTURE PLANS OF ARTIFICIAL REEF PROJECTS IN JAPAN. In *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* (Vol. 44, Issue 2).
- zu Ermgassen, P. S. E., Thurstan, R. H., Corrales, J., Alleway, H., Carranza, A., Dankers, N., DeAngelis, B., Hancock, B., Kent, F., McLeod, I., Pogoda, B., Liu, Q., & Sanderson, W. G. (2020). The benefits of bivalve reef restoration: A global synthesis of underrepresented species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(11), 2050–2065. <https://doi.org/10.1002/aqc.3410>