

Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (Revfisk)



DTU Aqua-rapport nr. 294-2015
Af Claus Stenberg og Louise Dahl
Kristensen (red.)



Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (Revfisk)

DTU Aqua-rapport nr. 294-2015

Af Claus Stenberg og Louise Dahl Kristensen (red.)

Den Europæiske Fiskerifond:
Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur

Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri



Den
Europæiske
Fiskerifond

Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk

Af Claus Stenberg og Louise Dahl Kristensen (red.)

DTU Aqua-rapport nr. 294-2015

Maj 2015

Reference: C. Stenberg & L. D. Kristensen (red.). Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk. DTU Aqua-rapport nr. 294-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 290 pp. inkl. bilag.

Forsidefoto: Torsk ved rev. Foto: Karsten Dahl.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Jægersborg Allé 1, 2920 Charlottenlund, tlf. 35 88 33 00, aqua@aqua.dtu.dk, www.aqua.dtu.dk

Rekvireres: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-208-1

Forord

Dette projekt har været et samarbejdsprojekt mellem DCE, DHI og DTU Aqua.

Projektet udspringer af et ønske om at forsøge kvantitativt at undersøge hvor vigtige stenrev er for fisk. I mange år har vi stillet os det simple spørgsmål: Hvor mange fisk af en given art kan et stenrev af en given størrelse understøtte?

Projektet her er det første bud på at besvare dette spørgsmål.

Stor tak til alle de involverede personer fra de tre institutioner for en fantastisk og engageret indsats i projektet. Som projektkoordinator var det en fornøjelse at arbejde sammen med projektets styregruppe bestående af Karsten Dahl (DCE), Flemming Møhlenberg (DHI) og Josianne Støttrup (DTU Aqua). Tusinde tak for jeres involvering i projektet og for mange gode faglige diskussioner. En specielt stor og varm tak til Louise Dahl Kristensen (DTU Aqua) for at træde til da det hele skulle samles og skrives sammen til den endelige rapport.

Projektet havde slet ikke været muligt at gennemføre uden hjælpe "udefra". Der skal derfor også lyde en stor tak til alle jer. Specielt skal femhæves TP Offshore fra Grenå og Allan Jensen fra Sejerø for fantastisk samarbejde i forbindelse med chartring af fartøjer til gennemførelsen af feltarbejdet. Peter Gravlund og Louise Walther fra Den Blå planet for koordinering og pasning af vores fisk i mesocosmos forsøgene. Pia Haecky og Nick Blackburn fra BIORAS for at bidrage med deres tracking-software LabTrack.



Claus Stenberg

Projektkoordinator på RevFisk

5. maj 2015

Indholdsfortegnelse:

Syntese: Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk	s 4
Claus Stenberg, Josianne Støttrup, Karsten Dahl og Flemming Møhlenberg	
AP0: Introduktion	s 16
AP1: Projektkoordinering og formidling	s 53
Claus Stenberg, Josianne Støttrup, Karsten Dahl og Flemming Møhlenberg	
AP2: Fiskefauna og forekomst	s 70
Mads Christoffersen, Claus Stenberg og Josianne Støttrup	
AP3: Habitatkvalitet og fødeproduktion	s 89
Karsten Dahl, Niels Gerner Andersen, Flemming Møhlenberg, Steffen Lundsteen, Ole Gorm Norden Andersen, Cordula Göke, Michael Bo Rasmussen, Peter Anton Stæhr og Peter Grønkjær	
AP4: Migration af fisk på stenrev	s 130
Kim Aarestrup, Henrik Baktoft, Martin Wæver og Claus Stenberg	
AP5: Fysiske revstrukturer, strømningmønstre og artsinteraktioner	s 145
Mikael van Deurs, Patrizio Marianni, Isak Erik Rasmussen, Xerxes Mandviwalla og Christian Mohn	
AP6: Revs bærekapacitet for fisk	s 170
Anders Nielsen, Niels Gerner Andersen, Karsten Dahl, Steffen Lundsteen og Flemming Møhlenberg	
AP7: Stenrevs placering og udformning	s 194
Flemming Møhlenberg, Flemming Thorbjørn Hansen, Thomas Uhrenholdt og Xerxes Mandviwalla	
AP8: Forvaltning af Naturtypen Rev	s 234
Josianne Støttrup, Thomas Kirk Sørensen, Karsten Dahl og Josefine Egekvist	

Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (Revfisk)

Syntese

Claus Stenberg, Josianne Støttrup, Karsten Dahl og Flemming Møhlenberg

Redaktører Claus Stenberg og Louise Dahl Kristensen

Maj 2015

Indhold

1.	Problemformulering.....	6
1.1	Introduktion til projektet og dets undersøgelser.....	6
1.2	Projekts formål.....	7
1.3	Projektets opbygning.....	7
2.	Resultater og konklusion.....	9
2.1	Projektformidling.....	9
2.2	Stenrevs potentiale som opvækstområde for fisk.....	9
2.3	Guidelines for etablering og restaurering af stenrev for at fremme fiskefaunaen.....	10
2.4	Fiskeriaktiviteters effekt på stenrev og fremtidig forvaltning.....	11
2.5	Nye forvaltningsværktøjer.....	13
	Referencer.....	15

1. Problemformulering

1.1 Introduktion til projektet og dets undersøgelser

Viden om stenrev (Naturtypen 1170) og deres betydning for gyde- og opvækstområder for fisk er i dag sparsom. Der er ikke tidligere gennemført undersøgelser, der har dokumenteret, hvordan stenrevs størrelse, struktur og placering spiller ind på deres betydning som gyde- og opvækstområde for fisk. Det er derfor i dag ikke muligt at redegøre for stenrevs betydning for fiskeressourcerne eller udarbejde målrettede naturgenopretningsplaner for stenrev med det formål at genskabe gyde- og opvækstområder for fisk.

Det er kendt at fisk samles omkring strukturer i havet såsom rev og vrag (**Foto 1**). Det diskuteres dog i videnskabelige kredse, om den højere koncentration af fisk på en given lokalitet er et resultat af en øget biologisk produktion, som understøtter en større lokal bestand, eller om det er et rent adfærdsmæssigt fænomen, som skaber en omfordeling af fiskene i et givet område (Bohnsack m.fl. 1994, Pickering & Whitmarsh 1997, Osenberg m.fl. 2002,



Foto 1. Torsk på rev (Foto: Karsten Dahl).

Brickhill m.fl. 2005, Simon m.fl. 2011). Forvaltningsmæssigt har det afgørende betydning, idet førstnævnte resulterer i en større bestand, mens sidstnævnte bibeholder bestanden på samme niveau, men gør den mere rentabel for fiskeri og mere sårbar overfor overfiskning.

Der er i dag flere initiativer og ønsker nationalt om etablering eller restaurering af stenrev. Formålene med disse stenrevsprojekter spænder vidt (eksempelvis virkemiddel for at modvirke eutrofiering, dykketurisme, øget biodiversitet og fiskerifremmende foranstaltninger). Da habitatrestaureringsprojekter er et nyt tiltag på det marine område, er der en manglende harmonisering af krav og kriterier inden for området. Ud fra et biologisk synspunkt er den største fare ved forkert anlagte projekter, at de kan skabe flere miljøproblemer, end de udbedrer (eksempelvis iltsvind). DTU Aqua, DCE og Naturstyrelsen har udarbejdet en vejledning om forsvarlig etablering eller genetablering af stenrev, baseret på erfaringer opnået med Blue Reef projektet (Læsø Trindel stenrev) (se www.nst.dk eller Bilag A i AP8). Et af de centrale punkter er, at man såvel i idéfasen som i den forvaltningsmæssige evaluering af projektet har gjort sig klart hvilke biologiske og økologiske funktioner, der ønskes af stenrevet (se AP8 for retningslinjer omkring etablering af stenrev). Udvikling af værktøjer, der kan vurdere og optimere design, form og placering af nye eller restaureret stenrev ud fra den ønskede funktion, vil være et vigtigt skridt i at sikre en biologisk forsvarlig udvikling af området inden for en fremtidig rumlig maritim planlægning (Marine Spatial Planning). Disse værktøjer kan endvidere være med til at kvantificere et givent stenrevs potentiale som gyde- og opvækstområde for fisk.

1.2 Projekts formål

Det overordnede mål for Projektet RevFisk er at opbygge viden om marine stenrevs betydning for fisk som gyde- og opvækstområde. Projektet vil ved hjælp af denne viden udvikle forvaltningsværktøjer, der dels kan anvendes ved etablering af nye stenrev og dels til forvaltning af eksisterende stenrev. Dette vil ske ved at:

- I. kvantificere et givent stenrevs potentiale som opvækstområde for fisk som funktion af re-
vets dybdeplacering, størrelse, fysiske udformning, samt biologiske karakteristika
- II. udvikle guidelines i forhold til design, form og placering for etablering af nye stenrev og re-
staurering af ødelagte stenrev for at fremme deres betydning for fisk
- III. øge viden om fiskeriaktivitetens effekter på stenrev med henblik på et styrket grundlag for
fremtidig forvaltning

1.3 Projektets opbygning

Projekt RevFisk er delt ind i 8 arbejdsplaner (AP) foruden en introduktion og en overordnet syn-
tese (dette kapitel):

Introduktion

Her introduceres stenrev bredt bl.a. omkring oprindelse, fysisk funktion og biologisk funktion, hvor der f.eks. opsummeres, hvilke kommercielle arter der bruger stenrev som vigtigt habitat i løbet af deres livscyklus. Derudover beskrives også stenfiskeriets historie og lovgivningens udvikling frem til det endelige forbud i 2010. Det totale omfang af stenfiskeri i Danmark er ukendt både mht. mængden af sten og arealet, hvorfra stenene er hentet. Derfor gives her et forsigtigt estimat af arealet, der har været påvirket af stenfiskeri, efter man begyndte at notere indvindingsområdet omkring 1990.

AP1: Projektleverancer i form af posters, nyhedsbreve, foredrag m.m.

For at sikre at de konkrete aktiviteter i arbejdsplanerne var sammenhængende og resulterede i den nødvendige udveksling af data og viden, var koordinationen af projektet højt prioriteret. Den daglige drift blev varetaget af projektkoordinatoren, og der blev refereret til styregruppen, som i samarbejde med partnerne var overordnet ansvarlig for projektets fremdrift og afrapportering.

Formidlingen af projektet blev vægtet højt. Den populærvidenskabelige formidling blev varetaget af kommunikationsmedarbejdere ved DTU Aqua som i samarbejde med projektkoordinatoren udarbejdede nyhedsbreve til DTU Aquas hjemmeside og artikler i relevante tidskrifter.

I denne AP er opsamlet alle projektleverancer udført under RevFisk i form af posters, nyhedsbreve, foredrag m.m.

AP2: Fiskefauna og forekomst

Viden om fiskearters forekomst på og brug af stenrev i de danske farvande er i dag meget sparsom. Der findes ingen kvantitativ overvågning af forekomsten af fisk på stenrev i de danske farvande eftersom de traditionelle fiskeriundersøgelser med slæbende redskaber er ødelæggende for stenrev. Fiskerne er dog bekendt med, at der er stor fiskerisucces på eller nær rev.

Denne AP havde til formål at belyse forekomst af fisk og deres forskellige stadier på stenrev henover året. Informationerne blev anvendt som datagrundlag i den efterfølgende modeludvikling i AP3 Fauna & Føde samt AP6 Revs bærekapacitet for fisk. Dette resulterede i en vidensopbygning af hvilke fiskearter, der benytter stenrev i hhv. den øvre og nedre fotiske zone. Herunder belyses artssammensætningen, livsstadierne og tætheden af fisk. Endvidere vil vi få

en bedre forståelse for årstidsvariationen i fiskefaunaen og den rummelige fordeling af fisk på hhv. det dybe og det lave rev.

AP3: Habitatkvalitet og fødeproduktion

Der er findes kun ganske få undersøgelser, der kvantificere alge- og faunabiomasse på naturlige hårbundshabitater i danske farvande. Og kun i et tilfælde er disse biomasser koblet til fiskeforekomster på den hårde bund eller undersøger fiskenes udnyttelse af de tilstedeværende føderessourcer.

Formålet med denne AP var at kvantificere faunaen på udvalgte hårbundsarealer samt vurdere i hvilket omfang faunaen indgår som bytte for udvalgte fiskearter. I denne forbindelse er en række forhold undersøgt på to udvalgte revstrukturer i hhv. den øvre og nedre fotiske zone: bl.a. størrelsen og sammensætningen af biomassen af makroalger og hårbundsfauna, antallet af hårbundsdur, fødepræferencer hos udvalgte fiskearter samt fødens energiindhold. Herved blev det nødvendige vidensgrundlag skabt til at kvantificere det tilgængelige fødeudbud på stenrev. Data indgår i AP6 Revs bærekapacitet for fisk og er afgørende for estimeringen af den mængde fisk et rev af en given størrelse og placering kan producere.

AP4: Migration af fisk på stenrev

Der findes meget få undersøgelser af fisks adfærd og migration på stenrev. For at kunne skabe en kvalitativ model for fiskearters brug af stenrev er det vigtigt at indsamle viden på området. Denne viden bidrager også til at få en større forståelse for stenrevs funktion in en bredere sammenhæng.

Denne AP har til formål at kortlægge torskenes brug af revet i løbet af døgnet og året vha. akustiske dataloggere. Derudover vil fisks rumlige præference for bestemte revområder blive estimeret. Disse analyser indgår i vurderingen i AP6 samt input til torskeadfærd i AP7.

AP5: Fysiske revstrukturer, strømningsmønstre og artsinteraktioner

Stenrevs fysiske struktur og udformning spiller en vigtig rolle for deres egnethed som levested for fisk. Betydningen af disse strukturer er vanskelige at observere i felten pga. tekniske vanskeligheder og de mange ukendte faktorer, der spiller ind i det åbne hav. Derfor vil denne AP benytte storskala akvarieforsøg til at kvantificere, hvordan individuelle torsk og læbefisks adfærd påvirkes af samspillet mellem revets struktur, småskala strømningsmønstre og artsinteraktioner.

Formålet med denne AP var at skabe et uundværligt vidensgrundlag i forhold til design og genopbygning af stenrev, som fungerer som opvækstområde for fisk og specifikt juvenile torsk. Derudover var det hensigten at bibringe viden om adfærdsmæssige aspekter på individniveau, der kan indgå i beregningerne af bærekapacitet for fisk på stenrev. Resultaterne af denne AP indgår også i AP7 (Stenrevs placering og udformning) og AP6 (Revs bærekapacitet for fisk).

AP6: Revs bærekapacitet for fisk

Formålet med denne AP er at kombinere viden indsamlet i de øvrige AP'er. Denne viden omfatter bl.a. fiskenes forekomst, adfærd, fødepræferencer samt tilgængeligheden af føden. Det vil skabe grundlag for modelformuleringer og verificerbare hypoteser, som skal bruges i den egentlige dataanalyse i denne AP. Herved bliver det muligt at evaluere og kvantificere effekten af de to rev på Hatter Barn på sammensætningen og mængden af fiskearter. Herudfra kan der rådgives om hvordan fremtidige rev bør etableres for at få størst mulig effekt på antallet af fisk.

AP7: Stenrevs placering og udformning

Der er en begrænset viden om, hvordan placeringen og udformningen af et stenrev påvirker fisks fordeling og adfærd. Derfor var formålet med denne AP delvist på baggrund af resultaterne fra AP4 (Migration af fisk på stenrev) og AP5 (Fysiske revstrukturer, strømningsmønstre og artsinteraktioner) at beskrive fisks adfærd på et stenrev ved hjælp af Agent Based modellering. Der blev derudover udviklet en model, der kan beskrive detaljerede strømningsmønstre omkring et stenrev i et mesocosmos forsøg, og som blev sammenholdt med fiskenes fordelingsmønster i AP5. Endvidere blev der modelleret 3 mulige scenarier/design for etablering af stenrev. Resultatet af dette kan bruges ved etablering af nye eller restaurering af eksisterende stenrev i danske farvande.

AP8: Forvaltning af Naturtypen Rev (1170)

Stenrev i Natura 2000 områder er i dag forvaltningsmæssigt i en proces, hvor fiskeriet underlægges forbud mod slæbende redskaber i en bufferzone omkring revene. Dette sker ud fra et ønske om at beskytte stenrevshabitater i almindelighed og deres tangskove, høje biomasser og store biodiversitet i særdeleshed.

Formålet med denne AP var at foretage en vurdering af hvordan Naturtypen Rev forvaltes med hensyn til fiskeri i Natura 2000-områder i øvrige, relevante lande i Europa (Tyskland, Holland, Sverige og Norge) med en analyse af betydningen af fiskerieffekter og anden udnyttelse af naturtypen rev. Derudover blev der opsamlet erfaring om habitatrestaurering af stenrev til at understøtte en kosteffektiv tilgangsvinkel i fremtidige habitatrestaureringsprojekter i forhold til at opnå høj biodiversitet og tæthed af fisk.

2. Resultater og konklusion

2.1 Projektformidling

Projekt RevFisk's aktiviteter og foreløbige resultater blev løbende formidlet ud til den brede befolkning vha. pressedækning i radio og aviser samt via projektets Facebook-side. Endvidere har projektet haft en udstilling på Den Blå Planet, hvor besøgende på akvariet havde mulighed for at læse om projektet og se, hvordan man forskningsmæssigt kan arbejde med småskala stenrev i mesocosmos. På Dansk Havforsker møde 2015 blev de foreløbige resultater præsenteret i to foredrag. Resultatet af alle arbejdsplaner er gengivet i det følgende, dels som en sammenkrivning og dels som 8 manuskripter. Visse af manuskripterne er skrevet på engelsk for at lette processen med udgivelsen i engelsksprogede videnskabelige tidsskrifter. Sidst men ikke mindst er RevFisk rapporten et værktøj til forvaltnings- og rådgivningsinstitutioner i almindelighed og til NaturErhvervstyrelsen i særdeleshed.

2.2 Stenrevs potentiale som opvækstområde for fisk

Fiskeriundersøgelser på revstrukturer på stenrevet Hatter Barn opbyggede vores viden om fiskearters biodiversitet og fordeling på adskilte revstrukturer, der var hhv. lavtliggende (6-12 m) og dybtliggende (13-17 m). De to dybder blev valgt idet de lå i hhv. den øvre fotiske zone (med rigeligt sollys, der understøtter en tæt tangskov) og i den nedre fotiske zone (hvor sollyset er væsentligt svækket). Ved hjælp af biologiske oversigtsgarn (garn med mange forskellige maskestørrelser) fik vi viden om hvilke fiskearter, der var til stede på Hatter Barn og i hvilke livsstadier samt deres relative tætheder. Fiskefaunen på Hatter Barn var domineret af læbefisk, ulke og juvenile torsk. Stenbider og læbefisk blev observeret gydende på Hatter Barn. Området er således opvækstområde for torsk og gydeområde for bl.a. stenbidere og læbefisk.

Biomasser af makroalger og fauna samt individtætheden af sidstnævnte blev bestemt vha. dykkerundersøgelser og undervandsstøvsugning. Maveindholdet hos torsk og havkarusse blev undersøgt for at vurdere disse arters fødepræferencer samt biomasserne af disse fødeemner. Det tilgængelige fødeudbud for torsk og havkarusse blev kvantificeret på begge revdybder. I øvrigt blev fødetilgængeligheden på tre fiktive revdesign (et højt, et langt og tre separate flade rev) estimeret. Her fremgik det, at de tre separate rev gav den største mængde føde i forhold til de to første revdesign.

Torsks rumlige brug af hhv. det lave og det dybe stenrev på Hatter Barn blev undersøgt vha. akustiske mærker indopereret i torsk fanget i området. Strategisk opsatte hydrofoner kvantificerede torskenes relative ophold på revet. De indsamlede data viste, at der var stor individuel variation mellem torskene, men at der overordnet var en tendens til, at torskene foretrak det dybe rev, hvor de tilbragte 4 gange så lang tid, som på det lave rev. Flere af torskene udviste en tydelig døgnrytme, hvor de trak ind på stenreven om natten. Der var dog stor variation mellem individerne i deres døgnrytmer. Nogle af torskene var således meget stationære på revet henover døgnet. Overordnet udviste torskene dog stor tilknytning til stenrevene og opholdte sig en relativ stor del af deres tid på her.

Undersøgelserne af torsk og læbefisks interaktioner og præferencer for forskellige udformninger af stenrev i mesocosmosforsøg på Den Blå Planet viste, at specielt store savgylter, var meget territoriale og kunne holde juvenile torsk ude af det huledannede stenrev. Havkarusser viste kun ringe interaktion med torskene og anvendte primært de mindre sprækker i stenrevet til skjul og ophold. Såvel torsk som læbefisk udnyttede de strømlæ, som stenrevets strukturer gav. Om dagen foretrak torsk at stå i høje strømhastigheder, mens der ikke var nogen klar præference om natten. Derudover var der især om morgenen høje koncentrationer af torsk nær bunden, hvor strømmen var laminar.

Modelleringen af bæreevnen på den lave og dybe stenrevsstruktur viste, at det lave rev totalt kunne understøtte op mod 12.000 havkarusse, 2.500 savgylter 1.500 ulke og ca. 500 torsk afhængig af årstiden. Det dybe stenrevsområde kunne totalt understøtte ca. 1.700 havkarusser, 400 savgylter, 175 ulke og 25 torsk afhængig af årstiden. Det totale antal fisk pr. km² er vist i **Tabel 1**. Det skal dog understreges at estimatet er forbundet med stor usikkerhed og yderligere undersøgelser bør udføres for at nedbringe usikkerheden. Denne model kan fremadrettet tilpasses og anvendes som forvaltningsværktøjer til at estimere den kvantitative betydning på fiskefaunen af stenrev.

	Fisk pr. km ² på lavt rev	Fisk pr. km ² på dybt rev
Havkarusser	120.000	55.000
Savgylter	25.000	12.000
Ulke	15.000	5.000
Torsk	5.000	1.000

Tabel 6.1. Oversigt over hvor mange fisk et lavt og dybt rev kan understøtte pr km² med føde på Hatter Barn (fra AP6).

2.3 Guidelines for etablering og restaurering af stenrev for at fremme fiskefaunaen

En tænkt restaurering eller genopbygning af 3 revdesign på et sandbundsområde ved Hatter Barn viste, at et revkompleks med flere flade stukturer (3 flade rev som i dette eksempel) ville understøtte flere torsk, ulk, havkarusse og savgylter med føde sammenlignet med en enkeltstående høj revstruktur eller et langstrakt større fladt rev uden strukturer.

Den Agent-Baseret modellering (model på individniveau med individuel adfærd) baseret på eksisterende viden samt ny viden fra projektet, viste dog, at torsk ville få et bedre egnet habi-

tat rent strømningmæssigt ved et enkelt højt rev (på en lokalitet med samme havstrømme som Hatter Barn). Baseret på strømstatistik fra Hatter Barn-modellen er hastighederne på revenes sider under 10 cm/s i 25% af tiden (især i forbindelse med tidevandets strømskifte). Dette er antageligt tilstrækkeligt for en effektiv fouragering.

Beregninger af byttedyrsproduktion på de tre revtyper viser, at revtypen med de lave, spredte strukturer gav den største byttedyrsproduktion (**Tabel 8.1** fra AP8) og kunne understøtte flest torsk med føde over året (**Tabel 6.2** fra AP6).

Tabel 8.1. Estimeret biomasse af torsks byttedyr i kg askefri tørvægt. Biomasserne er angivet for hvert af de tre rev design på lavt vand.

Byttedyr	Revtype 1	Revtype 2	Revtype 3
Lille tårnsnegl	2	5	7
Alm. strandkrabbe	1058	3127	4415
Slikkrebs	36	106	149
Dexamine	4	13	19
Ru tanglus	6	18	26
Mysider	8	23	33
Nereis	102	301	424
Eremitkrebs	39	115	162
Fisk	1244	3677	5191
Total	48205	142490	201166

Konklusionen er derfor, at et optimalt revdesign for juvenile torsk optimerer variationen i de fysiske strømforhold og samtidigt skaber så stort et fødegrundlag for fisk som muligt. En sådan optimering kan opnås, hvis det er muligt at udnytte allerede eksisterende bathymetriske variationer på havbunden, hvor man ønsker at udlægge sten. Resultaterne af scenarieberegningerne tyder på, at fremtidige genopretninger af rev bør stille mod flere mindre og flade revstrukturer fremfor ét højt rev. Hvis man ønsker at bygge et rev, der giver størst læ og størst fødeudbud for torsk, anbefaler vi, at man blander strukturenes design og således kombinerer mange små, flade revstrukturer med enkelte høje revstrukturer.

	Fisk pr. km ² på Rev 1	Fisk pr. km ² på Rev 2	Fisk pr. km ² på Rev 3
Havkarusser	56.180	166.059	234.441
Savgylter	11.312	33.436	47.205
Ulke	6.843	20.226	28.555
Torsk	2.212	6.539	9.231

Tabel 6.2. Det totale antal fisk pr. km² de tre revdesign kan understøtte med føde afhængig af årstiden. Rev 1: et højt rev, Rev 2: et langt fladt rev og Rev 3: tre individuelle flade rev.

2.4 Fiskeriaktiviteters effekt på stenrev og fremtidig forvaltning.

En gennemgang af hvordan Naturtypen Rev (1170) forvaltes fiskerimæssigt i Natura 2000-områder i Danmark, Norge, Tyskland, Holland og Sverige viste, at Danmark generelt er på forkant med beskyttelse af stenrev. I Tyskland er der foreslået beskyttelsesforanstaltninger, der begrænser bundslæbende redskaber, men tiltaget var endnu ikke vedtaget ved udgang af 2014. Ligeledes er der i Holland indtil videre kun fremsat forslag til fiskeriforvaltning i områder med Naturtypen Rev (1170), som udelukker bomtrawl og almindeligt bundtrawl. I Sverige findes der langt flere og mere udbredte stenrevsområder i forhold til danske farvande og man har endnu

ikke vedtaget beskyttelsesforanstaltninger for disse områder. Det samme gælder for Norge, hvor fokus primært har været på rev med koldvandskoraller.

Det nærværende projekt (RevFisk) har tilvejebragt information om stenrev i et Natura 2000-område (som defineret af Naturstyrelsen) på to forskellige dybder og i et område med salinitet mellem 16 og over 30 ppm. Resultaterne fra dette projekt vil sandsynligvis kunne overføres til andre rev indenfor samme substrattype, dybde og geografisk beliggenhed. Det vurderes, at revstrukturer i andre geografiske områder eller substrattyper vil afvige for meget mht. vegetation, bunddyr og fisk samt biomasser og produktion til at kunne overføre resultaterne fra dette studie.

I **Tabel 8.2** (fra AP8) gives et overblik over hvilke faktorer, der er blevet behandlet i RevFisk og lignende projekter fordelt på substrattype, dybde og geografisk beliggenhed. Her fremgår det, at der stadig mangler undersøgelser af Substrattype II, III og IV i Nordsøen, Skagerrak og Nordlige Kattegat. Der er så vidt vides ikke lavet undersøgelser på Substrattype II i Danmark. Denne substrattype inkluderer grus og ral, som det stadig er tilladt at indvinde råstofmæssigt. Da denne type substrat vurderes til at være levested for åle- og torskeyngel, bør denne type substrat undersøges og omfanget kortlægges.

Tabel 8.2. Oversigt over kvantitative undersøgelser på hårbund efter naturstyrelses subkategorier. "Substrattype I" er sandbund, og er ikke vist her. B= bentiske biomasser af fauna og flora, F= fisketæthed i oversigtsgarn og fødestudier, M= marsvins tilstedeværelse (fra AP8).

	Substrattype II Sand / spredte sten < 10%	Substrattype III Sand / grus / 10-25% sten	Substrattype IV 25-100% sten
Øvre fotiske zone	Dahl et al 2005 (B), Stenberg et al 2005 (B,F,M)		RevFisk (B,F) Dahl 2005 (B) Stenberg et al 2015 (B,F,M)
Nedre fotiske zone	Dahl et al 2004		RevFisk (B,F)
Nordsøen			
Skagerrak og nordlige Kattegat			
Sydlige Kattegat, Bælthavet og vestlig Østersø	Dahl et al 2004 (B) Dahl et al 2005 (B)		RevFisk (B,F) Stenberg et al 2015 (B,F,M)

Beskyttelse af Naturtypen Rev (1170) omfatter en bufferzone på 240 m, som sikrer revene mod mekanisk påvirkning fra bundslæbende redskaber, når de ligger indenfor bufferzonen. Resultater fra RevFisk projektet viser, at torsk ikke er så stedfaste ved Hatter Barn, som det er observeret andre steder. Studier på Nordsøens vrage og stenrev i Atlanterhavet har vist, at torsk er meget stedfaste omkring strukturer (Lindholm m.fl. 2007, Karlsen 2011).

RevFisk har vist, at stenrev er vigtige habitater og understøtter et betydeligt antal fisk. I dag er kun stenrevsområder i Natura 2000-områder beskyttet mod fiskeri med slæbende redskaber. Der er behov for kortlægning af alle revområder og stillingstagen i forhold til forvaltning. Et forbud mod fiskeri med slæbende redskaber på revområder vil beskytte tangskove og bundfauna og derved opvækstområder for fisk. En veludviklet tangskov med en stor vertikal udbredelse er ikke kun afhængig af forekomst af sten men også af et godt vandmiljø med en god lystilførsel til bunden samt beskyttelse mod fysiske forstyrrelser.

Hvis der er interesse for at sikre opvækstområder for juvenile torsk kan man endvidere overveje om de indførte bufferzoner i Natura 2000-områder bør udvides, så den ikke udelukkende er en beskyttelse af selve revets flora og fauna mod fysiske forstyrrelser, men også en mere målrettet biologisk beskyttelse af stenrevets fiskefauna. Specielt hvis fiskeriet foregår i områder med forholdsvis tætte rev, vil torskene være mere sårbare under deres fouragering. Derfor bør områder med spredte rev, hvor revene ligger relativt tæt, beskyttes som en samlet enhed kaldet et revkompleks. Hvor stor en biologisk bufferzone reelt skal være for at være virksom for fisk, kan ikke besvares med nærværende data og vil kræve yderligere målrettede studier.

2.5 Nye forvaltningsværktøjer

I projektet er der udviklet en række modeller, som kan bruges som fremtidige forvaltningsværktøjer.

Det er første gang, man har udviklet en kvantitativ model til at estimere, hvor mange fisk af forskellige arter/grupper et stenrev kan understøtte. Modellen er specifikt udviklet for stenrevene i den øvre fotiske og nedre fotiske zone på Hatter Barn, men vil kunne tilpasses andre lokaliteter. Estimatet, af hvor mange fisk de to rev kan understøtte, er dog forbundet med stor usikkerhed. For at nedbringe usikkerheden bør yderligere studier foretages af dels fiskenes tilstedeværelse og brug af stenrev henover året, årstidsvariationer i fauna og faunaproduktion, samt hvordan fiskene udnytter denne potentielle føde.

Udviklingen af en Agent Based Model (ABM) for juvenile torsk viste, at denne type af modellering over tid og rum er vigtig for en dynamisk forståelse af torskens brug af et givent stenrev. ABM modellen vil endvidere kunne bruges til evaluering af torskens arealmæssige brug af et givent stenrev og ved fremtidige restaureringer eller genskabelse af stenrev til at optimere egnede habitater for torsk. Parameteriseringen af ABM, og dermed præcisionen i modellen, bør dog forbedres yderligere ved at inkludere flere direkte observationsdata af torskens adfærd på stenrev.

Projekt RevFisk er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Bohnsack JA, Harper DE, McClellan DB, Hulsbeck M (1994) Effects of Reef Size on Colonization and Assemblage Structure of Fishes at Artificial Reefs Off Southeastern Florida, USA. *Bull Mar Sci* 55:796-823
- Brickhill MJ, Lee SY, Connolly RM (2005) Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *J Fish Biol* 67:53-71
- Dahl K, Lundsteen S, Tendal OS (2005) Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø. 87 s. Faglig rapport fra DMU nr. 529.
- Dahl K, Nicolaisen J, Nielsen R, Tendal OS (2004) Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårdbundshabitater. 521, 1-85. 2004. Miljø- og Energiministeriet. Faglig rapport fra DMU.
- Karlsen J (2011) Hot on the tail of hefty Atlantic cod: an interdisciplinary study on the behaviour at ship wrecks in the North Sea. Ph.d.afhandling. DTU Aqua og Aarhus Universitet.
- LIFE06 NAT/DK000159 - Blue Reef project, Final Technical Report, Annex 9. June 2013
<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Bestpracticestonereefenglishversion.pdf>
- Lindholm J, Auster PJ, Knightly A (2007) Site fidelity and movement of adult Atlantic cod *Gadus morhua* at deep boulder reefs in the western Gulf of Maine, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 342:239-247
- Osenberg CW, St. Mary CM, Wilson JA, Lindberg WJ (2002) A quantitative framework to evaluate the attraction–production controversy. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 59:S214-S221
- 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. *Fish Res* 31:39-59
- Simon T, Pinheiro HT, Joyeux J-C (2011) Target fishes on artificial reefs: Evidences of impacts over nearby natural environments. *Science of The Total Environment* 409:4579-4584
- Stenberg C, Støttrup J, Dahl K, Lundsteen S, Göke C, Norden Andesensen O (2015) Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua report no. 289-2015, Danmarks Tekniske Universitet.

Introduktion

Maj 2015

Indhold

1.	Stenrevenes historie.....	18
1.1	Stenrevene oprindelse	18
1.2	Udnyttelse af stenrevene	18
1.3	Stenfiskeriet historie fra 1880 til 2002	19
1.4	Lovgivning og omfang af stenfiskeri.....	21
2.	Stenrevenes funktion.....	29
2.1	Stenrevenes fysiske funktion	29
2.1.1	Erosion af de danske kyster	29
2.1.2	Stenrev som bølgebrydere	30
2.2	Stenrevenes biologiske funktion	30
2.2.1	Makroalger	32
2.2.2	Fauna	33
2.2.3	Fisk.....	34
	Tak til	37
	Referencer	38
	Bilag A: Stenfiskeri 1990-1991	41
	Bilag B: Stenfiskeri 1992	42
	Bilag C: Stenfiskeri 1993	43
	Bilag D: Stenfiskeri 1994	44
	Bilag E: Stenfiskeri 1995	45
	Bilag F: Stenfiskeri 1996.....	46
	Bilag G: Stenfiskeri 1997	47
	Bilag H: Stenfiskeri 1998	48
	Bilag I: Stenfiskeri 1999.....	49
	Bilag J: Stenfiskeri 2000	50
	Bilag K: Stenfiskeri 2001	51
	Bilag L: Stenfiskeri 2002.....	52

1. Stenrevenes historie

1.1 Stenrevene oprindelse

Naturlige rev er som den øvrige del af havbunden i Danmark blev grundlagt under den sidste istid, Weichel-istiden. Isens bevægelser og afsmeltning medbragte og aflejrede de materialer, som danner grundlag for havbunden i danske farvande. Erosion under skiftende vandstands forhold har efter istiden formet den havbund, vi kender i form af rev, grunde, banker, fjorde og render.

Naturlige rev kan inddeles i blødbundsrev og hårbundsrev, hvor sidstnævnte kan underopdeles i stenrev, klipperev og biogene rev. Stenrev blev i Dahl m.fl. (2003), defineres som "et område, der hæver sig fra den omkringliggende havbund", og hvor enkelte spredte sten eller en samling af sten dækker "mindst 5 % af havbundens overflade, og arealet skal have en størrelse på mindste 10m²".

I dag bruger man dog følgende definition på stenrev: "Stendækket skal 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." (pers. komm. Karsten Dahl).

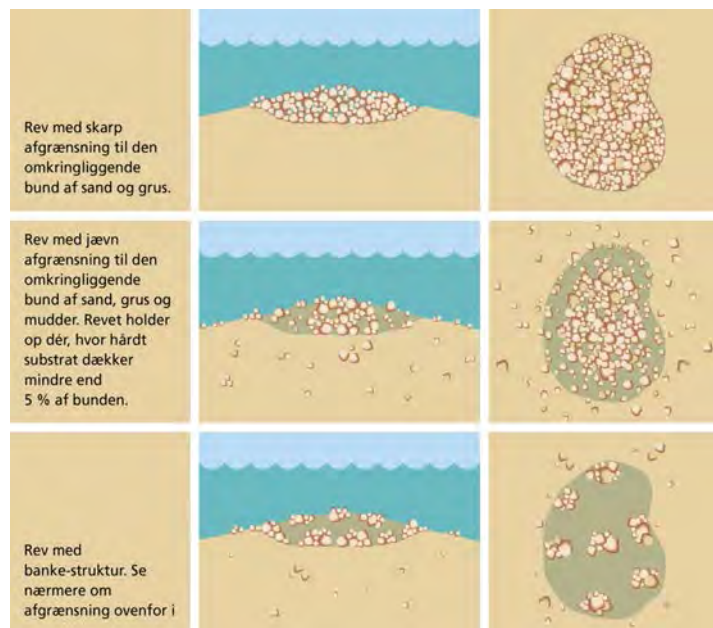
Stenrev kan have meget forskellige udformninger fra tætte stensamlinger, der rejser sig brat fra den omkringliggende havbund, til at bestå af mosaikformede stenbanker eller have en mere diffus struktur med spredte sten på en sandet eller gruset bund (Fig. 1). Revene kan findes fra helt lavt vand og typisk ned til 25 m dybde, men der er også fundet stenrev på dybere vand. På dybt vand er udbredelsen dog fortsat mere ukendt.

Stenrene tjener en vigtig rolle i det marine økosystem, og deres skæbne er derfor behandlet i kommende afsnit.

1.2 Udnyttelse af stenrene

Stenrev og lavvandede fjorde er de to marine naturtyper, som vurderes at være mest alvorligt påvirket af menneskelig aktivitet i Danmark (Naturstyrelsen, 2011a, Naturstyrelsen 2011b). Mange stenrevsområder, specielt de lavvandede (<10 m) i kystnære områder, er påvirket af menneskelig aktivitet. Stenene er blevet fjernet ved målrettet stenfiskeri og ralsugning.

Nogle stenrev har fået fjernet stort set alle større sten, mens andre rev primært har fået fjernet større sten fra de laveste dybder, dvs. toppen af stenrevet. Fjernelsen af større sten har



Figur 1. Skitse af forskellige stenrevstyper og deres afgrænsning. Til venstre set fra siden og til højre set fra oven (Dahl m.fl. 2003).

gjort den tilbageværende del af et stenrev ustabil, idet erosion får til tilbageværende mindre sten til at spredes yderligere (Dahl et al, 2009).

Inden for de seneste år er al optagning af store sten ophørt jævnfør råstofloven. Der sker dog fortsat tab af hårbundshabitater i forbindelse med ralsugning i de områder, der løbende udpeges som råstofvindingsområder. Også fiskeri med bundsløbende redskaber over rev kan føre til opfiskning af sten og/eller spredning af sten over et større område.

Der har ikke været nogen historisk opmåling af stenrev inden mennesket begyndte at påvirke dem, og man ved ikke hvor mange sten, der er fjernet fra revene. Derfor kender vi ikke den oprindelige udbredelse af stenrev. Der pågår pt. et arbejde med kortlægning af stenrev i forbindelse med Natura 2000-planerne (Naturstyrelsen 2012a, 2012b, 2013, 2014, Skov- og Naturstyrelsen 2007, 2008), idet man ønsker at beskytte stenrevshabitater med deres tangskove, høje biomasser og biodiversitet (se også AP8). Den alvorligste påvirkning af stenrevene er efter alt sandsynlighed sket ved det målrettede stenfiskeri, og denne aktivitet vil derfor blive behandlet yderligere i nedenstående.

1.3 Stenfiskeriet historie fra 1880 til 2002



Foto 1. Sten i grabben på båden Minerva med bedstemanden Karl ved siden af (Foto: Svend Christensen).

ne flere, større og bedre med kraftigere motorer og udstyr. Efter Lillebæltsbroens færdiggørelse i 1935 stiftedes "Stenfiskernes Sammenslutning" med tilslutning fra 40-45 skibe. Efter 2. Verdenskrig og især i 1950'erne blev store anlægsprojekter sat i gang (**Foto 1**), og stenfiskerhvervet udviklede sig eksplosivt. De opfiskede sten blev brugt til havnemoler og andre anlægsprojekter i Danmark og f.eks. NATO-havnen Slien i Nordtyskland, hvor der i tre år blev fragtet sten fra Langelandsområdet.

I midten af 90'erne blev antallet af områder, hvor stenfiskeri var tilladt, indskrænket, og det måtte kun finde sted for at opfylde æstetiske krav. Bådene, udstyret og besætningen var efterhånden gamle, men moderne udstyr var dyrt og meget få turde investere. I tillæg blev kravene til ansøgninger og dokumentation af stenfiskeri så omfattende, at der reelt ikke blev fisket sten efter 2002.

DTU Aqua har i forbindelse med nærværende projekt talt med flere tidligere stenfisker (bl.a. Hans Valentin Christensen fra Fåborg) og har vha. interview, logbøger og fotografier (se nedenstående **Faktaboks**) fået et godt kendskab til stenfiskeriet udvikling. Det følgende bygger bl.a. på viden erhvervet herved.

Stenfiskeri har foregået i mange hundrede år, og Kronborg er bl.a. bygget af sten fra Øresund. I starten foregik alt med håndkraft fra enten pramme til småsten eller små flåder til større sten. Stenfiskeriet tog først for alvor til i 1920'erne efter motoriseringen af skibe og spil. Herefter tog det blot 3-5 timer at laste en båd i forhold til tidligere, hvor man ofte brugte et par dage på at laste.

Op gennem 30'erne blev skibene

Stenfiskeriets historie igennem 120 år fra 1880 til 2000

Det startede i ca. 1880, og nærmest som nødhjælpsarbejde, alt foregik jo med håndkraft dengang, fra pramme og små flåder, der kunne flyde ind og hente stenene på grundt vand, og som man så flådede ud på dybt vand, hvor skibene lå opankret. Prammene var til småstenene (håndsten), og de større sten hentede man, ophængt i tangen mellem to flåder, og de blev så fragtet ud til skibet, en for en. Eller man lastede dem direkte fra skibet, med en stentang der på den ene dørle

havde et beslag, man kunne stikke en stage ned i, så tangen kunne dirigeres ned omkring stenen oppe fra skibet. Manden der manøvrerede tangen kunne se, hvad han foretog sig gennem en stor vandkikkert, som et andet besætningsmedlem lå i lade-rummet og holdt sådan at operatøren kunne se sten og tang. Når tangen så var på stenen, kunne han, med et ryk, vride stagen fri af tangen, og med håndspillet hev to mand den så op, og ned i lasten. Sådan blev man ved til skibet var lastet, det kunne godt tage 3-4 dage.

Omkring 1920 begyndte stenfiskerne at installere motorer i deres skibe, og fra 1925 blev der lavet træk fra motoren, til spillene og til dykkerpumperne, så det nu blev muligt at anvende dykkere til at slå tangen på stenene nede på bunden, og slippe for det hårde slid ved håndspillet. Det var et revolutionerende fremskridt, og omkring 1930 havde alle det, og de kunne nu laste skibene på 3 til 5 timer, så fremover udviklede erhvervet sig, skibene blev flere, større og bedre, med kraftigere motorer, grejer og spil op igennem 30'erne. I 1935, efter at Lillebæltsbroen var blevet bygget, stiftedes Stenfiskernes Sammenslutning. Det var på initiativ af stenfiskerne Chr. Møller, Valdemar Nielsen og V. Rasmussen, og der var nok 40-45 skibe tilsluttet fra begyndelsen.

Under krigen var der en del anlægsarbejder i gang, blandt andet Kalveboderne, men de klarede sig generelt igennem, selv om olierationeringen var meget hæmmende, og der minesprang to-tre skibe med tab af menneskeliv til følge. Efter krigen var der, foruden stenfiskeriet, gang i vragsfiskeriet og med at hæve sunkne skibe, og da polypropylen så kom frem omkring 1948, og der nu kunne fiskes grabsten (håndsten) på dybere vand, samt at der i 50'erne blev sat store anlægsarbejder i gang, udviklede erhvervet sig igen eksplosivt, med udskiftning af de små skibe til større, der kom flere til, og med bedre spil, motorer og grejer. Dette holdt sig frem til midt i 70'erne, men den nye råstoflov fra 1978, der betød en gradvis begrænsning af stenfiskeriet ved de danske kyster, begyndte efterhånden at decimere antallet af skibe. Der var svært for mange af de ældre stenfiskere, der var vant til et frit erhverv, hvor man næsten kunne fiske, hvor man ville ved de danske kyster, pludseligt at skulle affinde sig med indblanding ovenfra. Så indenfor sammenslutningen begyndte det at gå tilbage, og da der ikke var nogen unge til at overtage, og ikke fulgte med udviklingen, ikke fik større og nyere skibe, og de ikke kunne finde ud af at samarbejde da det blev dårligere tider, gik det fra 1989, hvor tilladelserne blev opsagt, hurtigt baglæns. Også Valdemar Niensens skibe, Ernst Pedersens i Frederikshavn, Alfred Sørensen, tangfiskerne og de andre free-lancere gav efterhånden op, de fornyede sig heller ikke.

Det eneste redet der fulgte med tiden og udviklingen, var Peter Madsen Reden i Aarhus, ved Alice Madsen. De fik den første nybygning i 68, den næste i 72, så en i 74, og hele tiden riggede de deres skibe om med nye kraner og med ben, så de kunne stå på bunden, uden at forankre. Dermed havde rederiet også omlagt sig til den nye tids arbejder, såsom større uddybninger, rørlægninger, erosionsbeskyttelser af bropiller, bundsikringer, samt al slags entreprenørarbejde til søs, både herhjemme og i udlandet, og er i dag den største aktør indenfor området. Dette betød at stenfiskeri efterhånden fik en sekundær betydning indenfor rederiet, så i takt med en mere aggressiv holdning fra politikerne og myndighedernes side, med stadig flere begrænsninger i retten til at fiske sten på havbunden, blandt andet i Ramsar og E.F. fugleområder, amternes måleområder, pludselige fredninger af hele kyststrækninger og lokaliteter i opsigelsesperioden, blot ved at udsende en bekendtgørelse, sygnede stenfiskeriet helt hen. Også begrænsninger af mængder og steder, hvor der måtte opfiskes, samt krav om VVM undersøgelser, gjorde sit til det, f. eks. blev der udstedt et direkte forbud mod at fiske sten til både Storebæltsforbindelsen og Øresundsforbindelsen, og i 99 havde stenfiskerne kun 18 kystfjerne områder tilbage at fiske sten på, samt at de kun frit måtte levere 1000 tons til hver modtager, dog ikke til nyanlæg. Da så den 10 års opsigelse udløb den i juli 1999, og de blev pålagt også at opgive navn og sted for modtageren af alle sten de sejlede, samt søge tilladelse for alt de leverede, betød det reelt at erhvervet fik dødsstødet, og de sidste gav op. I dag er der så vidt vides 3-5 skibe tilbage med gyldig tilladelse, og ingen anvender den.

Fåborg den 21. marts 2002. Hans Valentin Christensen, fhv. ejer og fører af M/S "Asta" (Foto 2).



Foto 2. Skibet "Asta" inden ombygning (Foto: ukendt)

1.4 Lovgivning og omfang af stenfiskeri



Foto 3. Stendykker på arbejde (Foto: ukendt)

reduceret til 18 områder med *Bek. nr. 1082 af 11. december 1996* og stenfiskeri med polygrab og stentang ophørte med *LBK nr. 950 af 24. september 2009*, mens ralsugning stadig er lovligt.

Et forsigtigt skøn fra Naturstyrelsen er, at der i perioden 1950 til 2000 er blevet fjernet 40 km² blotlagt stenoverflade fra stenrev i kystnære danske farvande (Dahl m.fl. 2003). Dertil kommer, hvad der er fjernet mellem 1880'erne og frem til 1950 – estimeret er usikkert, men det er det eneste, vi har at forholde os til.

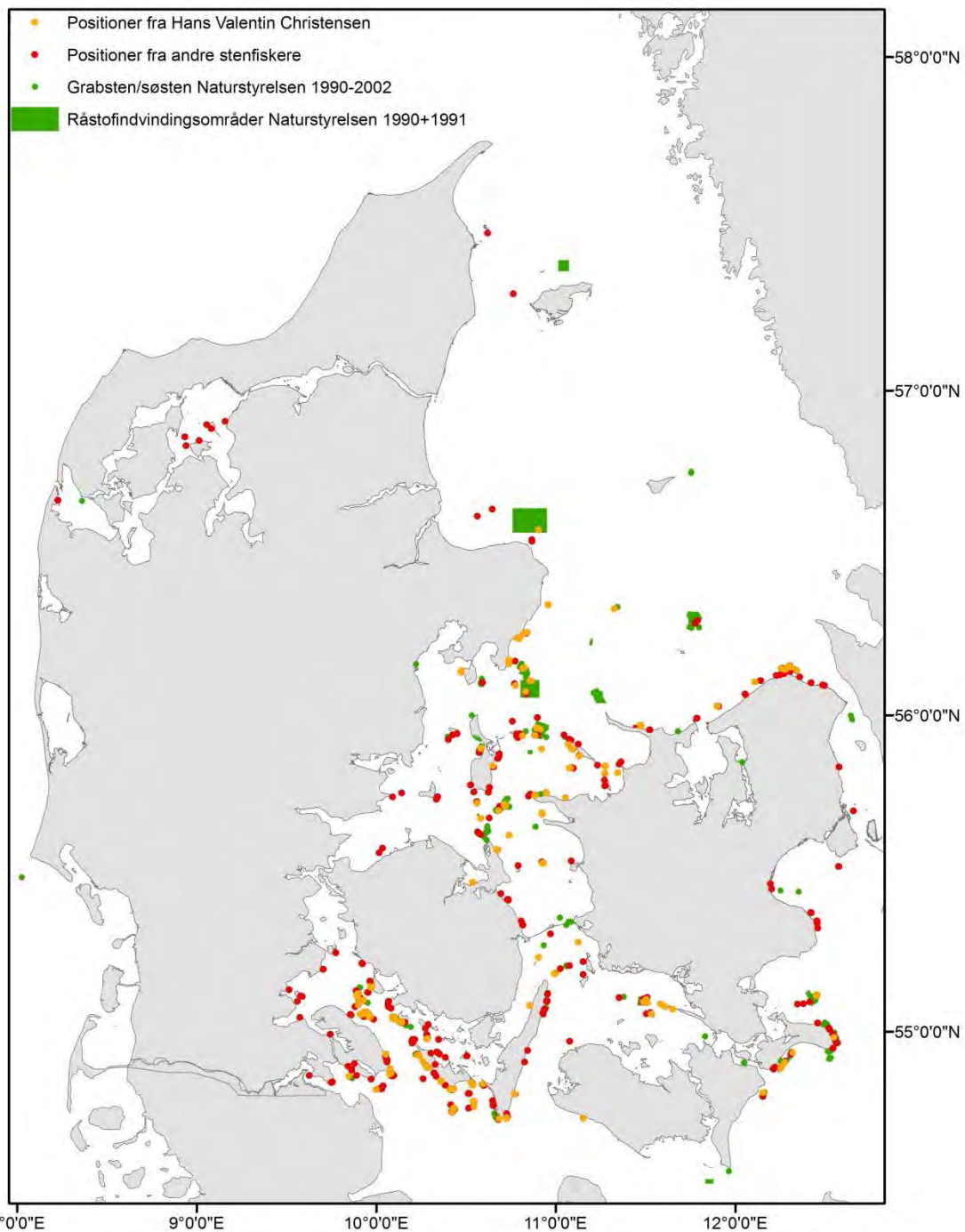
På baggrund af interviews med tidligere stenfiskere (**Foto 3**) samt registreringer fra Skov- og Naturstyrelsen efter 1991 ses et oversigtskort over de danske farvande og de områder, hvor de har registreret stenfiskeri (**Fig. 2**). Ligeledes ses en oversigt over mængden af sten, der blev fisket op i de danske farvande i perioden 1967-1999 af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", samt de totale mængder angivet af Danmarks Miljøundersøgelser (Dahl m.fl. 2001) (**Tablel 1**).

Årstal	H.V. Christensen, "Asta"		Totalt
	Ton	m ³	m ³
1967-1969	13.668	5.257	
1970-1979	33.430	12.858	1.370.000
1980-1989	52.102	20.039	95.000
1990-1999	57.779	22.223	78.000
Total	156.979	60.376	173.000

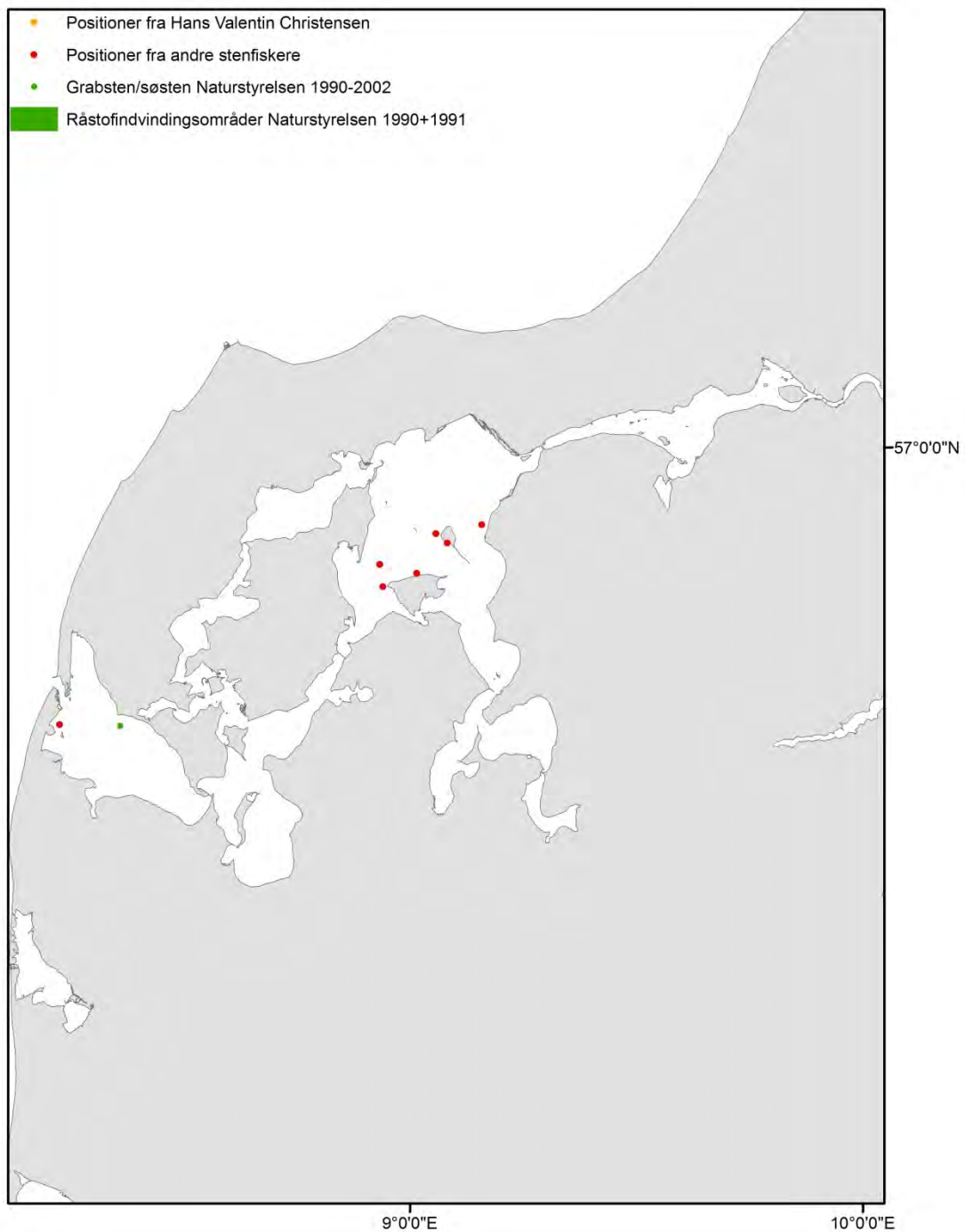
Der er ikke sket nogen sammenhængende historisk registrering af hvor og hvor mange sten, der er fisket op. Råstofindvinding blev tidligere kun indrapporteret til toldvæsenet via stenfiskernes egne toldbøger, hvorefter afgiften til staten skulle beregnes. Der eksisterede således ikke et samlet register over hvor og hvor mange sten, der blev fisket op fra de danske farvande. Først i 1991 skulle alle stenfiskere indrapportere deres indvindingsposition samt mængden af sten til Skov- og Naturstyrelsen (nu Naturstyrelsen), hvor informationen blev samlet (Dahl m.fl. 2003).

Med *Råstofindvinding på Havet – forslag til ny administrations- og tilladelsespraksis, Skov- og Naturstyrelsen* i 1989 blev stenfiskertiladelserne opsagt over en 10-årig periode. Stenfiskerne tilkendegav ønske om at bevare områder til fortsat stenfiskeri. Disse områder blev

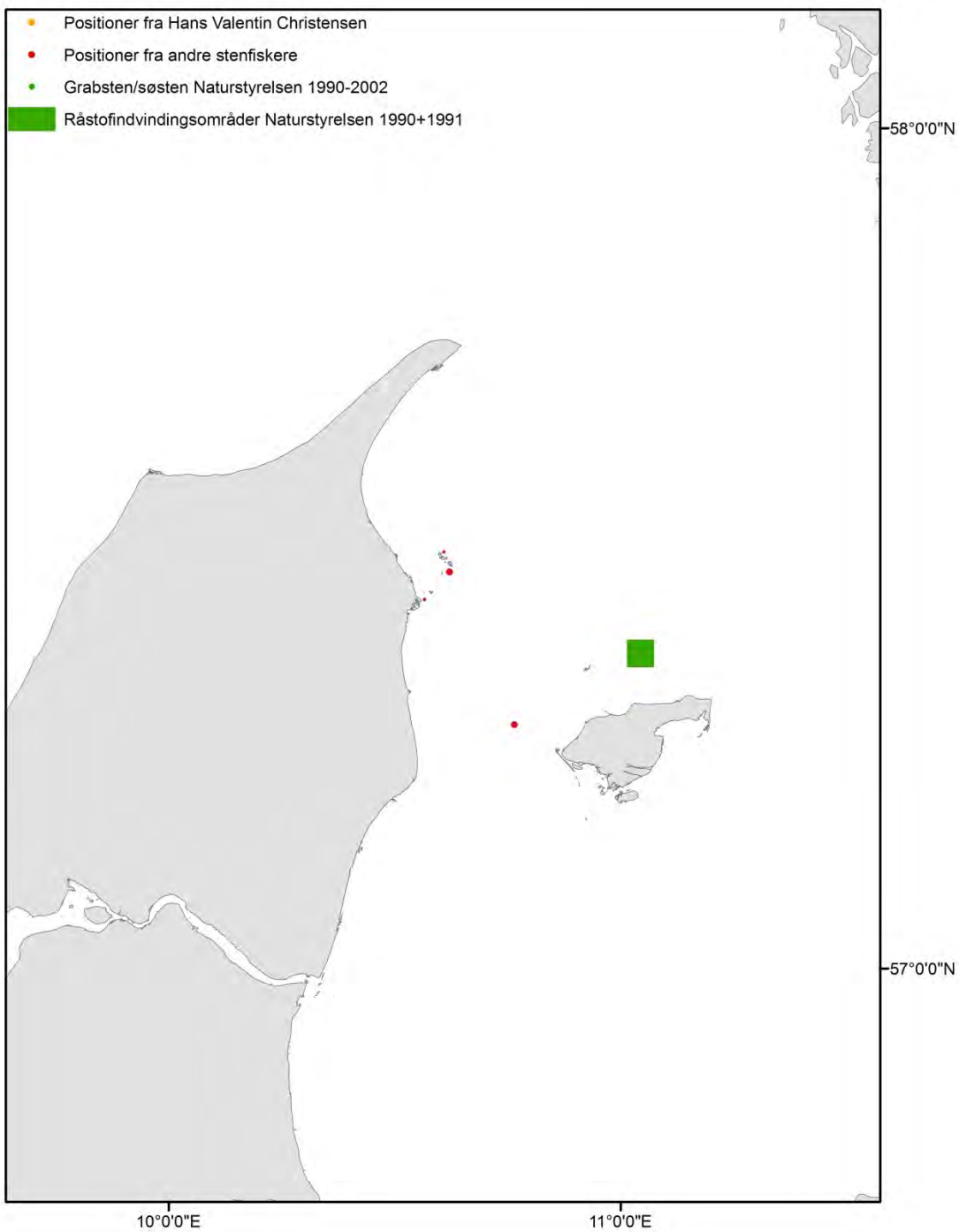
Tablel 1. Oversigt over stenfisker Hans Valentin Christensens stenfiskeri fra 1967-1999 samt de officielle indvindingsmængder fra 1970-1999 (Dahl m.fl. 2001).



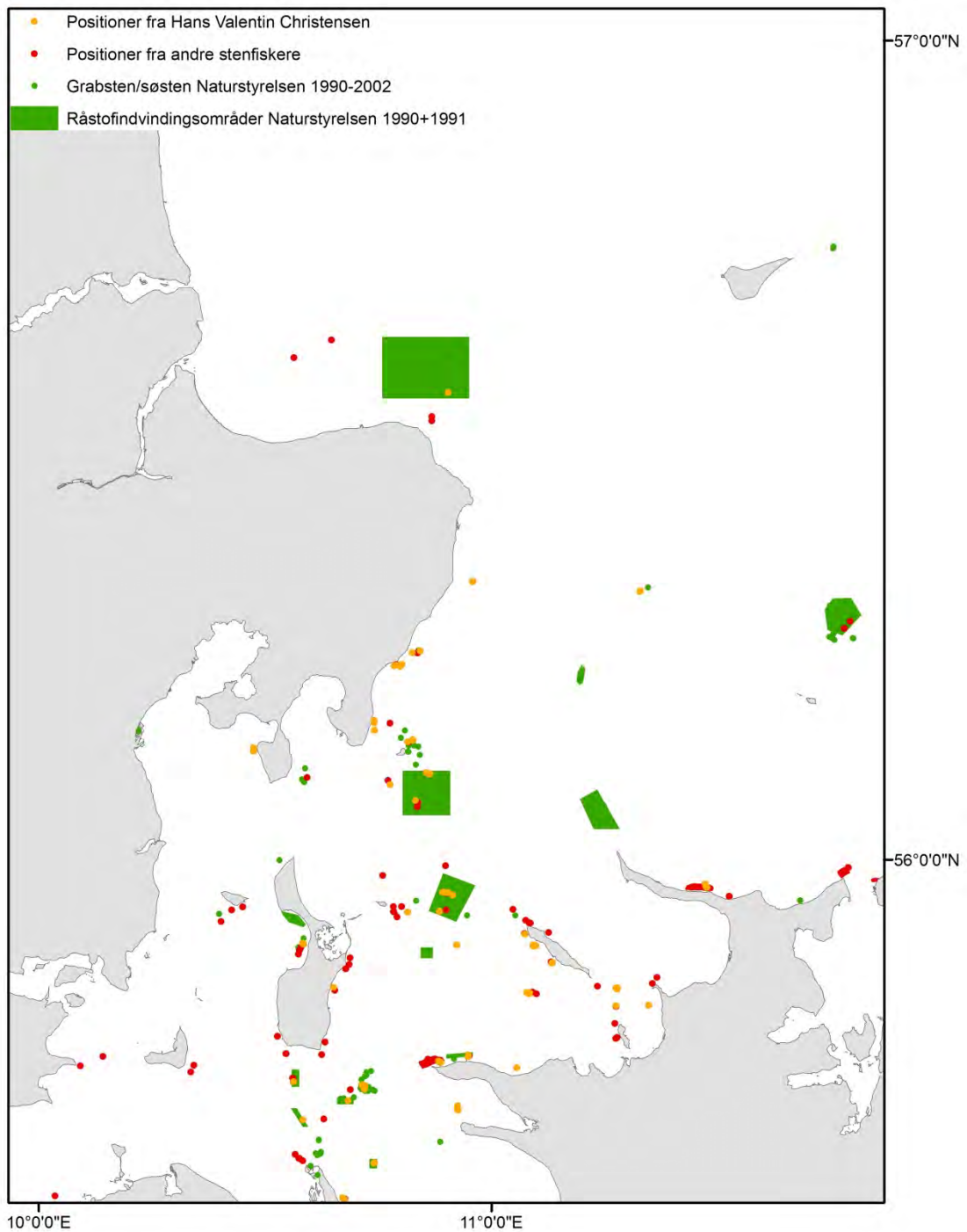
Figur 2a. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri i Danmark. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



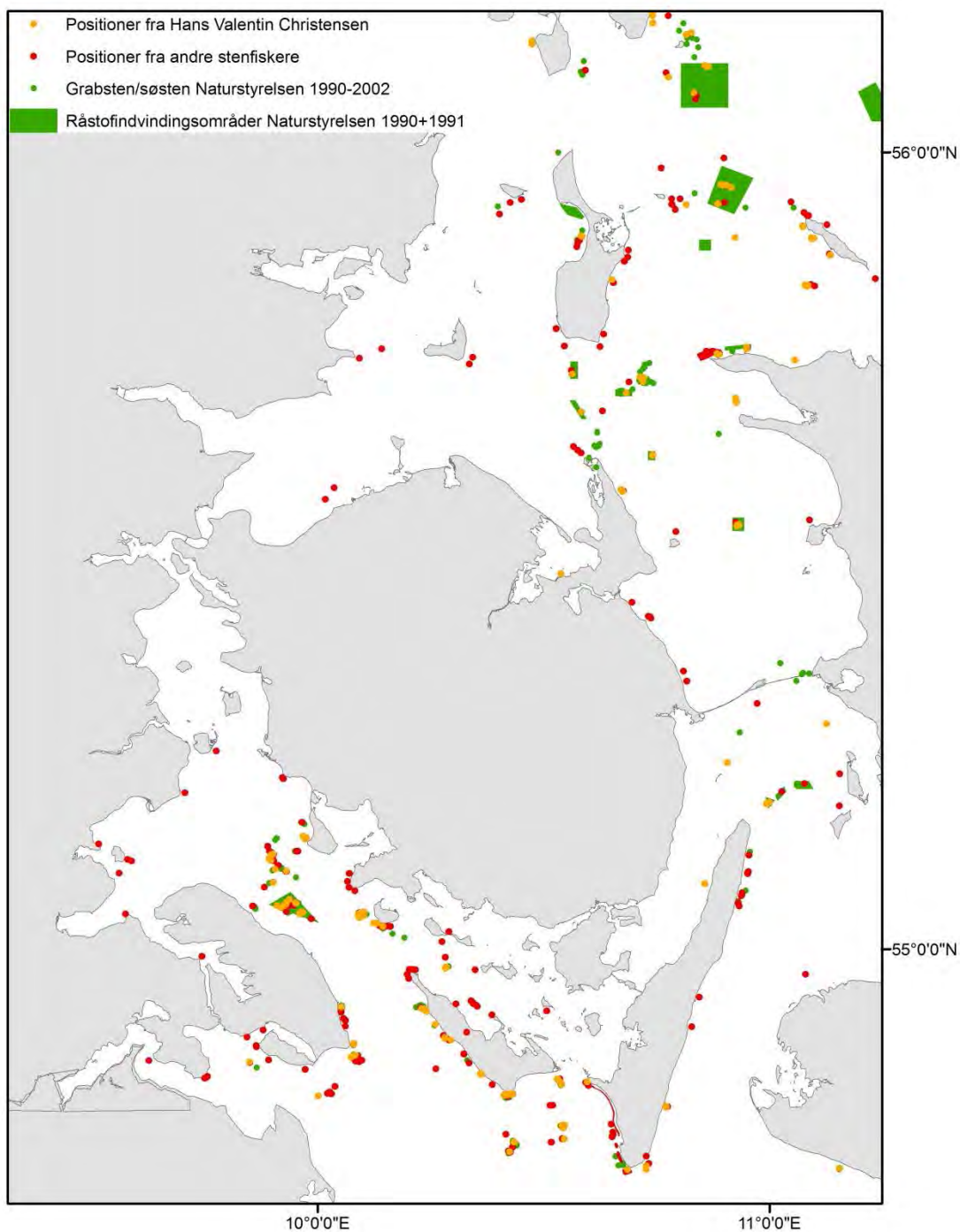
Figur 2b. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri i den vestlige del af Limfjorden. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



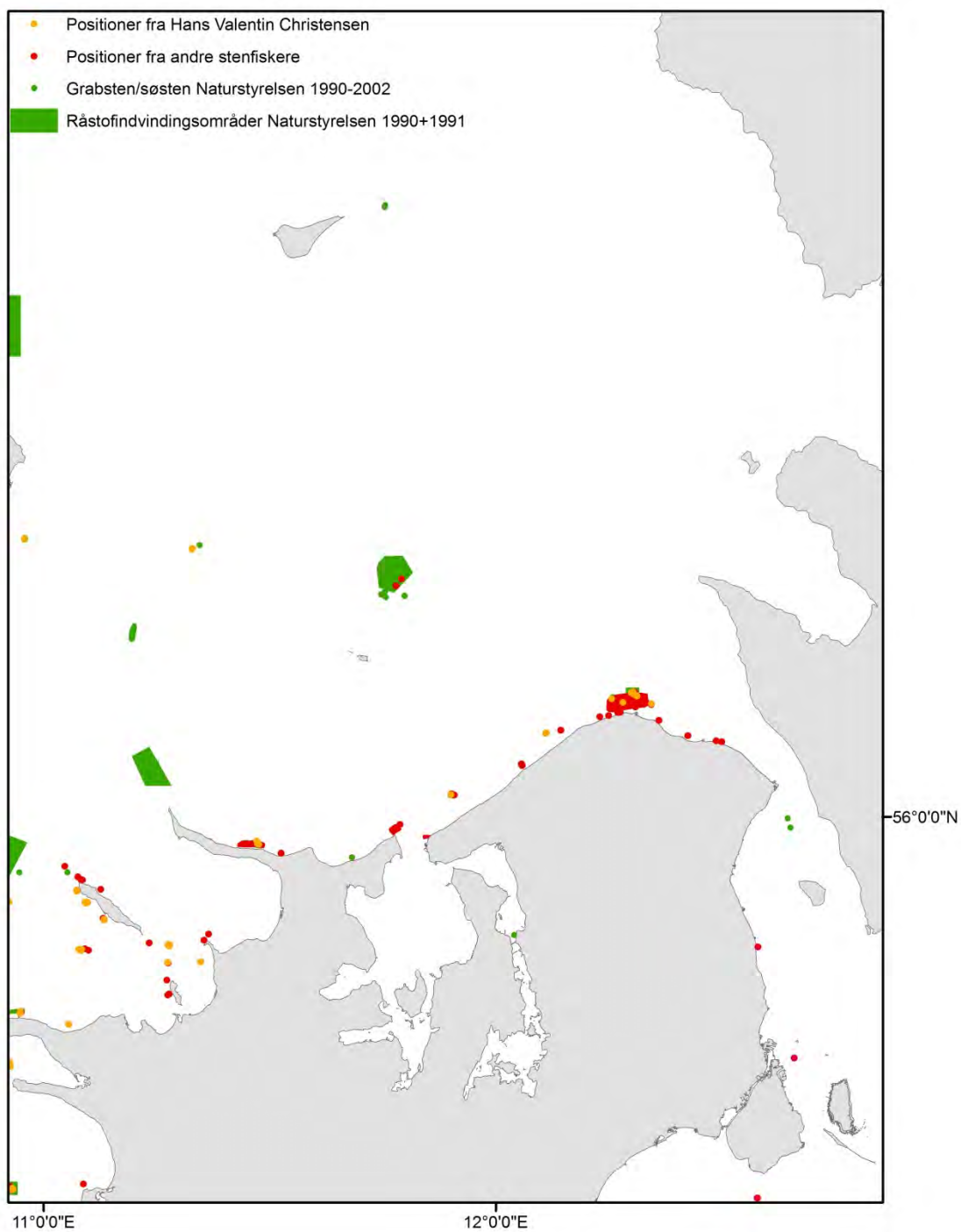
Figur 2c. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri i det nordvestlige Kattegat. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



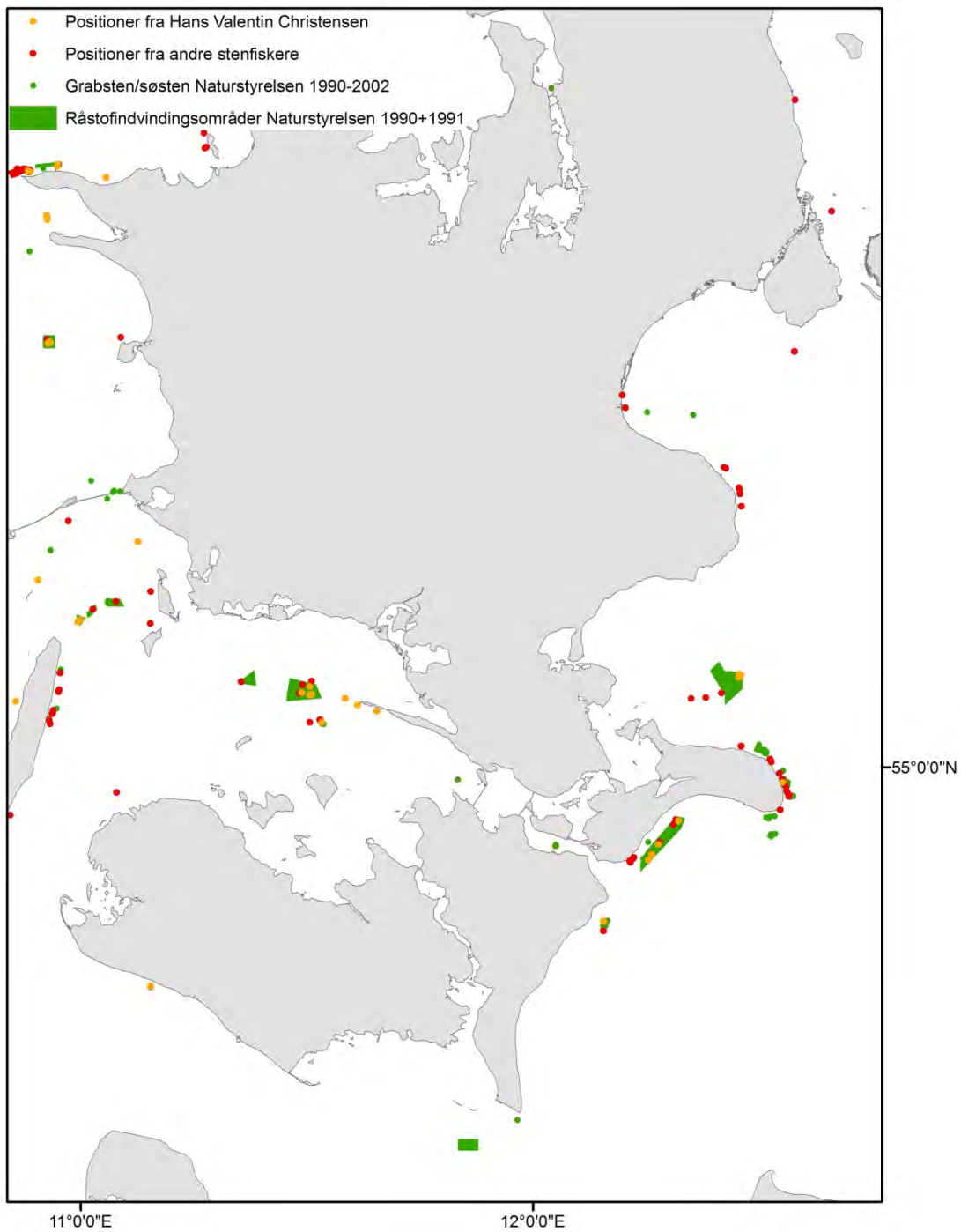
Figur 2d. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri i det sydlige Kattegat. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



Figur 2e. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri i Bælterne og syd for Fyn. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



Figur 2f. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri ud for Nordsjælland. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.



Figur 2g. Oversigt over områder med tidligere stenfiskeri ud for Nordsjælland. De orange punkter er stenfiskeri foretaget af én stenfisker, H.V. Christensen på "Asta", fra 1967-1999. De røde punkter er stenfiskeri foretaget af andre stenfiskere. De grønne punkter er indrapporteret stenfiskeri til Naturstyrelsen. De grønne arealer er indvindingsområder for stenfiskeri i 1990-1991.

2. Stenrevenes funktion

2.1 Stenrevenes fysiske funktion

Stenrev har en fysisk indvirkning på havmiljøet, idet de er med til at styre strømningmønstrene. Bølger repræsenterer den største energikilde i kystnære områder, så revene er medvirkende til at bremse den energi, der kommer fra havet og ind mod kysten. Dette skyldes at bølgelængden aftager med faldende dybde hvilket resulterer i en opkoncentration af energi over et kortere stræk og en forøgelse af bølgehøjden. Til sidst vil bølgen brække over hvilket tager energien ud af bølgen inden den rammer kysten (Masselink m.fl. 2003).



Foto 4. Bølgebrydere i form af store sten langs den nordsjællandske kyst (Kilde: <http://kysterne.kyst.dk/hvad-er-boelgebrydere.html>).

Foruden stenene i sig selv har vegetationen på stenrev også en vigtig betydning i at reducere strømshastigheden omkring et rev. Flere studier har undersøgt fisks fordeling omkring strukturer på havbunden. Resultaterne tyder på at fisk bl.a. tiltrækkes af strukturer på havbunden for at søge læ for strøm og tidevand (Stone 1978, Soldal m.fl. 2002, Karlsen 2011)

2.1.1 Erosion af de danske kyster

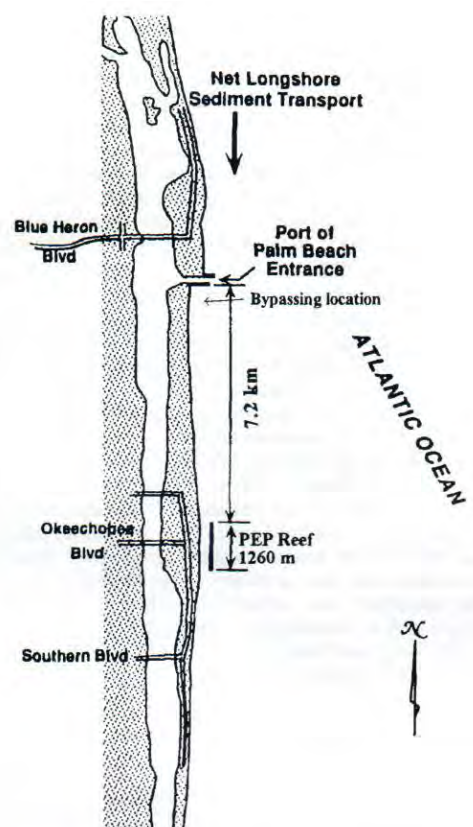
Flere områder langs den jyske vestkyst og Nordsjællands kyst har store problemer med fremskreden erosion. Områderne har høj rekreativ værdi, da der i vid udstrækning er tale om sommerhusområder. Kystsikring har derfor høj prioritet, og der etableres både bølgebrydere (**Foto 4**) og fodres med sand for at mindske erosion og i sidste ende tab af f.eks. ejendomme.

Der er flere meninger om at en væsentlig del af erosionen langs den nordsjællandske kyst kan skyldes tidligere tiders stenfiskeri bl.a. ud for Hundested). Men Sjællands nordkyst er fra naturens hånd en erosionskyst, hvilket har resulteret i en retlinet (udligningskyst) mellem Kighavn og Gilleleje. De sten, der har været genstand for stenfiskeri på den nordsjællandske kyst, blev deponeret der under den sidste istid og er vha. erosion blevet blotlagt for sand. Fjernelsen af en stor del af disse sten, typisk på vanddybder større end ca. 6 m. har selvfølgelig svækket kysten, men ikke i en grad så man kan sige at stenfiskeriet er den væsentligste årsag til den pågående kysterosion (pers. kom. Karsten Mangor, cheffingeniør, DHI).

2.1.2 Stenrev som bølgebrydere

Hvorvidt etableringen af stenrev kan mindske erosionen af de danske kyster afhænger både af placering og udformning af revet. Ved den sjællandske nordkyst kunne der være tale om at etablere et rev 200-300 m fra kysten svarende til en omtrentlig vanddybde på 5 m. Virkningen af et sådan revet vil afhænge af udstrækningen på tværs og på langs af kysten samt højden af revet over havbunden. Hvis man siger at revet vil hæve havbunden med 1 m vil der i en stormsituation med ca. 1 m højvande være ca. 5 m vand over revet. Dette vil tillade bølger med en stående højde (H_s) på 3 m at vandre uhindret over revet. Dette betyder at det vil være nødvendigt at bygge revet meget højt, for eksempel til 1 m under overfladen for at få en effekt (pers. kom. Karsten Mangor).

I et omfattende kystsikringsprojekt ved Palm Beach, Florida i USA etablerede man en 1.260 m lang bølgebryder bestående af 330 betonelementer på omtrent 3 m vanddybde (Dean et. al. 1996) (Fig. 3). Bølgebryderen var placeret under vandoverfladen og ville derfor kunne sammenligne den med et rev, etableret med samme intention. Resultatet af to års intensive målinger af bl.a. størrelse af bølger, ændringer i kystprofil, bevægelse og sætning af de enkelte revelementer viste, at revet ændrede både bølge- og strømningsmønstre på landsiden af revet. Til trods for dette blev kysterosionen alligevel ikke reduceret. Problemet var, at bølgebryderen inddæmmede vandet mellem bølgebryderen og kysten. Dette resulterede i en kraftig strøm på langs af kysten med høj transport og fjernelse af sediment fra kystområdet til følge. Efterfølgende modeller viste, at bølgebrydere først er effektive, hvis de etableres i en højde, så de går fri af vandoverfladen. Men en sådan konstruktion minder dog mere om en egentlig mole eller hørde, og det vil være meget omkostningsfyldt at bygge moler langs de eksponerede danske kyster. Med andre ord vil bygning af rev med henblik på kystsikring være en meget indirekte og begrænset effektiv strategi set i forhold til omkostningerne ved etablering.



Figur 3. Placeringen af Prefabricated Erosion Prevention (PEP) i forbindelse med kystsikring af Palm Beach, Florida, USA.

2.2 Stenrevenes biologiske funktion

Stenrev er kendt for deres store artsrigdom, og biodiversiteten øges med revets forskellighed og kompleksitet. Et rev kan bestå af tætte stenforekomster, der rejser sig mange meter over den omkringliggende bund med huler mellem stenen, eller det kan være rev med få og spredte sten med sandet eller siltet bund imellem. Et stenrev kan sågar blot bestå af flade stenstrøninger med mere eller mindre stabile sten (se definition nævnt i afsnit 1.1). Biologien varierer fra produktive frodige tangskove på store stabile sten på lavt vand, til hårbundsområder domineret af fauna på dybt vand. Fælles for de forskellige typer af rev er, at hovedparten af den biologiske

produktion er flyttet fra sedimentet og op på overfladerne af stenene. Salinitet påvirker artsammensætningen af fisk hvor den største artrigdom og tæthed af fisk i de marine områder og gradvist aftagende efterhånden som saliniteten falder (Martino & Able 2003). Saliniteten falder fra ca. 30 ppm i Skagerak til ca. 10 ppm ved Lolland-Falster efterhånden som man kommer nærmere ferskvandsudledning og områder med begrænset omrøring. For yderligere beskrivelse af salinitet, se **Faktaboks** nedenfor.

Danske farvandes saltholdighed og lagdeling

Saltholdigheden i de indre danske havområder er meget varieret og fastlægges af et samspil mellem nedbørsmængderne over de landområder, der leder floder og åer ud i farvandene, vindforholdene, havtemperaturerne og vanddybderne over de lave tærskler (se figuren).

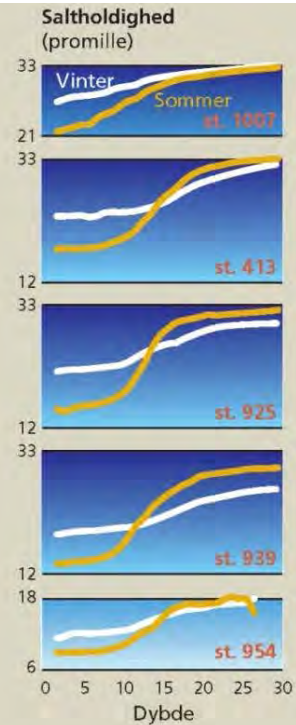


Vandmasser med lav saltholdighed og vandmasser med høj temperatur har lavere vægtfylde end vandmasser med højere saltholdighed og lavere temperatur.

Hvert år strømmer 947 km³ vand med lav saltholdighed ud af Østersøen gennem det danske Bælthav, og de vil pga. ovennævnte forhold lægge sig oven på Bælthavets og Kattegats vandmasser med en højere saltholdighed. De to lavvandede tærskler ved Drogden i Øresund og mellem Gedser og Dars forhindrer en tilsvarende stabil indstrømning af salt bundvand den modsatte vej fra Bælthavet og Øresund. Kun når særlige vejrforhold er til stede, kommer der en puls af saltere vand ind over tærsklerne, hvilket i gennemsnit giver 476 km³ vand om året.

Overfladevandet adskilles fra bundvandet af et såkaldt springlag, hvor der sker en løbende opblanding af de to vandmasser. Adskillelsen mellem overflade- og bundvand forstærkes om sommeren af, at solen opvarmer overfladelaget. Om vinteren nedkøles overfladevandet og bliver koldere end bundvandet. På et tidspunkt bliver forskellen i vandmassernes vægtfylde så lille, at efterårets storme medfører en større opblanding i vandsojlen.

Kilde: Dahl m. fl. 2003



Kortet viser den gennemsnitlige saltholdighed i overfladen, dvs. i 1-5 meters dybde, af de danske farvande. Det ses bl.a. at de lave saltholdigheder strækker sig længere mod nord langs den svenske kyst end langs den danske. Graferne viser den gennemsnitlige saltholdighed fra overfladen til bunden på udvalgte stationer i Kattegat både sommer og vinter.

2.2.1 Makroalger

Stenrev udgør hårdt substrat, som makroalger kan fæstne sig på. Makroalgerne inddeles i tre grupper baseret på deres farve og fotosyntesepigment: grønalger, brunalger og rødalger. Ud af de i alt 349 danske tangskovsarter findes størstedelen af disse på stenrev i de åbne farvande (Dahl m.fl. 2003). Undersøgelser af 8 stenrev i Kattegat viste at der typisk er mellem 7 og 29 forskellige makroalgearter på danske stenrev, men tallet menes at være lavt sat (Lundsteen m.fl. 2008).

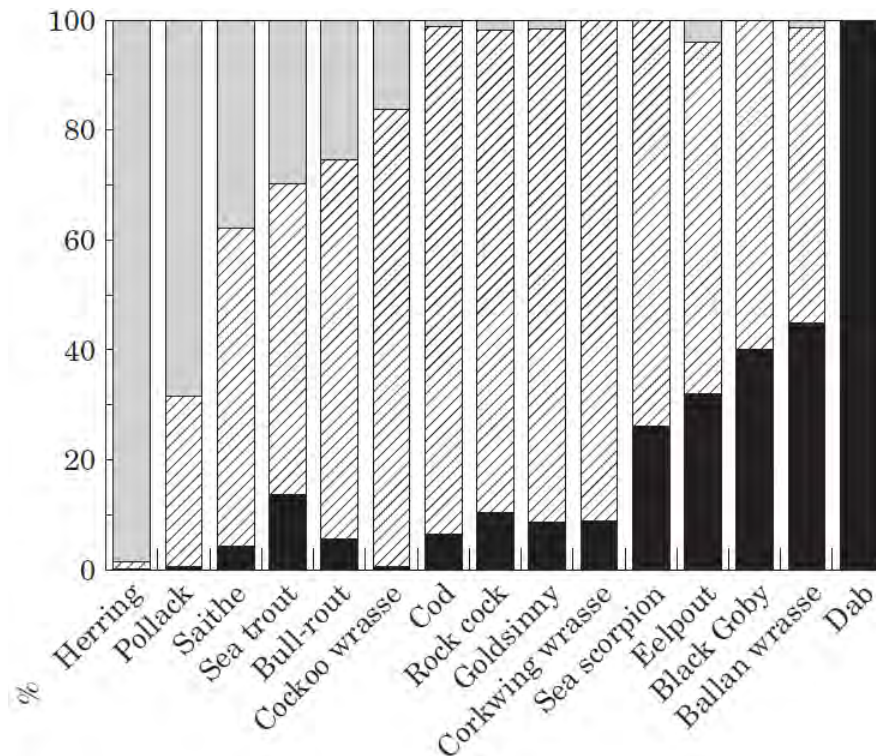
Algerne er afhængige af lys for at kunne lave fotosyntese, men lysintensiteten aftager hurtigt ned gennem vandsøjlen fordi planktonalger, opløst organisk stof, ophvirvlet bundmateriale og også vand i sig selv absorberer lys. Derudover ændres også farvesammensætningen af lyset. I de danske farvande svækkes rødt og blått lys meget hurtigt, mens grønt lys kan trænge længere ned i vandsøjlen. Dette har i sidste ende betydning for hvilke algearter, der findes på store dybder.

Det er specielt stenrev bestående af store, stabile sten, der er egnet som substrat for tangskove. På mindre sten vil makroalger fungere som et sejl, få stenene til at skurre hen over revet og herved raspe al eksisterende begroning af. Under særligt kraftige strømforhold kan vegetationen trække de mindre sten ned ad revet og ud af den fotiske zone. Uden sollys vil vegetationen gå i forrådnelse og forbruge ilt på havbunden.

På lavt vand ser man ofte et konkurrenceforhold mellem rur, blåmuslinger og makroalger. Hvis en af disse arter dominerer et stenrev, forekommer de andre to typisk i meget små tætheder (Petraitis & Methratta 2006). Ud over lys/dybde, næringssalte og strømforhold, kan også størrelsen af stenene have betydning for hvilke algearter, der etablerer sig på et rev. Christoffersen (m.fl. 2014) observerede en stigning i antallet af brunalger med stigende stenstørrelse.

Den tætte vegetation på stenrev har betydning for forekomst og tæthed af makrofauna. Ved Norges kyst fandt man op til 82.000 individer fordelt på 238 arter af mobile bunddyr på én enkelt tangplante (Christie m.fl. 2009). Der er således gode fødesøgningsmuligheder for bl.a. fisk i vegetationen. Fødeundersøgelser af de mest forekommende fiskearter, heriblandt torsk, på hårbundshabitater har også vist at størstedelen af deres føde findes i netop denne vegetation (Wennhage & Pihl 2002, Norderhaug m.fl. 2005) (**Fig. 4**). Undersøgelser har desuden pegt på, at vegetationen har stor indflydelse på fisks vækst. Kombinationen af gode fødesøgningsmuligheder, let forhøjede temperaturer som følge af reduceret strømhastigheder, forårsagede at opdrætsslaks holdt i bure i vegetation var 5-20 mm længere i gennemsnit end opdrætsslaks holdt i bure i samme flodudmunding uden vegetation (Jeffres m.fl. 2008). Lignende undersøgelser er endnu ikke blevet foretaget på stenrev.

Vigtigheden af tangskove for fisk blev demonstreret i et andet norsk studie (Lorentsen m.fl. 2010). Her sammenlignede man to områder med mere end 50 % dækningsgrad af kelp (*Laminaria hyperborea*). Kort efter høst af kelp i det ene område faldt tætheden af torsk under 15 cm med 92 %. Et år senere var tætheden af småtorsk stadig 85 % lavere end i det ikke høstede område. Tætheden af store torsk var derimod ikke påvirket af høstningen. Dette er en vigtig pointe, da de store torsk menes at kunne holde bestanden af søpindsvin nede. Søpindsvin har stor betydning for udbredelsen af tangskove, idet de kan nedgræsse en tangskov eller forhindre genetablering af nye tangskove (Sjøtun m.fl. 2006). I danske farvande er nedgræsning fra søpindsvin også et problem på stenrev i Kattegat og Storebælt (Dahl m.fl. 2003) om end problemet nu synes mindre på visse lokaliteter (Bruun m.fl. 2015). Søpindsvinene er ikke tolerante overfor lav saltholdighed, og det er derfor specielt de dybere dele af stenrevene (som ligger i de salte vandmasser), som kan være påvirket.



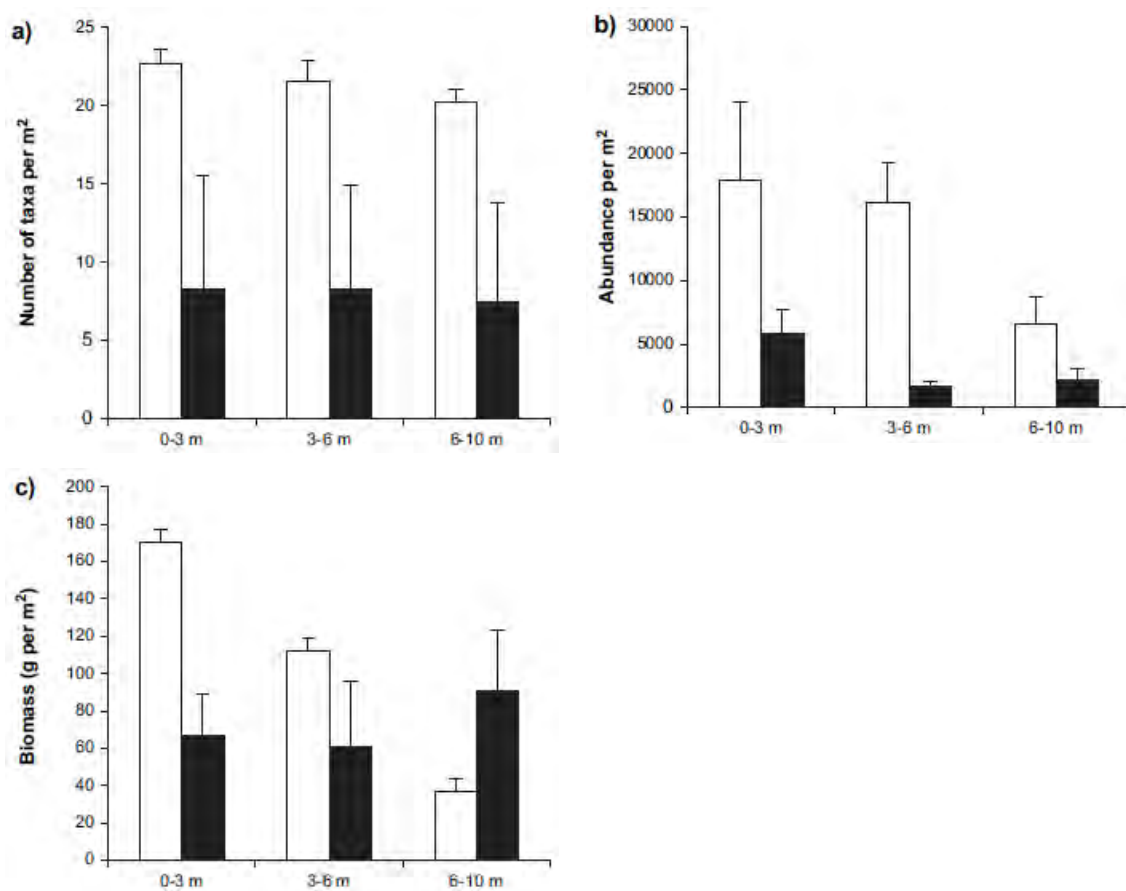
Figur 4. Fødevalg hos de dominerende fiskearter på hårbundshabitater baseret på de habitater, som bytedyrene stammer fra. (□): pelagiske arter, (▨): vegetationsarter og (■): benthiske arter. Fra Wennhage & Pihl 2002.

Stenrevs betydning for iltning af bundvandet og dermed udledning af kvælstof fra bundsedimentet samt direkte binding af kvælstof i makroalgebiomassen har de sidste år været kraftigt debatteret (Møhlenberg m.fl. 2008). Årsagen er, at man har anset reetablering af stenrev som et virkemiddel til at nedbringe kvælstof belastningen i de indre danske farvande (Møhlenberg m.fl. 2008). DHI har estimeret at man på et 2 km² stenrev i den centrale del af Limfjorden kan forvente en reducere i sedimentets nitrogenstrømning (flux) med mellem 510 og 650 tons kvælstof (Møhlenberg m.fl. 2008). Dette svarer til en reduktion i kvælstoftilførsel fra oplandet på mellem 800 og 1000 tons. Tallene er baseret på en række antagelser, og det er vigtigt at påpege, at næringsstofferne som sådant ikke vil blive fjernet ved etablering af stenrev men i stedet bundet i stenrevets tangskov, og at det primært er iltningen af bundvanden (af makroalgerne), som forhindrer frigivelse af næringsstoffer fra bundsedimentet og dermed reducerer områdets samlede næringsstof belastning. Hvis man tager højde for lysintensitet, iltsvind samt områder med egnede bundforhold, ser man endvidere, at arealerne, hvor stenrev vil have denne positive effekt, er forholdsvist begrænsede (Møhlenberg m.fl. 2013).

2.2.2 Fauna

Det er sparsomt med information om betydningen af stenrev for bundfauna. En svensk undersøgelse er så vidt vides den første og eneste foretaget i vores farvande (Stål m.fl. 2007). Her har man sammenlignet blødbundshabitater uden vegetation med hårbundshabitater med 82-97 % vegetationsdække. Tætheden af fritlevende bytedyr associeret med bunden var 17.800 individer pr. m² på 0-3 ms dybde på den hårde bund sammenlignet med 5.800 individer pr. m²

på sandbund (**Fig. 5**). Stenbunden havde generelt flest arter, flest individer og den højeste biomasse i forhold til sandbunden i alle dybder ned til 10 m. Kun på 6-10 m dybde var biomassen højere på sandbund end på stenbund. De dominerende arter på stenbunden var primært havsnegle og amphipoder, som begge er gode fødekilder for flere fiskearter. Resultaterne bekræftes af en undersøgelse på Mejl Flak og Lillegrund nord for Samsø. Her blev observeret tilsvarende høje biomasser af bunddyr på stenrev i dybdeintervallet 4-10 m, og biomasserne var markant højere end på den sandede og småstenede bund ved siden af stenene. Antallet af enkeltstående individer i forhold til dybden var sammenligneligt med den svenske undersøgelse (Dahl m.fl., 2005). Denne rigdom på arter, individer og biomasse på stenbund vidner om vigtigheden af disse habitater for de højere trofiske niveauer såsom fisk og hummere.



Figur 5. Variationen af bundfauna byttedyr med dybde på hhv. hårbund (□) og sandbund (■). a) antal arter, b) tæthed c) biomasse (Stål m.fl. 2007).

2.2.3 Fisk

Viden om stenrevs betydning for fiskebestande i de indre danske farvande er meget begrænset. En af årsager er bl.a. at det er svært at estimere tætheden af fisk præcist i så komplekse habitater med hulrum og tangskove, hvor fiskene skjuler sig i. Fiskerne har til gengæld en stor viden om, at visse fiskearter ofte holder til på eller nær hårbundshabitater såsom stenrev og vrage, og at der her er store fangster af torsk, sej og kulmule (Beyer m.fl. 2011).

Overordnet mener man, at fisk tiltrækkes af strukturer pga. føde, skjul for prædatorer og strømforhold (Stone 1978, Spanier 1996). På hvilken måde fiskene gør brug af disse mulighe-

der må antages at afhænge af de enkelt arters tilpasning og livsstadie, men den faktiske betydning for fiskene (bestandstæthed, vækst og overlevelse) er dog aldrig blevet kvantificeret. Man ved dog, at antallet af fiskearter er den samme for blød og hård bund, men der er signifikant flere fisk og en større biomasse af fisk på hårbundshabitater (Stål m.fl. 2007). Der er stor årstidsvariation i fiskeforekomsterne. Specielt om efteråret findes der store forekomster af torsk på stenrev (Wieland m.fl. 2009), mens tætheden falder om vinteren (Reubens m.fl. 2013). Torskene formodes at fouragere på de mange tilgængelige byttedyr på et stenrev om efteråret inden vinterens gydevandringerne starter.

Hårbundshabitater er et essentielt fiskehabitat, da flere fiskearter afhænger af det i løbet af deres livscyklus. Uden et essentielt habitat kan disse fiskearter ikke fuldføre deres livscyklus og populationsstørrelsen vil mindskes som følge heraf. Mange af de økonomisk vigtige fiske- og skaldyrarter, som bruger kystzonen har været i tilbagegang i adskillige år. Til trods for dette er det i stor udstrækning uvist hvor vigtige kystnære habitater såsom stenrev er for disse arter. Fornyligt har man samlet information omkring vigtigheden af forskellige habitater fra eksisterende litteratur (Seitz m.fl. 2014). Her fremgår det, at hårbundshabitater menes at være vigtige opvækstområder for bl.a. torsk, sej, lubbe og ikke mindst hummer (**Tabel 2**). Der mangler dog stadig viden på området, og det var ikke studierne primære formål at undersøge opvækstområder for de pågældende arter. Snarere er det studier, der påviser tilstedeværelsen af disse fiskearter i varierende størrelser, hvorefter det konkluderes af Seitz m.fl. (2014) at der er tale om opvækstområder. Derudover er stenrev også vigtige, idet de er gydeområde for bl.a. sild og storbider og i øvrigt fungerer som spisekammer for flere arter. Undersøgelser af maveindhold hos ål tyder også på, at de benytter stenrevs- og vegetationsområder til fouragering både som juvenile og som adulte individer (Blegvad 1916).

Tabel 2. Oversigt over hvilke økonomisk vigtige arter, der bruger hårbundshabitater som et vigtigt habitat i løbet af deres livscyklus (modificeret fra Seitz m.fl. 2014)

Art	Dansk navn	Gydning	Opvækst	Fouragering	Migration	Kilde
<i>Anguilla anguilla</i>	ål		x	x		Blegvad 1916, Moriarty & Dekker 1994, Pihl & Wennhage 2002, Bergström m.fl. 2011
<i>Clupea harengus</i>	sild	x				Pihl & Wennhage 2002, Rajasilta m.fl. 1989
<i>Cyclopterus lumpus</i>	stenbidder	x	x			Davenport 1985
<i>Gadus morhua</i>	torsk		x			Pihl & Wennhage 2002, Norderhaug m.fl. 2005
<i>Pollachius pollachius</i>	lubbe		x			Pihl and Wennhage 2002, Norderhaug m.fl. 2005
<i>Pollachius virens</i>	sej		x			Pihl and Wennhage 2002, Norderhaug m.fl. 2005
<i>Salmo salar</i>	laks				x	McCormick m.fl. 1998
<i>Salmo trutta</i>	ørred			x		Pihl & Wennhage 2002
<i>Homarus gammarus</i>	sorthummer		x	x		Howard & Bennett 1979, Jensen m.fl. 1994, Wahle & Steneck 1991
<i>Cancer pagurus</i>	taskekrabbe		x	x		Thrush 1986, Hall m.fl. 1993, Sheehy & Prior 2008
<i>Mytilus edulis</i>	blåmusling	x	x	x		Lintas & Seed 1994, Prins & Smaal 1994, Walter & Liebezeit 2003

Omfanget af stenrevenes areal i de danske farvande er relativt begrænset og udgør en minimal del af den samlede havbunds areal (Dahl m.fl. 2003). Formentlig netop på grund af dette begrænsede areal, har man antaget at betydningen af disse habitater for fiskebestande var ubetydelig. Der er dog i det seneste årti sket en øget erkendelse af at stenrevene specielt på det lavere vand biologisk er meget produktive og artsrige, og at det omfattende stenfiskeri netop

på disse stenrev kan have haft alvorlige konsekvenser for de kystnære økosystemer (Støttrup m.fl. 2013).

Det første tiltag for naturgenopretning på stenrev i Danmark var Læsø Trindel (Stenberg m.fl. 2015). Ifølge søkort fra slutningen af 1800-tallet kunne man se revets oprindelige dybde på godt 1 m. Stenfiskeri havde fjernet toppen af revet og gjort det ustabil, så de mindre sten begroet med makroalger skurrede begroning af de resterende sten. Under naturgenopretningsprojektet stabiliserede man den lavvandede del af revet og hindrede/reducerede erosion, og man genskabte den højeste top på ca. 1,5 m dybde samt de huledannende formationer. Efter restaureringen af Læsø Trindel så man en signifikant højere tæthed af bunddyr (Stenberg m.fl. 2015), torsk og sej (Støttrup m.fl. 2014). Også marsvin brugte længere tid på revet efter restaureringen (Mikkelsen m.fl. 2013), hvilket tyder på et forbedret habitat med gode fødemuligheder. Siden restaureringen af Læsø Trindel har der været enkelte mindre projekter med genskabelse af stenrev i bl.a. Lillebælt og ved Als, hvor man stadig afventer de endelige resultater (se AP8 for mere information om (gen)skabte stenrev i Danmark). Effekten på fisk umiddelbart efter genskabelsen af stenrevet Middelgrund viste, at der var en signifikant højere tæthed af specielt havkarusser og kutlinger umiddelbart op mod de nye stenrev, men at der overordnet ikke var nogen effekt på fiskefaunaen et år efter etableringen (Bak 2013).

Tak til

Hans Valentin Christensen, stenfisker på "Asta", en særlig tak for at stille data, historier og tid til rådighed.

Tage Rasmussen, Jens Christensen, Niels-Jørgen Kromann, Eggert Falck tidl. stenfiskere, samt **Henrik Nielsen** observator af stenfiskeri for deres bidrag til kort over stenfiskeri i de danske farvande.

Stig Helmig, Marin Rådgivning, og **Karsten Dahl**, DCE, for vejledning i lovgivning vedr. stenfiskeri.

Karsten Mangor og Flemming Møhlenberg, DHI, for kommentarer til kystbeskyttelse og bølgemodeller.

Thomas Behrendt Klinggaard og Laura Addington, Naturstyrelsen, for bidrag til kort over stenfiskeri i de danske farvande.

Stine Kærulf Andersen, DTU Aqua, for bidrag med interviews af stenfiskere og til GIS-kort over stenfiskeri.

Josefine Egekvist, DTU Aqua, for produktion af GIS-kort over stenfiskeri.

Isak Erik Rasmussen, Claus Stenberg og Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for bidrag til manuskript.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur

Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri



Den Europæiske
Fiskerifond

Referencer

- Bak M (2013). An investigation of changes in species composition and abundance of individuals of a fish community at a reestablished Danish boulder reef. Specialerapport, Københavns Universitet.
- Beyer JE, Pedersen MF, Wieland K, Andersen NG (red) (2011) Optimization of fisheries resource exploitation in the Skagerrak (Oskar). DTU Aqua-rapport nr. 239-2011. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet
- Blegvad H (1916) Om fiskenes føde i de danske farvande inden for Skagen. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station XXIV:17-72
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S (2009) Macrophytes as habitat for fauna. *Mar Ecol Prog. Ser* 396:221-233
- Christoffersen M, Dolmer P, Sørensen TK, Dinesen GE, Geitner K, Larsen F, Poulsen L, Stenberg C, Eigaard O, Frandsen R, Lisbjerg D, Stage B, Kindt-Larsen L, Rasmussen RS (2014) Fiskeriforvaltning i Natura 2000 områder. DTU Aqua-rapport nr. 290-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet
- Dahl K, Hansen J, Helmig S, Nielsen R, Larsen HS (2001) Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser rapport nr 352
- Dahl K, Lundsteen S, Helmig SA (2003) Stenrev – havets oaser. Danmarks Miljøundersøgelser. Gads Forlag, København
- Dahl K, Lundsteen S, Tendal OS (2005) Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø. 87 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 529. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup J, Dolmer P, Tendal OS (2009) Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 48 pp. - NERI Technical Report No. 757
- Dean, R.G., Chen, R., Browder, A.E. (1997) Full scale monitoring study of a submerged breakwater, Palm Beach, Florida, USA. *Coastal Engineering* 29: 291-315.
- Jeffres CA, Opperman JJ, Moyle PB (2008) Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river. *Environ Biol Fish* 83:449-458
- Karlsen J (2011) Hot on the tail of hefty Atlantic cod: an interdisciplinary study on the behaviour at ship wrecks in the North Sea. Ph.d.afhandling. DTU Aqua og Aarhus Universitet.
- Lorentsen S-H, Sjøtun K, Grémillet D (2010) Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation* 143:2054-2062
- Lundsteen S, Dahl K, Tendal OS (2008) Biodiversity on boulder reefs in central Kattegat. BALANCE Interim Report No 15 25 pp.
- Martino EJ, Able KW (2003) Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:969-987
- Masselink GM, Hughes MG (2003) *Coastal Processes & Geomorphology*. Hodder Education.
- Mikkelsen L, Mouritsen KN, Dahl K, Teilmann J, Tougaard J (2013) Re-established stony reef attracts harbor porpoises *Phocoena phocoena*. *Mar Ecol-Prog Ser* 481:239-248
- Møhlenberg F, Andersen JH (red), Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden: Fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen
- Møhlenberg F, Nøddebo Poulsen R, Andersen JH (2013) Metode til og foreløbig screening af områder hvor etablering af stenrev kan anvendes som virkemiddel i vandplanlægningen. DHI & DCE, Hørsholm
- Naturstyrelsen (2011a) Natura 2000 plan 2010-2015. Hatter Barn. Natura 2000 område nr. 198. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.
- Naturstyrelsen (2011b) Natura 2000 plan 2010-2015. Røsnæs og Røsnæs Rev Natura 2000 område nr. 166 Habitatområde H195. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.
- Naturstyrelsen (2012a) Marin kortlægning. Kortlægning af sandbanker og rev i 38 kystnære marine Natura 2000-områder 2012.

- Naturstyrelsen (2012b) Marin råstof og naturtypekortlægning i Kattegat og vestlige Østersø 2011.
- Naturstyrelsen (2013) Marin habitatnaturtype-kortlægning 2012.
- Naturstyrelsen (2014) Marin habitatkortlægning i de indre danske farvande 2014.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S (2005) Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *J Mar Biol Assoc UK* 85:1279-1286
- Petratis PS, Methratta ET (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *J Exp Mar Biol Ecol* 338:222-232
- Reubens JT, Pasotti F, Degraer S, Vincx M (2013) Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry. *Marine Environmental Research* 90:128-135
- Seitz RD, Wennhage H, Bergstöm U, Lipcius RN, Ysebaert T (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES J Mar Sci* 71(3):648-665
- Sjøtun K, Christie H, Fosså JH (2006) The combined effect of canopy shading and sea urchin grazing on recruitment in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). *Mar Biol Res* 2:24-32
- Skov- og Naturstyrelsen (2007) Naturtypekortlægning I Nordsøen, Jyske Rev 2006.
- Skov- og Naturstyrelsen (2008) Kortlægning af Natura 2000 habitaterne: Boblerev (1180), Rev (1170), Sanbanker (1110).
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1993). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1992
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1994). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1993
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1995). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1994
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1996). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1995
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1997). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1996
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1998). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1997
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (2000). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1998
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (2000). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1999
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2002). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2000
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2002). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2001
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2003). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2002
- Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (1992) Handslingsplan for Råstofindvinding, 1992. Stenfiskeri. Forslag til indvindingsområder for Stenfiskeri II, 2.
- Soldal AV, Svellingen I, Jørgensen T, Løkkeborg S (2002) Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES J Mar Sci* 59:S281-S287
- Spanier E (1996) Assessment of habitat selection behavior in macroorganisms on artificial reefs. Jensen AC (red) Proceedings of the 1st European Artificial Reef Research (EARRN) conference. Ancona, Italy
- Stenberg C, Støttrup, J, Dahl K, Lundsteen S, Göke C, Norden Andersen O (2015) Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua-rapport nr. 289-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet
- Stone RB (1978) Artificial reefs and fishery management. *Fisheries* 3(1):2-4 Turner
- Støttrup JG, Stenberg C, Dahl K, Kristensen L, Richardson K (2014) Restoration of a Temperate reef: effects on the fish community. *Open J Ecol* 4:1045-1059
- Støttrup JG, Stenberg C, Dinesen GE, Christensen HT, Wieland K (2013) Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. DTU Aqua-rapport nr. 266-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet

- Stål J, Pihl L, Wennhage H (2007) Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuar Coast Shelf S* 71:593-607
- Wennhage H, Pihl L (2002) Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *J Fish Biol* 61(A):207-228
- Wieland K, Pedersen EMF, Olesen HJ, Beyer JE (2009) Effect of bottom type on catch rates of North Sea cod (*Gadus morhua*) in surveys with commercial fishing vessels. *Fish Res* 96:244-251

Hjemmesider:

<http://kysterne.kyst.dk/hvad-er-boelgebrydere.html>

Bilag A: Stenfiskeri 1990-1991

Stenfiskerområder 1990-1991	m ³	m ³
	Grabsten	Dykkersten
Böchers Grund og Hjelm Bugt	4267	324
Bolsaks	172	
Broen I II	195	76
Falske Bolsaks	598	
Gilleleje Flak		72
Grunde NV Fyns Hoved	75	
Kirkegrund	60	78
Lysegrund	494	
Moselgrund		204
Munkegrunde og Middelflak	1381	168
Sjællands Rev	42	
Søndre Stenrøn	815	291
Vene Grunde	225	
Totalt m³	8324	1213

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (1992) Handlingsplan for Råstofindvinding, 1992. Stenfiskeri. Forslag til indvindingsområder for Stenfiskeri II, 2.

Bilag B: Stenfiskeri 1992

Stenfiskeri 1992			
Optagning			
SNS nr	SNS område	Grabsten m ³	Søsten m ³
120	Bagenkop	120	0
135	Billes Grund	156	0
190	Bredgrund	72	0
320	Elefantgrund	78	0
340	Fakse Bugt	798	0
420	Fyns Hoved	234	0
460	Gilleleje Flak	376	0
630	Hjelm Bugt	255	0
980	Lysegrund	0	90
1040	Lyø Vesterflak	291	0
1115	Mommark	156	0
1140	Munkegrunde	162	0
1285	Paludans Flak	237	0
1300	Pøls Rev	198	0
1470	Skadegrund	126	0
1525	Snaves Røn	78	0
1610	Søndre Stenrøn	363	0
1965	Østbroen	130	0
1970	Østerrenden	160	0
1990	Østpuller	106	0
	Total	4096	90

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1993). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1992.

Bilag C: Stenfiskeri 1993

Stenfiskeri 1993

Optagning fordelt på SNS områder

SNS nr	SNS område	Grabsten m ³	Søsten m ³
300	Ebbeløkke	231	0
730	Juelsgrund	380	0
920	Langgrund	546	0
955	Lindehoved	156	0
1020	Lyø Sand	78	0
1065	Marstal Bugt	198	0
1070	Marstal Rende	261	0
1290	Præstbjerg Rev	72	0
1370	Røsnæs Rev	150	0
1610	Søndre Stenrøn	78	0
1683	Torup Flak	167	0
1695	Tranerodde	312	0
1810	Vejsnæs Flak	78	0
1820	Vejsnæs Nakke	144	0
2000	Århus	925	0
	Total	3776	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1994). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1993.

Bilag D: Stenfiskeri 1994

Stenfiskeri 1994			
Optagning fordelt på SNS områder			
SNS nr	SNS område	Grabsten m³	Søsten m³
135	Billes Grund	447	0
140	Bjelkes Flak	0	380
300	Ebbeløkke	715	0
320	Elefantgrund	0	126
340	Fakse Bugt	72	0
350	Falske Bolsaks	441	111
390	Frederikssund Nor	200	0
420	Fyns Hoved	78	0
430	Gedser	63	0
860	Korsør	105	0
905	Langeland NØ	66	144
920	Langgrund	258	0
980	Lysegrund	189	0
1065	Marstal Bugt	290	0
1070	Marstal Rende	78	0
1115	Mommark	309	0
1250	Nyrup Bugt	254	0
1285	Paludans Flak	48	0
1370	Røsnæs Rev	66	0
1375	Rågeleje	139	0
1525	Snaves Røn	42	0
1573	Storstrømmen	355	0
1695	Tranerodde	78	0
1810	Vejsnæs Flak	376	0
1880	Vindeholme	228	0
1940	Ærø Nordvest	402	0
Total		5299	761

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1995). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1994.

Bilag E: Stenfiskeri 1995

Stenfiskeri 1995

Optagning fordelt på SNS områder

SNS nr	SNS område	Grabsten m ³	Søsten m ³
340	Fakse Bugt	0	78
420	Fyns Hoved	396	0
980	Lysegrund	1242	60
1030	Lyø Syd	299	0
1065	Marstal Bugt	126	0
1375	Rågeleje	66	0
1460	Sjællands Rev	144	0
1610	Søndre Stenrøn	1020	0
1695	Tranerodde	78	0
1810	Vejsnæs Flak	649	0
1940	Ærø Nordvest	54	0
	Total	4074	138

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1996). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1995.

Bilag F: Stenfiskeri 1996

Stenfiskeri 1996			
Optagning fordelt på SNS områder			
SNS nr	SNS område	Grabsten m³	Søsten m³
115	Asnæs Rev	105	46
140	Bjelkes Flak	8398	0
340	Fakse Bugt	0	279
350	Falske Bolsaks	1972	817
510	Grønsund	1824	0
583	Helnæs	372	0
620	Hjelm	244	0
695	Issehoved	81	0
945	Lillegrund	75	0
1030	Lyø Syd	72	0
1065	Marstal Bugt	631	51
1290	Præstbjerg Rev	219	0
1300	Pøls Rev	75	0
1597	Sælvig	55	73
1810	Vejsnæs Flak	723	63
1830	Venegrunde	51	0
1840	Vengeance Grund	119	45
1885	Voderup	0	66
1940	Ærø Nordvest	427	0
	Total	15443	1440

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1997). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1996.

Bilag G: Stenfiskeri 1997

Stenfiskeri 1997

Optagning fordelt på indvindingsområder

Område nr.	Område	Grabsten m ³	Søsten m ³
504SA	Bolsaks	271	0
504SB	Falske Bolsaks	1022	0
520SA	Gyldenløves Flak	288	0
520SB	Brunhoved	287	0
538SA	Hjelm Bugt	66	0
542SA	Søndre Stenrøn	1192	0
544SD	Vengeance Grund	63	0
550SA	Paludans Flak	135	0
566SC	Vejsnæs Flak	356	0
542SD	Ærø NV Vitsø	75	0
542SF	Billes Grunde	70	0
542SG	Mømmark	72	0
	Total	3897	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (1998). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1997.

Bilag H: Stenfiskeri 1998

Stenfiskeri 1998			
Optagning fordelt på indvindingsområder			
Område nr.	Område	Grabsten	Søsten
		m³	m³
566SC	Vejsnæs Flak	144	0
504SA	Bolsaks	50	0
504SB	Falske Bolsaks	72	0
520SB	Brunhoved	1205	0
538SA	Hjelm Bugt	72	0
542SA	Søndre Stenrøn	138	0
550SA	Paludans Flak	222	0
	Total	1903	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (2000). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1998.

Bilag I: Stenfiskeri 1999

Stenfiskeri 1999

Optagning fordelt på indvindingsområder

Område nr.	Område	Grabsten m ³	Søsten m ³
504SB	Falske Bolsaks	60	0
520SB	Brunhoved	96	0
530SB	Lysegrund	480	0
	Total	636	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet (2000). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 1999.

Bilag J: Stenfiskeri 2000

Stenfiskeri 2000

Optagning fordelt på indvindingsområder

Område nr.	Område	Grabsten m ³	Søsten m ³
520SA	Gyldenløves Flak	208	0
520SB	Brunhoved	66	0
530SB	Lysegrund	75	0
	Total	349	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2002). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2000.

Bilag K: Stenfiskeri 2001

Stenfiskeri 2001

Optagning fordelt på indvindingsområder

Område nr.	Område	Grabsten m ³	Søsten m ³
530SB	Lysegrund	321	0
Total		321	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2002). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2001.

Bilag L: Stenfiskeri 2002

Stenfiskeri 2002

Optagning fordelt på indvindingsområder

Område nr.	Område	Grabsten m ³	Søsten m ³
530SB	Lysegrund	321	0
	Total	321	0

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet (2003). Råstofproduktion i Danmark. Havområdet. 2002.

Projekt Revfisk

Arbejdspakke 1: Projektkoordinering og formidling (Koordinering)

Claus Stenberg (AP leder), Josianne Støttrup (DTU Aqua), Karsten Dahl (DCE) og Flemming Møhlenberg (DHI)

Maj 2015

Indhold

Resumé	55
1. Metode og projektorganisation.....	58
2. Projektleverancer	59
3. Projektaktiviteter.....	60
3.1 Feltarbejde på Hatter Barn.....	60
3.2 Mesocosmos-forsøg på Den Blå Planet	60
3.3 Modellering.....	60
3.4 Review af forvaltningsstrategier	61
3.5 Intern projektledelse og formidling	61
3.6 Ekstern formidling	61
Tak til	66
Referencer.....	67
Bilag A: Forskere undersøger stenrev	68
Bilag B: Stenrev som laboratorium.....	69

Resumé

I denne delrapport gennemgås projektets mål, organisation, aktiviteter og formidling.

RevFisk projektets overordnede mål er at opbygge viden om marine stenrevs funktion for fisk og deres betydning som gyde- og opvækstområde. Projektet vil implementere denne viden til at udvikle forvaltningsværktøjer, der dels kan anvendes ved etablering af nye stenrev og dels til forvaltning af eksisterende stenrev.

Projektet består af i alt otte arbejdsplaner (AP); en tværgående AP, som tager sig af projektkoordination og formidling samt syv AP'er med hver deres specifikke målsætning. Projektorganisationen er skitseret i figur 3. Generelt er projektet opbygget sådan, at AP 2-5 vil stå for den primære dataindsamling og vidensopbygning, AP 6-7 vil udvikle og analysere modeller, som kan forbedre grundlaget i forvaltningsværktøjer, mens AP 8 vil bruge den nye viden til at udvikle forvaltningsstrategier for stenrev, som kan optimere stenrevs funktion som gyde- og opvækstområde. Hver AP'er ledes af en arbejdsplanleder, mens der overordnet for projektet er nedsat en styregruppe bestående af én person fra hver institution plus projektkoordinatoren.

Dataindsamling og vidensopbygning

Der er gennemført togtur til dataindsamling på stenrevet Hatter Barn i det sydlige Kattegat fra april til december 2014. Til fiskeundersøgelserne blev der chartret et skib, Bella KA100 (fig. 4), som gennemførte indsamlinger i perioden 25.-26. april, 13.-14. maj, 26.-29. maj, 1.-5. juni, 10.-13. juli, 4.-5. august, 22.-26. september, 1.-4. oktober, 3.-5. november og 2.-3. december 2014. Her blev fordelingen af fisk på stenrev undersøgt sammen med indsamling af fisk til fødeundersøgelse.

Akustisk mærkede torsk blev registreret vha. automatiske lyttestationer placeret strategisk på Hatter Barn. I forbindelse med optagning af disse lyttestationer, blev der gennemført sejlads med Marinehjemmeværnet under deres Havforskerprogram 25.-28. november 2014.

Undersøgelser af den tilstedeværende fauna på Hatter Barn blev gennemført 19-22. maj 2014 med charteret fartøj Seamaster fra TP-Offshore.

Studier i revfisks adfærd og interaktioner blev udført i storskala akvarieeksperimenter på den Blå Planet fra maj til september 2014. Selve forsøgene fandt sted i juni-august i en stor tank uden for publikums rækkevide, men der blev også opsat et formidlings-forsøg i stenrevsakvariet på den Blå Planet til fordel for publikum. Der blev endvidere lavet en udstilling om stenrev på den Blå Planet, som er beskrevet i afsnittet om ekstern formidling.

Modellering

Juvenile torsks adfærd omkring Hatter Barn blev modelleret ved at inkludere de vigtigste sammenhænge mellem torsks bevægelsesadfærd og ydre parametre som f.eks. habitatype, vandtemperatur, saltholdighed, strømforhold og tilstedeværelsen af andre torsk. Den endelige modeludvikling blev fastlagt på baggrund af data fra AP4 og AP5, litteraturstudie i juvenile torsks adfærdsmekanismer og -biologi samt publicerede metoder inden for agent-baserede modeller af fisks adfærd.

Endvidere blev der udført højopløselig hydrodynamisk modellering (CFD) omkring modelstenrev etableret i en tank på Den Blå Planet. Der blev gennemført en numerisk modellering af

strøm og turbulens, der konfigureres på et 5 x 5 x 2 m stort domæne (testtankens størrelse). Resultaterne kan anvendes til at prioritere design og udformning af rev i forbindelse med bl.a. habitatrestaurering eller kortlægning af foretrukne småskala habitater på eksisterende rev.

En statisk modellering af hvor mange fisk af 4 udvalgte arter (de hyppigst forekommende fisk på Hatter Barn) Hatter Barn kan understøtte med føde. Her blev hhv. det dybe og det lave rev sammenlignet og den samlede energi på de to rev blev sammenlignet.

Sidst med ikke mindst blev 3 fiktive revdesign modelleret af samme mængde sten – et højt, et langt og tre mindre rev. Designets effekt på bl.a. strømforhold og biomasse på de tre rev blev vurderet, og det fremgik, at det høje rev var det bedste med henblik på bærekapacitet for fisk.

Review af forvaltningsstrategier

Forvaltningsstrategier for stenrev i Danmark og en række europæiske og skandinaviske lande er gennemgået i arbejds pakken. Også relevant litteratur om fiskerieffekter på stenrev blev og gengivet her. Derudover blev de forskellige stenrevs og biogene rev tiltag foretaget i Danmark nævnt, og de overordnede konklusioner af disse angiver retningslinjer for, hvordan man skal gribe habitatrestaureringsprojekter an i fremtiden. Der mangler stadig en del viden på området, og det fremhæves i denne arbejds pakke, hvor man bør lægge en indsats fremover.

Møder

Der har været afholdt et kick-off møde for projektet deltagere den 7. februar 2014. Her blev projektets idéer og planer formidlet til projektets deltagere, og det endelige projektforløb blev planlagt.

Projekts styregruppe har afholdt møder 7. februar, 4. september, 24. november 2014 og 21. januar 2015. Derudover har styregruppen jævnligt været i kontakt over e-mail og telefon. I de enkelte arbejds pakker har der også været afholdt jævnlige møder.

Den 15. december 2014 blev der afholdt et større afsluttende møde, hvor alle projektets deltagere atter var inviteret, og hvor de foreløbige resultater fra projektet blev præsenteret og diskuteret.

Formidling

Projektet har haft stor fokus på at det skulle formidles bredt. I følgende er eksterne formidling delt op i populærvidenskabelig samt faglig formidling. De faglige resultater har naturligvis først været tilgængelige i projektets afslutningsfase, hvorfor den faglige formidlingsliste er forholdsvis kort. Den forventes at blive betydeligt længere efter projektet afsluttes, og der udgives flere videnskabelige artikler som følge af undersøgelserne under projekt RevFisk.

Populærvidenskabelig formidling:

- Der blev oprettet en Facebook-side om projektet, hvor vi løbende har lagt opdateringer ud. Siden har 99 "likes" og over 500 besøgende.
- DTU Aquas har bragt en "nyhed" på sin hjemmeside med titlen "DTU-forskere omdanner stenrev til laboratorium" hvor DTU's arbejde med stenrev, herunder RevFisk blev beskrevet.
- Projektet har endvidere deltaget i et DR Natursyn i programmet "Stenrev og hvad så?". En 40 minutters udsendelse med fokus på Projekt RevFisk og stenrev, hvor der bl.a. indgår interview med Claus Stenberg og Mikael van Deurs.

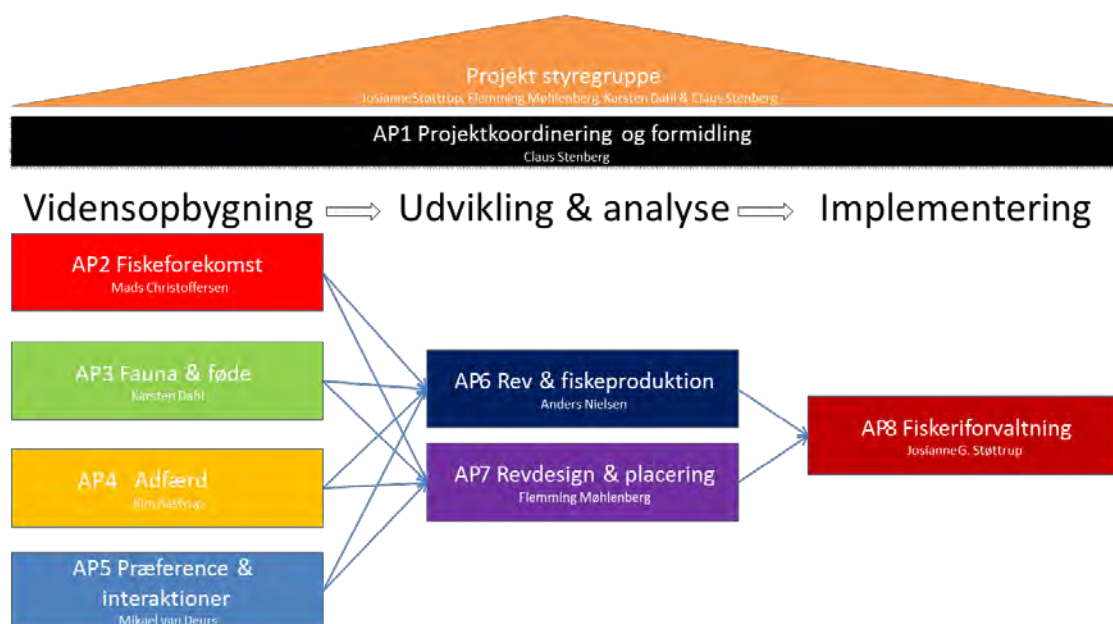
- Danmarks Radio P4 region Sjælland bragte et interview med Claus Stenberg den 19. juli om feltarbejdet på Hatter Barn.
- Der har været bragt en række artikler om projektet i diverse aviser og interesseblade. Fiskeri Tidende 9. august 2014, 1. sektion, side 14. Titlen på artiklen var "Forskere undersøger stenrev". Nordvestnyt Kalundborg 14. juli 2014, 1. sektion, side 4. Titlen på artiklen var "Stenrev som laboratorium".
- I samarbejde med Den Blå Planet lavede projektet en udstilling om stenrev og projekt RevFisk. Udstillingen havde premiere i august 2014 og har været besøgt af mange tusinde mennesker.

Faglig formidling:

- Kystnære stenrev – en oversigt over deres historiske skæbne, nuværende status og biologiske betydning. Foredrag på Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015.
- Adfærd hos torsk på et kunstigt stenrev i et baglokale på den Blå Planet. Foredrag på Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015.
- RevFisk – et projekt som kvantificerer stenrevs betydning for fisk. Poster på Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015.

1. Metode og projektorganisation

Projekt RevFisk består af i alt otte arbejds pakker (AP); en tværgående AP, som tager sig af projektkoordination og formidling samt syv APer med hver deres specifikke målsætning. Projektorganisationen er skitseret i **Fig. 1.1**. Generelt er projektet opbygget sådan, at AP 2-5 vil stå for den primære dataindsamling og vidensopbygning, AP 6-7 vil udvikle og analysere modeller, som kan forbedre grundlaget i forvaltningsværktøjer, mens AP 8 vil bruge den nye viden til at udvikle forvaltningsstrategier for stenrev, som kan optimere stenrevs funktion som gyde- og opvækstområde. Hver AP'er ledes af en arbejds pakkeleder, mens der overordnet for projektet er nedsat en styregruppe bestående af én person fra hver institution plus projektkoordinatoren.



Figur 1.1. Projektorganisation med de enkelte arbejds pakker (firkanter) og styregruppe (trekant).

2. Projektleverancer

De enkelte AP har haft ansvaret for en række konkrete leverancer (**Tabel 1.1**). En nærmere beskrivelse af de enkelte referencer er beskrevet i de enkelte arbejdsrapporter.

Tabel 1.1. Oversigt over de enkelte AP og deres leverancer samt i hvilket forvaltningsværktøj de indgår

AP	Projekt leverancer
1	Formidling af projektets idé og resultater i såvel populærvidenskabelig som videnskabelig form. Målgruppen vil være hhv. den offentlige forvaltning og befolkningen som helhed samt forsknings- og rådgivningsinstitutioner.
2	Forekomst og årscyklus af fordeling af fisk og biodiversitet af fisk på stenrev.
3	Biomasser som funktion af stenrevstype (4 funktionelle grupper af makroalger)
	Biomasser og individtætheder af faunagrupper som funktion af stenrevstype
	Fødepræference og biomasse af faunagrupper hos udvalgte fiskearter
	Kvantificering af tilgængeligt fødeudbud for fisk på stenrev som funktion af størrelse og dybde
4	Kortlægning af fisks rumlige brug af et stenrev
	Kvantificering af udvalgte fisks relative ophold på stenrev
5	Beskrivelse af forskellige individuel adfærd hos juvenile torsk i et refugium-arena mesocosmos design
	Juvenile torsks placering i forhold til hydrodynamisk variabilitet.
	Interaktioner mellem juvenile torsk og læbefisk.
6	Evaluer og kvantificere effekten af stenrev på forekomsten og mængden af de forskellige fiskearter ved udvikling af modeller, der kan anvendes som forvaltningsværktøj
7	Gennemtestede modelværktøjer til prioritering af fysisk design og udformning af rev i forbindelse med habitatrestaurering for fremme af vigtige fiskebestande, primært torsk.
	Modellering af småskala strømningsfelter omkring stenrev og fiskenes udnyttelse af disse (Input til AP5)
	Småskala strømningsfelter omkring tre forskellige revscenarier (et højt, et langt og tre flade rev) med henblik på fremtidige reetableringer af stenrev.
8	Review af hvordan Naturtypen Rev (1170), herunder stenrev, forvaltes i Natura 2000-områder i Europa. Analyse af værdiskabelse på stenrev i forhold til en øget fiskeproduktion. Erfaringsopsamling for habitatrestaureringsprojekter af stenrev i danske farvande

3. Projektaktiviteter

Projekter har dels haft en række aktiviteter som kan deles op i

- *Feltarbejde på Hatter Barn*
- *Mesocosmos-forsøg på Den Blå Planet*
- *Modellering*
- *Review af forvaltningsstrategier*
- *Intern projektledelse og formidling*
- *Ekstern formidling*

3.1 Feltarbejde på Hatter Barn

Der er gennemført togter til dataindsamling på stenrevet Hatter Barn i det sydlige Kattegat fra april til december 2014. Til fiskeundersøgelserne blev der charret et skib, Bella KA100 (**Foto 1.1**), som indsamlede data i perioden 25.-26. april, 13.-14. maj, 26.-29. maj, 1.-5. juni, 10.-13. juli, 4.-5. august, 22.-26. september, 1.-4. oktober, 3.-5. november og 2.-3. december 2014. Her blev fordelingen af fisk på stenrev undersøgt sammen med indsamling af fisk til fødeundersøgelse.

Akustisk mærkede torsk blev registreret vha. automatiske lyttestationer placeret strategisk på Hatter Barn. I forbindelse med optagning af disse lyttestationer, blev der gennemført sejlads med Marinehjemmeværnet under deres Havforskerprogram 25.-28. november 2014.

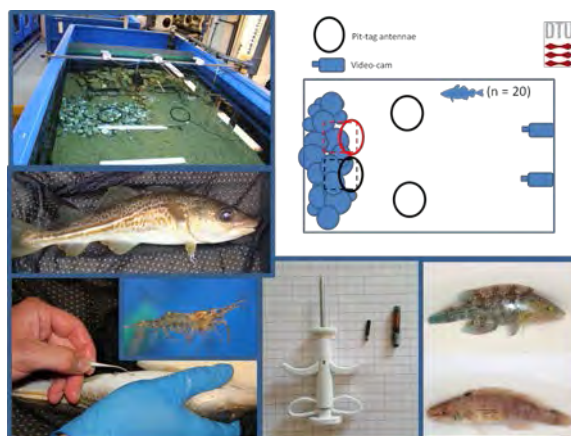
Undersøgelser af den tilstedeværende fauna på Hatter Barn blev gennemført 19-22. maj 2014 med charret fartøj Seamaster fra TP-Offshore.



Foto 1.1. Charteret kutter Bella KA100 fra Sejerø (Foto: Claus Stenberg).

3.2 Mesocosmos-forsøg på Den Blå Planet

Studier i revfisks adfærd og interaktioner blev udført i storskala akvarieeksperimenter på den Blå Planet fra maj til september 2014 (**Fig. 1.2**). Selve forsøgene fandt sted i juni-august i en stor tank uden for publikums rækkevide, men der blev også opsat et formidlings-forsøg i stenrevsakvariet på den Blå Planet til fordel for publikum. Der blev endvidere lavet en udstilling om stenrev på den Blå Planet, som er beskrevet i afsnittet om ekstern formidling.



Figur 1.2. Opstilling på den Blå Planet med mesocosmosforsøg (Foto: Mikael van Deurs).

3.3 Modellering

Juvenile torsks adfærd omkring Hatter Barn blev modelleret ved at inkludere de vigtigste sammenhænge mellem torsks bevægelsesadfærd og ydre parametre som f.eks. habitatype, vandtemperatur, saltholdighed,

strømforhold og tilstedeværelsen af andre torsk. Den endelig modeludvikling blev fastlagt på baggrund af data fra AP4 og AP5, litteraturstudie i juvenile torsks adfærdsmekanismer og -biologi samt publicerede metoder inden for agent-baserede modeller af fisks adfærd.

Endvidere blev der udført højopløselig hydrodynamisk modellering (CFD) omkring modelstenrev etableret i en tank på Den Blå Planet. Der blev gennemført en numerisk modellering af strøm og turbulens, der konfigureres på et 5 x 5 x 2 m stort domæne (testtankens størrelse). Resultaterne kan anvendes til at prioritere design og udformning af rev i forbindelse med bl.a. habitatrestaurering eller kortlægning af foretrukne småskala habitater på eksisterende rev.

En statisk modellering af hvor mange fisk af 4 udvalgte arter (de hyppigst forekommende fisk på Hatter Barn) Hatter Barn kan understøtte med føde. Her blev hhv. det dybe og det lave rev sammenlignet og den samlede energi på de to rev blev sammenlignet.

Sidst med ikke mindst blev 3 fiktive revdesign modelleret af samme mængde sten – et højt, et langt og tre mindre rev. Designets effekt på bl.a. strømforhold og biomasse på de tre rev blev vurderet, og det fremgik, at det høje rev var det bedste med henblik på bærekapacitet for fisk.

3.4 Review af forvaltningsstrategier

Forvaltningsstrategier for stenrev i Danmark og en række europæiske og skandinaviske lande er gennemgået i arbejds pakken. Også relevant litteratur om fiskerieffekter på stenrev blev og gengivet her. Derudover blev de forskellige stenrevs og biogene rev tiltag foretaget i Danmark nævnt, og de overordnede konklusioner af disse angiver retningslinjer for, hvordan man skal gribe habitatrestaureringsprojekter an i fremtiden. Der mangler stadig en del viden på området, og det fremhæves i denne arbejds pakke, hvor man bør lægge en indsats fremover.

3.5 Intern projektledelse og formidling

Der har været afholdt et kick-off møde for projektet deltagere den 7. februar 2014. Her blev projektets idéer og planer formidlet til projektets deltagere og det videre projektføreløb endelig planlagt. Den 15. december 2014 afholdte større afsluttende møde hvor alle projektets deltagere atter var inviteret og hvor de foreløbige resultater fra projektet blev præsenteret og diskuteret.

Projektets styregruppe har haft afholdt 7. februar, 4. september, 24. november 2014 og 21. januar 2015. Derudover har styregruppen været i jævnlig kontakt over e-mail og telefon. I de enkelte arbejds pakker har der også været afholdt jævnlige møder (**Foto 1.2**).



Foto 1.2. Arbejdsgruppe 5 møde på den Blå Planet. Fra venstre bagerst Patrizio Mariani, Mikal van Deurs, Xerxes Mandviwalla og Christian Mohn (Foto: Claus Stenberg).

3.6 Ekstern formidling

Projektet har haft stor fokus på at det skulle formidles bredt. I følgende er eksterne formidling delt op i populærvidenskabelig samt faglig formidling. De faglige resultater har naturligvis først været tilgængelige i projektets afslutningsfase, hvorfor den faglige formidlingsliste er forholdsvis kort. Den forventes at blive betydeligt længere efter projektet afsluttes, og der udgives flere videnskabelige artikler som følge af undersøgelserne under projekt RevFisk.

3.6.1 Populærvidenskabelig formidling:

- Der blev oprettet en Facebook-side om projektet, hvor vi løbende har lagt opdateringer ud. Siden har 99 "likes" og over 500 besøgende. (www.facebook.com/projekt.revfish)
- DTU Aquas har bragt en "nyhed" på sin hjemmeside med titlen "DTU-forskere omdanner stenrev til laboratorium" hvor DTU's arbejde med stenrev, herunder RevFisk blev beskrevet. (http://www.aqua.dtu.dk/Nyheder/2014/07/140701_Stenrev)
- Projektet har endvidere deltaget i et DR Natursyn i programmet "Stenrev og hvad så?". En 40 minutters udsendelse med fokus på Projekt RevFisk og stenrev, hvor der bl.a. indgår interview med Claus Stenberg og Mikael van Deurs. (<http://www.dr.dk/p1/natursyn/natursyn-stenrev-og-hvad-sa>)
- Danmarks Radio P4 region Sjælland bragte et interview med Claus Stenberg den 19. juli om feltarbejdet på Hatter Barn. Interviewet kan høres på podcast 2:28 timer inde i udsendelsen. (<http://www.dr.dk/radio/ondemand/p4sjaelland/p4-weekend-1032#!/>)
- Der har været bragt en række artikler om projektet i diverse aviser og interesseblade.
- Fiskeri Tidende 9. august 2014, 1. sektion, side 14. Titlen på artiklen var " Forskere undersøger stenrev" (**Bilag A**). (<http://mo.infomedia.dk/ShowArticle.aspx?Duid=e485e311&UrIID=75cb46c2-9978-49a6-b909-be2f86db5566&Link=>)
- Nordvestnyt Kalundborg 14. juli 2014, 1. sektion, side 4. Titlen på artiklen var " Stenrev som laboratorium" (**Bilag B**). (<http://www.sn.dk/kalundborg/stenrev-som-laboratorium/artikel/420906>)
- I samarbejde med Den Blå Planet lavede projektet en udstilling om stenrev og projekt RevFisk. Udstillingen havde premiere i august 2014 og har været besøgt af mange tusinde mennesker (**Fig. 1.3**).



Figur 1.3. Udstillingen om stenrev og arbejdet i RevFisk, som har kørt siden august 2014 på Den Blå Planet.

3.6.2 Faglig formidling

- Kystnære stenrev – en oversigt over deres historiske skæbne, nuværende status og biologiske betydning. Claus Stenberg¹, Karsten Dahl², Ziad Al-Hamdan³, Flemming Møhlenberg⁴ & Josianne Støttrup¹. ¹DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet, Jægersborg Alle 1, DK-2920 Charlottenlund, ²DCE, Århus Universitet, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, ³GEUS, Øster Voldgade 10, DK-1350 København K, ⁴DHI, Agern Allé 5, DK- 2970 Hørsholm, Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015 (se **Faktaboks** nedenfor).
- Adfærd hos torsk på et kunstigt stenrev i et baglokale på den Blå Planet. Mikael van Deurs¹, Claus Stenberg¹, Patrizio Mariani¹, Christian Mohn (Århus Universitet)², Xerxes Mandviwalla³, Flemming Thorbjørn³, Hansen (DHI), Peter Gravlund (den Blå Planet), Josianne Støttrup (DTU Aqua). Titel på foredrag 2, Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015 (se **Faktaboks** nedenfor).
- RevFisk – et projekt som kvantificerer stenrevs betydning for fisk. Poster på Dansk Havforskermøde, GEUS, København 28.-30. januar 2015 (Fig. 1.4).

Kystnære stenrev – en oversigt over deres historiske skæbne, nuværende status og biologiske betydning

Claus Stenberg¹, Karsten Dah², Ziyad Al-Hamdani³, Flemming Møhlenberg⁴ & Josianne Støttrup¹

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet, Jægersborg Alle 1, DK-2920 Charlottenlund

² DCE, Århus Universitet, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde

³ GEUS, Øster Voldgade 10, DK-1350 København K

⁴ DHI, Agern Allé 5, DK- 2970 Hørsholm

Kystnære stenrev på mindre end 10 m dybde er alvorligt påvirket. Påvirkningen er sket ved et omfattende stenfiskeri som gennem mere end en hundrede årig periode har fjernet de større sten fra stenrevene og dermed ændret deres dybde udbredelse og kan gøre det resterende rev ustabil. Stenene er blevet brugt til udbygning af havne og anden entreprenør arbejde. DTU Aqua har interviewet gamle stenfiskere og fået tilgang til logbogsoplysninger og notater. Vi kan derfor give et detaljeret billede af hvordan og hvor stenrevene er blevet fisket op. Disse historiske oplysninger vil blive sammenholdt med nye opmålinger af stenrev foretaget af DCE og GEUS. Stenrevene nuværende status og biologisk funktion for makroalger, fauna og fisk og de sandsynlige effekter af det nu ophørte stenfiskeri vil blive diskuteret på baggrund af tidligere og igangværende forskningsprojekter og overvågningsprogrammer der dokumenterer at tætheden af makroalger, totale fauna biomasse og at fiskefaunaens artsdiversitet og biomasse er signifikant højere på stabile stenrev sammenlignet med den omkringliggende ralbund og at stenrevet dybde er af afgørende betydning. Vi vil endvidere demonstrere, på baggrund af en højopløst hydrodynamisk model af et stenrev, at der kan etableres sammenhænge mellem foretrukne habitater og strømhastigheder, samt variationer i salt og temperatur. Sådanne sammenhænge kan anvendes til målrette indsatsen ved evt. genetablering af stenrev.

Adfærd hos torsk på et kunstigt stenrev i et baglokale på den Blå Planet

Mikael van Deurs^{1,2}, Claus Stenberg¹, Patrizio Mariani¹, Christian Mohn³, Xerxes Mandviwalla, Flemming Thorbjørn Hansen⁴, Peter Gravlund⁵, Josianne Støttrup¹

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet, Jægersborg Alle 1, DK-2920 Charlottenlund

² Lunds Universitet, Paradisgatan 2, SE-221 00 Lund

³ DCE, Aarhus Universitet, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde

⁴ DHI, Agern Allé 5, DK-2970 Hørsholm

⁵ Den Blå Planet, Jakob Fortlingsvej 1, DK-2770 Kastrup

Primær bevillingsgiver: NaturErhverv og Europæiske Fiskerifund.

Vores viden om torskens adfærd og biologi i indre danske farvande er mangelfuld. Nu har en tilbagegang i antallet af torsk og et øget fokus på naturgenopretning i Danmark, øget interessen for at finde frem til de faktorer der er vigtige for opretholdelsen af en sund torskebestand i indre danske farvande. Habitat og føde-kvalitet er to områder, som er nærliggende at starte ud med. I denne fremlæggelse vil fokus være på habitatet. Huledannende stenrev tiltrækker torsk, som bl.a. tiltrækkes af mulighederne for at finde skjulesteder, men revets fysiske struktur påvirker også fiskenes mulighed for at komme i læ for den kraftige strøm, som torsken især mærker i Øresund og bælteerne. Når fiskenes valg i forhold til revets fysiske strukturer overlapper, skabes der rum for interaktioner både indenfor arter og mellem arter. Vi vil præsentere de første resultater fra igangværende forskning, som skal kaste lys over forskellige aspekter af torskens adfærd. Da observationer af små-skala adfærd ofte er vanskelige at fortage i felten, har vi forsøgt at observere torsken i en delvist manipuleret meso-cosmos opsætning bestående af juvenile torsk, læbefisk, huler, ubeskyttet sandbund, levende fjordrejer og vekslende strømforhold. De første eksperimenter blev udført i foråret 2014 på den Blå Planet. Vi afprøvede to forskellige observationsteknikker: Pit-tag mærkning og video-observation.

RevFisk – et projekt som kvantificerer stenrevs betydning for fisk

Claus Stenberg, Mads Christoffersen, Kim Aastrup, Mikael van Deurs, Josianne Støttrup, Anders Nielsen, Niels Gerner Andersen, Patrizio Mariani, Henrik Baktoft, Martin Wæver Pedersen (DTU Aqua).
Karsten Dahl, Steffen Lundsteen, Peter Stæhr, Michael Bo Rasmussen, Christian Mohn (DCE, Aarhus Universitet)
Flemming Møhlenberg, Flemming Thorbjørn Hansen, Thomas Uhrenholt, Anne Lise Middelboe, Xerxes Rohinton Mandviwalla (DHI)

Stenrev

Viden om stenrev (Naturtypen 1170) og deres betydning for gyde- og opvækstområder for fisk er i dag sparsom. Der er ikke tidligere gennemført undersøgelser, der har dokumenteret hvordan et stenrevs størrelse, struktur og placering spiller ind på dets betydning som gyde- og opvækstområde for fisk. Det er derfor i dag ikke muligt kvantitativt at redegøre for stenrevs betydning for fiskeressourcerne eller udarbejde målrettede natur-genopretningsplaner for stenrev med det formål at genskabe gyde- og opvækstområder for fisk.

Mål

Målet med projektet er at opbygge viden om marine stenrevs biologiske funktion for fisk og deres betydning som gyde og opvækstområde. Viden indsamlet i løbet af projektet vil implementeres til at udvikle forvaltningsværktøjer der dels kan anvendes ved etablering af nye samt reetablerede stenrev og dels til at forvalte eksisterende stenrev

Metode

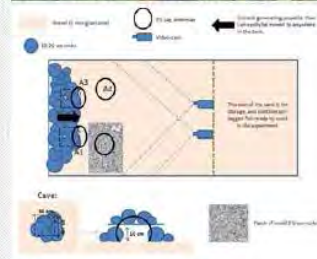
Projektet er dels baseret på feltstudier dels på meso-cosmos forsøg. Feltstudierne er gennemført på stenrev på Hatter Barn fra april til december i 2014. Meso-cosmos forsøg er udført på den Blå Planet fra maj til august.

Centrale spørgsmål:

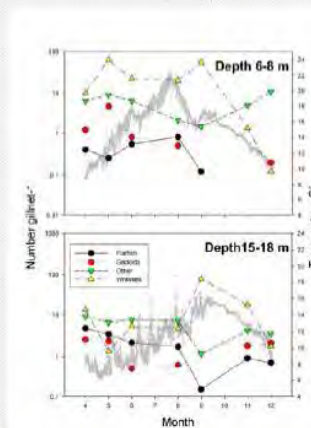
Hvilke fiskearter findes på revet og hvornår? Hvad er faunaudbudet? Hvad spiser fiskene? Hvor stor del af fiskenes føde stammer fra stenrevet? Hvad er rovfiskenes adfærd og opholdstider på stenrev? Er der inter- og intraspecifik konkurrence mellem læbefisk og torskefisk? Hvordan forvaltes stenrev nationalt og internationalt?



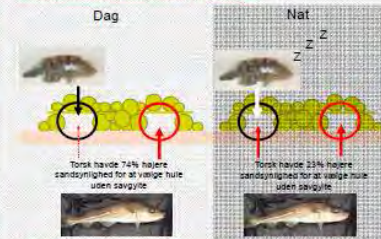
Fiskerundersøgelser blev gennemført fra kutbran Sella KA100 fra Søjere



Meso-cosmos forsøgsopstilling på den Blå Planet.



Forkomst af grupperne fladfisk, forsk, læbefisk og "andet" på stenrev på hhv. 8-8 m og 15-18 m, på Hatter Barn stenrev fra april til december 2014. Temperaturforhold på bunden er angivet på højre akse.



Sandgylle (*Symphodus melops*) eftert (17 cm, han) på torsk (*G. morhua*) (18.6 - 28 cm) valgt af holer i stenrev i meso-cosmos.

Projektet er ledet af DTU Aqua og foregår i samarbejde med DCE og DHI. Projektet skal endeligt afrapporteres i maj 2015.

Danmark og Europa investerer i bæredygtig fiskeri og akvakultur. Projektet er finansieret af Fødevarerministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (Luv 33012-13-n-0011).



Tak til

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for konstruktiv kritik og redigering af delrapporten.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Bohnsack JA, Harper DE, McClellan DB, Hulsbeck M (1994) Effects of Reef Size on Colonization and Assemblage Structure of Fishes at Artificial Reefs Off Southeastern Florida, USA. *Bull Mar Sci* 55:796-823
- Brickhill MJ, Lee SY, Connolly RM (2005) Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *J Fish Biol* 67:53-71
- Dahl K, Lundsteen S, Helmig SA (2003) *Stenrev - havbundens oaser*. Danmarks Miljøunder-søgelse, Gads Forlag
- Osenberg CW, St. Mary CM, Wilson JA, Lindberg WJ (2002) A quantitative framework to evaluate the attraction–production controversy. *ICES J Mar Sci Journal du Conseil* 59:S214-S221
- 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. *Fish Res* 31:39-59
- Simon T, Pinheiro HT, Joyeux J-C (2011) Target fishes on artificial reefs: Evidences of impacts over nearby natural environments. *Science of The Total Environment* 409:4579-4584
- Støttrup J, Stenberg C, Dahl K, Kristensen DL, Richardson K (2014) Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology* 4:1045-1059

Forskere undersøger stenrev

Stenrev Ved Hatter Barn i Storebælt søger forskere fra DTU at kortlægge stenrevs betydning for fisk

Af Niels Chr. Melgaard

Giver stenrev egentlig flere fisk i havet? Det kan feltarbejde på et stenrev mellem Samsø og Sejrø samt forsøg på Den Blå Planet give svar på.

Stenrev på lavt vand var tidligere en meget udbredt naturtype i Danmark. I dag er stenene fra disse rev mange steder fisket op og brugt til kystsikring. Derfor har man fx ved Læsø-Trindel i Kattegat genoprettet et rev ved hjælp af importerede sten fra Norge for at skabe bedre forhold for fiskeyngel og hummere. Men hvad betyder stenrev helt præcist for fisk? Hvilke typer af rev foretrækker de – og til hvad? Og betyder flere stenrev også flere torsk i havet? Det er nogle af de spørgsmål som forsker Claus Stenberg, DTU Aqua og kolleger lige nu arbejder på at finde svar på i projektet Revfisk, der er støttet økonomisk af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond.

- Der er bred enighed om, at stenrev er vigtige for fisk. Men vi mangler præcis viden om hvorfor. Og vi ved heller ikke om et stenrev øger produktionen af fx torsk i et område. Den viden har vi brug for at kunne svare præcist på, hvad vi mister ved ikke

at have stenrev længere- og dermed også hvad det ville betyde, hvis man fx genetablerede rev i danske farvande, siger Claus Stenberg, DTU Aqua, projektkoordinator i Revfisk-projektet.

Kortlagt over et år

For at undersøge det har forskerne sat fokus på stenrevsområdet Hatter Barn i den nordlige del af Storebælt mellem Sejrø og Samsø. Revet har både en lav del, hvor sollyset når ned, så der er tangskov, og en dybere del med mindre lys. De to revtyper studeres på flere måder. Dels gennem en række korte undersøgelsesprogrammer, hvor fiskefaunen sammensætning og mængder bliver kortlagt hen over det meste af et år, og dels via en række specialundersøgelser, som bl.a. skal kortlægge, hvad der er af tilgængelig føde for fiskene og hvordan fiskene bruger stenrevene. Sidstnævnte sker ved at mærke småtorsk med akustiske mærker, så biologerne kan følge fiskenes færden på revet og aflure, hvor de foretrækker at være i løbet af døgnet - og i løbet af året.

Projektet løber frem til februar næste år og forskerne skal i felten igen om nogle uger for at gentage undersøgelserne af fiskenes fordeling og sammensætning.

Bilag B: Stenrev som laboratorium



Stenrev som laboratorium

Kalundborg - 14. juli 2014 kl. 12:00
Af Thomas Rye
Kontakt redaktionen: sndk@sn.dk

Havbiologer fra DTU har omdannet et stenrev i Hatter Barn ud for Sejerø til et laboratorium, hvor de forsøger at finde ud af, hvilken betydning stenrev har for fiskebestanden.

Tidligere fandt man mange stenrev rundt omkring i de danske farvande, men størstedelen er gennem tiden blevet fjernet, og stenene er blevet brugt til kystsikring.

Flere steder er man imidlertid begyndt at genetablere stenrevene, fortæller dagbladet Nordvestnyt.

- Der er bred enighed om, at stenrev er vigtige for fisk. Men vi mangler præcis viden om hvorfor. Og vi ved heller ikke, om et stenrev øger produktionen af for eksempel torsk i et område. Den viden har vi brug for for at kunne svare præcist på, hvad vi mister ved ikke at have stenrev længere - og dermed også hvad det ville betyde, hvis man for eksempel genetablerede rev i danske farvande, siger Claus Stenberg, DTU Aqua, projektkoordinator i Projekt Revfisk.

Projektet, der løber frem til februar næste år, har til formål at undersøge dette område nærmere, og Claus Stenberg og resten af havbiologerne har derfor udset sig stenrevsområdet Hatter Barn i den nordlige del af Storebælt mellem Sejerø og Samsø.

Projekt Revfisk

Arbejdspakke 2: Fiskefauna og forekomst (Fiskeforekomst)

Mads Christoffersen (AP leder), Claus Stenberg og Josianne Støttrup (DTU Aqua)

Maj 2015

Indhold

Resumé	72
1. Introduction	73
2. Methods	73
2.1 Study site	73
2.2 Temperature, salinity and oxygen	74
2.3 Fish sampling	74
2.4 Data analysis and statistics.....	74
3. Results	76
3.1 Temperature, salinity and oxygen.....	76
3.2 Fish sampling	77
3.3 Weight at length and age at length	79
3.4 Fish abundance.....	80
3.5 Length distribution.....	81
4. Discussion.....	84
4.1 Fish diversity	84
4.2 Fish abundance.....	85
4.3 Length distribution.....	85
4.4 The importance of Hatter Barn as fish habitat	86
4.5 Conclusion	86
Thanks.....	87
References	88

Resumé

Viden om fiskearters forekomst på, og brug af stenrev i de danske farvande, er i dag meget sparsom. Traditionelle fiskeriundersøgelser som indgår i bestandsopgørelser mv. sker normalt med slæbende redskaber. Slæbende redskaber kan ikke fiske over stenrev, da revets fysiske struktur vil ødelægge fiskeredskabet. Der findes derfor ingen kvantitativ overvågning af forekomsten af fisk, på stenrev i de danske farvande. Imidlertid er det almen kendt blandt fiskere, at mange fiskearter kan fiskes med succes med passive redskaber, såsom ruser og garn på eller nær stenrev. Bedømt ud fra det kommercielle fiskeris fiskeriintensitet på, eller meget nær stenrev må fisketætheden på stenrev være relativ høj.

Denne arbejdsopgave har til formål, at belyse forekomst af fiskearter og deres forskellige stadier på stenrevet Hatter Barn, i Samsø Bælt, henover året. Den rummelige fordeling og tæthed af fisk, forventes at afhænge af dybden af stenrevet.

Feltundersøgelser blev udført på stenrev beliggende i to forskellige dybder, et på lavt vand (6-12 m dybde) med høj tæthed af makroalger i den fotiske zone, og et på dybt vand (13-17 m dybde) med lav tæthed af makroalger i den nedre fotiske zone. For at få et komplet overblik over forekomsten af fisk på forskellige livsstadier, blev der anvendt biologiske oversigtsgarn med forskellige maskestørrelser. Der blev udført to intensive fiskeundersøgelser i fiskenes primære vækstsæson om sommeren (juni), mens fiskenes tilstedeværelse fra april til december blev fulgt med ekstensive fiskeriundersøgelser. Derudover blev temperaturen målt gennem hele forsøgsperioden på begge rev, mens salinitet og ilt kun blev målt på det dybe rev.

Temperaturen på Hatter Barns lave rev fulgte en naturlig cyklus med temperaturer mellem 8 grader i foråret, og op til 22 grader i den varmeste periode i sommeren. Det dybe rev var som forventet lidt koldere, og toppede først med temperaturer på 18 grader i september. Saliniteten fluktuerede mellem 16 ppm og over 30 ppm til tider. Iltkoncentrationen i vandet var generelt højt, men iltvind forekom hen over sommeren af og til i meget hurtige tilfælde.

Havkarusse var den mest dominerende art efterfulgt af ulk, savgylt og torsk. Artdiversiteten viste sig at være højest på det dybe rev for alle årstider. Fangsterne var generelt højere i det lave revområde, men om efteråret var fangsterne højest i det dybe revområde. Længdefordelingen af fisk viste at de store torsk foretrak det lave rev i sær forår og sommer. Muligvis som en konsekvens af dette foretrak de små fladfisk at opholde sig på dybt vand – måske for at undgå prædatorer.

Stenrevet Hatter Barn blev brugt som gydeområde af flere arter, og der blev stort set kun fanget småtorsk på 1-2 år. Dette viser, at Hatter Barn bruges som opvækstområde for torsk.

Denne AP har bidraget med nødvendig viden om fiskearters forekomst på, og deres brug af stenrev, i den fotiske og nedre fotiske zone på Hatter Barn. Dette inkluderer information om arts sammensætningen, livsstadierne og tætheden af fiskene. Dertil blev der opnået viden om den rummelige fordeling af fiskene på Hatter Barn. Informationerne blev brugt som datagrundlag i den efterfølgende modeludvikling i AP7 og til fødeundersøgelser i AP3. Disse informationer er vigtige med henblik på forvaltning og beskyttelse af stenrev i de danske farvande i fremtiden.

1. Introduction

Stone reefs in temperate waters are known to be highly biological productive and holding a relatively large number of species (Beck et al. 2001). Fishermen and other users of the sea describe these areas as having high densities of fish both large adult fish and smaller juveniles (pers. com. Allan Jensen, fisherman and Henrik Lund, Danish Fishermen's Association). However, from a scientific point of view stone reefs in Danish waters are only scarcely investigated and no quantitative assessment of their importance in terms of carrying capacity for fish or as feeding and nursery areas has been carried out. Management of marine environments has historically been targeted towards maintaining commercial fish stocks, with conservation objectives coming second to economic imperatives (Roberts & Gell 2005). Over the last couple of years, studies have increasingly attempted to understand the wider effects of fishing and other human activities on the marine environment, resulting in a shift from fisheries-centered management to an ecosystem management approach (Botsford & Peterson 1997, Roberts & Gell 2005). An example of important habitats is the marine boulder reefs. Offshore and shallow water boulder reefs have a high biodiversity and they are important fish habitats, and provide complex refuge and feeding sites for fish (Christie et al 2007, Hunter & Sayer 2009, Stenberg et al 2015). However, most of our knowledge is derived from studies on reefs in tropical regions, although in the recent decade more focus has been directed towards the quantitative significance for fish communities of reef habitats in temperate areas (Støttrup et al 2013, Støttrup et al 2014).

Most monitoring for fish assessment is limited to relatively smooth bottom areas due to the design of the survey gear (ICES 2007). In Danish as well as European waters marine boulder reefs are rare. These reefs are listed in the EU Habitats Directive (1170 Reefs) and for this reason marine reefs in Danish waters have been designated as protected areas and are part of the EU-wide Natura2000 network indicating the acknowledged importance of this habitat type. In Denmark, boulder reefs in shallow waters have been extensively exploited habitats targeted for their high concentration of large boulders for construction. This has, of course, destroyed an important habitat with a high biodiversity (Stenberg et al 2015).

The aim of this study was to examine the composition of species and life stages of the fish species present at the stone reef, Hatter Barn. It was hypothesized that season and the depth of the reef would have an effect on the abundance and distribution of the fish. As very few studies have been conducted on this topic, an increased knowledge of the factors determining the fish distribution on a stone reef was also an important outcome of this study. The information found in the present study will be incorporated into the model development of fish distribution of WP6.

2. Methods

2.1 Study site

The survey area Hatter Barn is a Natura2000 area (H174), pointed out to protect the boulder reef here. It is located in Samsø Bælt in between the two Islands Samsø and Sejerø. Hatter Barn consists of smaller well-defined reef areas surrounded by sandy areas with scattered smaller reefs. The depth on the shallowest reef area was around 6 m and the deepest was located around 15-20 m depth. The Hatter Barn reef is estimated to cover 4.8 km² (Naturstyrelsen 2011). Due to its location in the transitional waters between the high saline

North Sea and the brackish Baltic Sea, a halocline often separates the upper brackish water layers from the bottom saline layers on the deeper parts of the reef. The difference in especially salinity and light attenuation was expected to result in different communities forming in the shallow and deeper areas of the reef. The two areas of Hatter Barn used as study areas were at 6-12 m depth (SHALLOW) in the photic zone. This area was characterized by relatively dense boulder patches and areas with sandy patches in-between. The other area at 13-17 m depth (DEEP) in the lower photic zone, were characterized by less dense boulders and minor stones lying on a gentler slope at deeper water.

2.2 Temperature, salinity and oxygen

Temperature was measured using loggers (ONSET HOBO) placed at the SHALLOW (N55°52.416 E10°51.605) and DEEP (N55°52.492 E10°49.672) parts of Hatter Barn. An additional temperature, salinity and oxygen logger (Insitu Troll 9500) was positioned in the DEEP area. All loggers were attached to a rope with an anchor on the seafloor and a float to the water surface. The loggers were positioned 0.5 m above seafloor. They were deployed on April and retrieved in December 2014. The ONSET HOBO logger interval was one hour while the Insitu Troll 9500 interval was 10 minutes.

2.3 Fish sampling

Fish distribution and abundance was investigated using gillnets. The monitoring program was designed to compare the two study sites at 6-12 m and 13-17 m depth, respectively. The sampling was carried out in a total of 10 surveys from April to December 2014 to cover spring, summer and autumn. The surveys took place approximately every 6 weeks with a more intense sampling period from 26th of May to 5th of June. The fish sampling period was divided into spring (April and May), summer (June, August and September) and autumn (November and December).

Fish abundance was surveyed in both the SHALLOW and DEEP area where 4-8 multi-meshed gillnets were deployed (**Table 2.1**). Each gillnet consisted of 12 panels with different mesh sizes (6.5, 8.5, 11.0, 14.3, 18.6, 24.2, 31.4, 40.9, 53.1, 69.0, 89.8 and 116.7 mm). For further gear specifications see (Eigaard et al 2000). To avoid any lead effect (Hamley 1975), the panels were randomly distributed spaced by 1 m between each panel. All gillnets were deployed in the afternoon and retrieved the following morning resulting in approximately 12 h of fishing time. The nets were set parallel to the dominant current regime.

All catches were identified to species level, weighed and the total length of each fish measured to nearest 1 semi-cm (scm) below. Catch per unit effort (CPUE) was standardized as catch in numbers per species or group per gillnet length in all the combined mesh size panels in the gillnet deployment. Individual weight and length was taken on a subsample of cod and goldsynny wrasses. For cod, otoliths were also retrieved for later age determination. The species were grouped into the following categories before further analysis: Cottidae (3 species), Gadidae (5 species), Labridae (4 species), Pleuronectiformes (8 species) and all other species (20 species).

2.4 Data analysis and statistics

Temperature, salinity and oxygen:

Mean temperature, salinity and oxygen was calculated for each survey period.

CPUE:

CPUE was reported as catch in numbers in total for each gillnet setting. Total numbers was summed on the 12 different mesh panels in each gillnet. Mean CPUE was calculated on

Table 2.1. Fish sampling was conducted between April and December 2014. Replicates of 4-8 were made with gillnets in both the SHALLOW and DEEP area (N) with a total of 120 stations. Average measurements of temperature (C°), salt (S) and mg O₂ l⁻¹ during sampling are listed. Salt and oxygen was only measured for DEEP. Salinity above 30 psu was not calibrated correctly and noted as +30. All data are divided into season.

Season	Date	Shallow		Deep			
		N	C°	N	C°	S	O ₂
Spring	26th of April 2014	4	9.2	8	8.6	17.4	11.4
	14th of May 2014	6	11.2	6	6.4	+30	8.8
Summer	02nd of June 2014	6	14.7	6	8.5	29.0	9.9
	03rd of June 2014	7	14.7	7	8.5	29.7	10.4
	04th of June 2014	5	14.7	5	8.6	+30	10.5
	05th of June 2014	6	14.8	6	8.3	+30	9.9
	05th of August 2014	6	21.1	6	11.6	+30	8.8
	23rd of September 2014	6	16.0	6	15.3	25.4	7.7
Autumn	05th of November 2014	6	12.6	6	12.5	+30	9.0
	03rd of December 2014	6		6	9.5	29.8	9.7

log₁₀+1 transformed catch numbers. A negative binomial ANOVA model with main and interactions effects was used for statistical analysis using proc genmod in SAS 9.4. The model was:

$$CPUE = \text{AREA PERIOD AREA*PERIOD}$$

where AREA was either DEEP or SHALLOW and PERIOD was either spring, summer or autumn. Model estimates of CPUE were retrieved using the LSMEANS function.

Size distribution:

Fish catches were divided into the categories Cottidae, Gadida, Labridae, Pleuronectiformes and other species. An ANOVA model with main and interactions effects was used for statistical analysis using proc GLM in SAS 9.4. The model was:

$$\text{Length} = \text{AREA PERIOD AREA*PERIOD}$$

where AREA was either DEEP or SHALLOW and PERIOD was either spring, summer or autumn. Model estimates of length were estimated using the LSMEANS function.

Fish diversity:

Species diversity for fish was calculated using Shannon's *H* index:

$$H = -\sum p_i \ln p_i$$

and Shannon's equitability index *E*:

$$E_H = H / \ln S$$

where *p_i* is the proportion of species *i* to the total number of all species and *S* is the total number of species.

The threshold for rejection of the null hypothesis was defined as P=0.05. Data was statistically analyzed in SAS 9.4.

3. Results

3.1 Temperature, salinity and oxygen

Temperature conditions on SHALLOW and DEEP followed a clearly seasonal cycle with temperatures around 8 degrees in spring that increased during the summer (**Fig. 2.1**). In the summer temperatures on the SHALLOW increased to as high as 22 °C in August, while it in the DEEP area generally did not exceed 18 °C and peaked in September. In the DEEP area temperatures were observed to increased several degrees during several short periods in both spring and summer. From mid-September temperatures slowly decreased and reached 10 degrees in the SHALLOW and 8 degrees in the DEEP area in December.

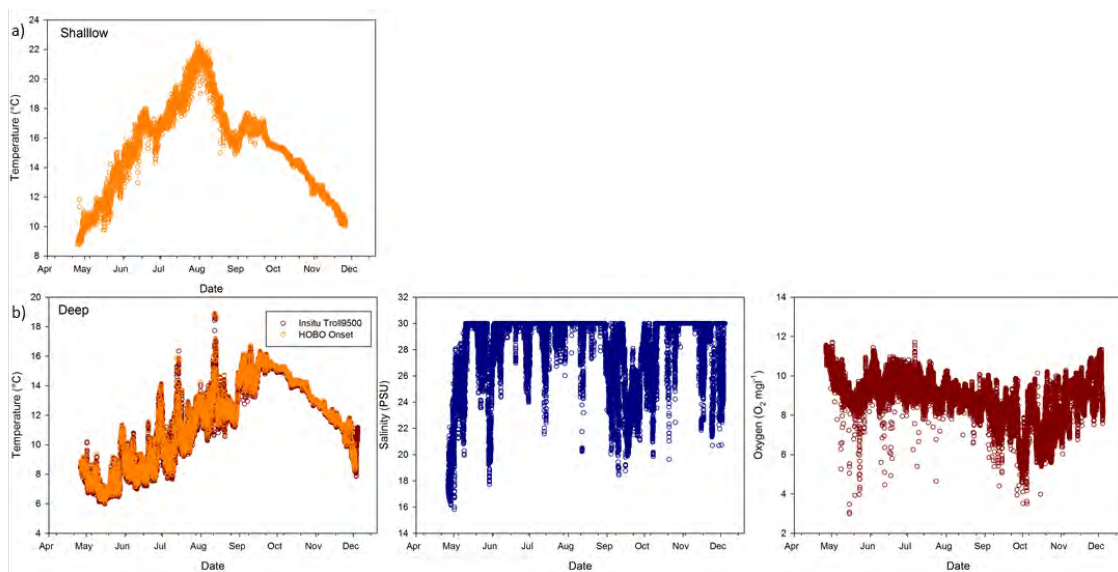


Figure 2.1. Temperature in SHALLOW (a) and temperature, salinity and oxygen measurements in DEEP (b). Temperature on DEEP was measured with two sensors HOBO Onset and Insitu Troll9500.

Salinity in the DEEP area fluctuated between 16 and above 30 PSU. There was a tendency towards more saline water in autumn compared to spring and summer but large fluctuations with differences in salinity on more than 10 PSU occurred in intervals of days. Smaller changes in salinity (<5 PSU) was observed on a daily basis and seemed to follow the tidal cycle (**Fig. 2.1**). In spring and summer the periods with high levels of salinity occurred simultaneously with a lowering of temperatures. This was interpreted as saline cold bottom water masses that flushed over the reef. Oxygen was generally high and water fully saturated in the DEEP area. However, on several occasions O_2 levels dropped below $4 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$. These events were as short as hours (**Fig 2.2a**) but a period up to days was also observed (**Fig. 2.2b**).

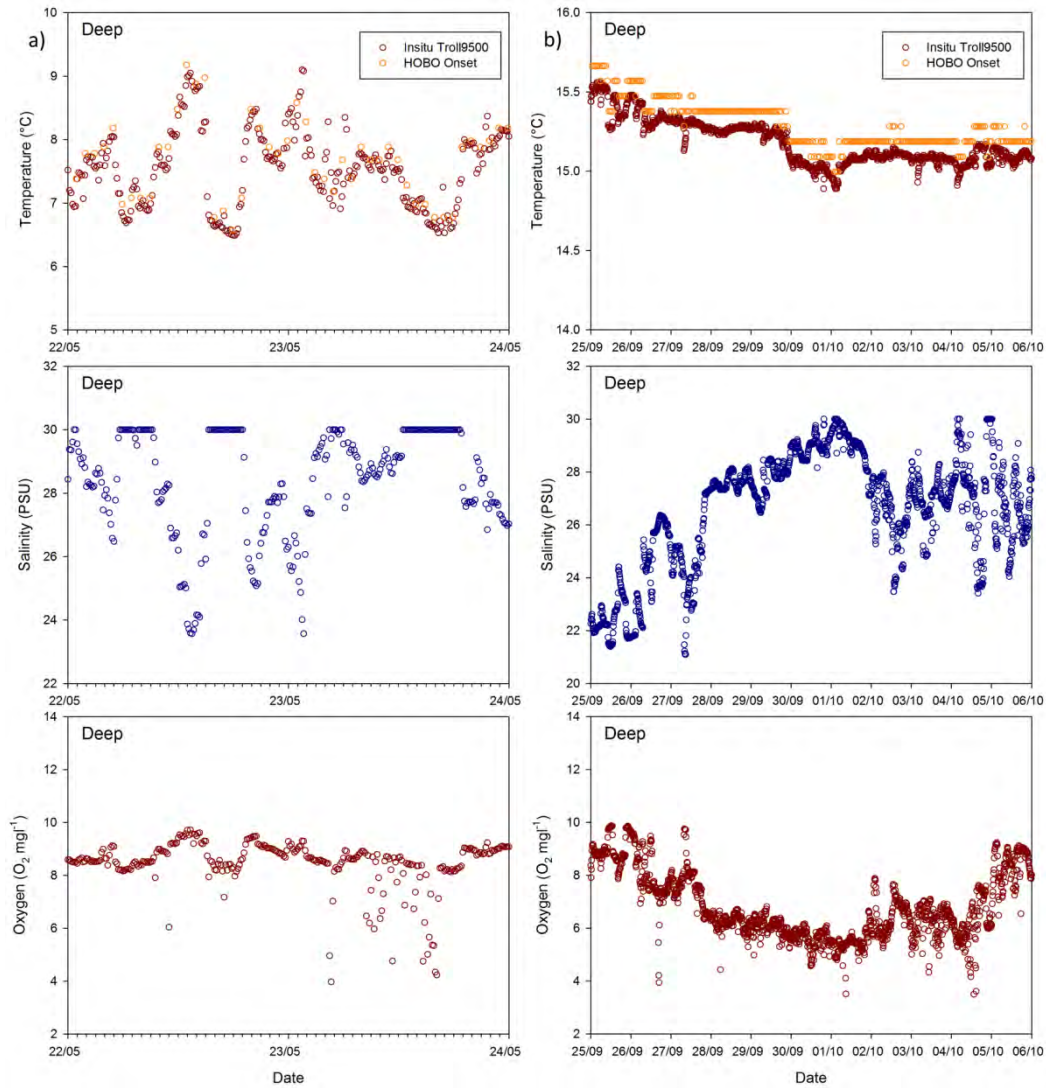


Figure 2.2. Close up of temperature, salinity and oxygen in the DEEP area to show quick and slow fluctuations from 22nd-24th of May (a) and 25th of September-6th of October 2014 (b).

3.2 Fish sampling

A total of 3825 fish from 40 different species were caught at Hatter Barn (**Table 2.2**). In the SHALLOW area a total of 2036 individuals from 25 species were caught and 1789 individuals from 36 species were caught in the DEEP area. The DEEP area contained 11 more species compared to the SHALLOW area.

The calculation of species diversity showed that both Shannon's diversity index and equitability index tended to be slightly higher in the DEEP area compared to the SHALLOW area (**Table 2.3**).

Table 2.2. Catch per unit effort (CPUE) for the fish species caught in gillnets divided into SHALLOW and DEEP area and seasons spring, summer and autumn.

English name	SHALLOW				DEEP			
	Spring	Summer	Autumn	Total	Spring	Summer	Autumn	Total
Cottidae	6.20	3.47	8.08	4.90	4.86	5.08	3.42	4.71
Pogge(armed bullhead)	0.10	0.00	2.17	0.47	0.50	0.14	0.08	0.21
Sculpin	4.10	2.61	5.42	3.45	4.14	4.72	3.17	4.29
Sea scorpion	2.00	0.86	0.50	0.98	0.21	0.22	0.17	0.21
Gadidae	3.60	0.81	0.17	1.16	3.07	0.56	2.33	1.47
Cod	2.50	0.61	0.17	0.84	1.50	0.31	1.42	0.79
Pollack	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Saithe	1.10	0.17	0.00	0.29	0.29	0.00	0.00	0.06
Whiting	0.00	0.00	0.00	0.00	1.29	0.25	0.83	0.60
Whiting pout	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.02
Labridae	43.70	31.31	1.25	27.22	11.36	22.56	13.75	18.32
Ballan wrasse	0.00	0.11	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00
Corkwing	4.00	5.61	0.00	4.17	0.14	3.56	0.67	2.23
Cuckoo wrasse	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02
Goldsinny wrasse	39.70	25.58	1.25	22.98	11.21	18.97	13.08	16.08
Other	1.70	1.53	0.08	1.26	3.21	1.53	0.92	1.79
Atlantic warbonnet	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.03
Butter fish	0.70	0.94	0.00	0.71	0.00	0.17	0.00	0.10
Common dragonet	0.00	0.08	0.00	0.05	1.57	0.89	0.00	0.87
Eelpout	0.20	0.19	0.08	0.17	0.21	0.06	0.00	0.08
Greater sandeel	0.00	0.08	0.00	0.05	0.07	0.00	0.00	0.02
Greater weever fish	0.00	0.08	0.00	0.05	0.00	0.03	0.00	0.02
Herring	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.06
Horsemackerel	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.02
Lesser forkbeard	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.06	0.00	0.03
Lumpfish	0.30	0.00	0.00	0.05	0.29	0.14	0.00	0.15
Norway pout	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.02
Poor-cod	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.03
Sand eels	0.20	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
Sandeel	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Snake pipefish	0.00	0.06	0.00	0.03	0.00	0.03	0.00	0.02
Spotted dragonet	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.17	0.05
Sprat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79	0.14	0.00	0.26
Striped red mullet	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.02
Ten spined stickleback	0.30	0.03	0.00	0.07	0.00	0.03	0.00	0.02
Tub gumard	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.02
Pleuronectiformes	0.40	0.81	0.00	0.57	4.79	2.22	1.00	2.56
Norwegian topknot	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.03
American plaice	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.05
Common dab	0.10	0.28	0.00	0.19	3.86	1.86	0.92	2.13
Flounder	0.00	0.08	0.00	0.05	0.07	0.00	0.00	0.02
Lemon sole	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.03
Plaice	0.20	0.06	0.00	0.07	0.57	0.08	0.00	0.18
Sole	0.10	0.08	0.00	0.07	0.29	0.06	0.08	0.11
Turbot	0.00	0.31	0.00	0.19	0.00	0.03	0.00	0.02

Table 2.3. The number of species (S), Shannon Wiener index (H) and Shannons Equitaility (E) for the SHALLOW and DEEP area separated into season and for the total catches.

	Spring	Summer	Autumn	Total
S_{SHALLOW}	15	22	6	25
S_{DEEP}	20	24	16	36
H_{SHALLOW}	1.17	1.23	1.19	1.33
H_{DEEP}	1.99	1.43	1.44	1.65
E_{SHALLOW}	0.43	0.40	0.66	0.41
E_{DEEP}	0.66	0.45	0.52	0.46

The most dominant species caught in gill nets were goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) which comprised 65% and 56% of the combined catches in the SHALLOW and DEEP area, respectively. Sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) and corkwing (*Crenilabrus melops*) were the second and third most common fish species caught combined comprising 22% of the catches in the SHALLOW area and 23% in the DEEP area. Hence, the most dominant fish groups were Labridae followed by Cottidae.

3.3 Weight at length and age at length

The weight-length relationship for cod and goldsinny wrasses followed the power function aL^b (Fig. 2.3).

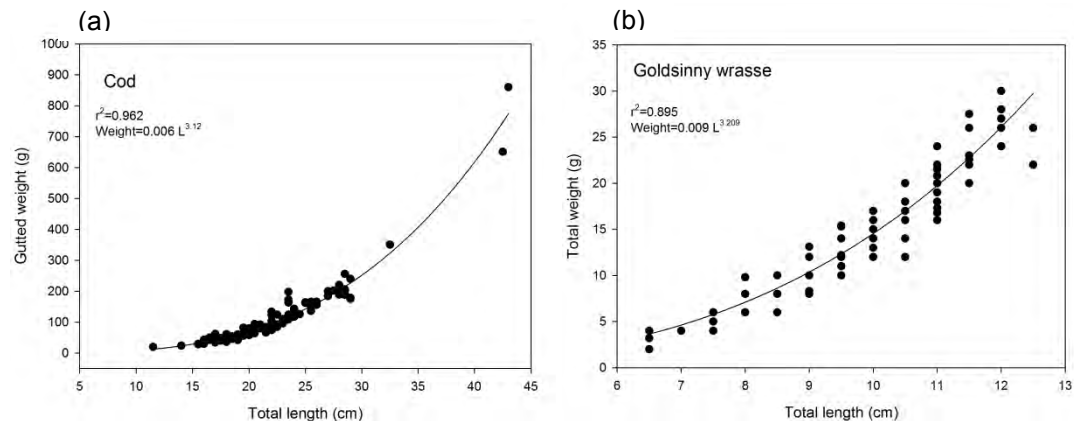


Figure 2.3. the weight-length relationship for cod (a) and goldsinny wrasses (b). r^2 and estimated p for powerfunction listed within the figure.

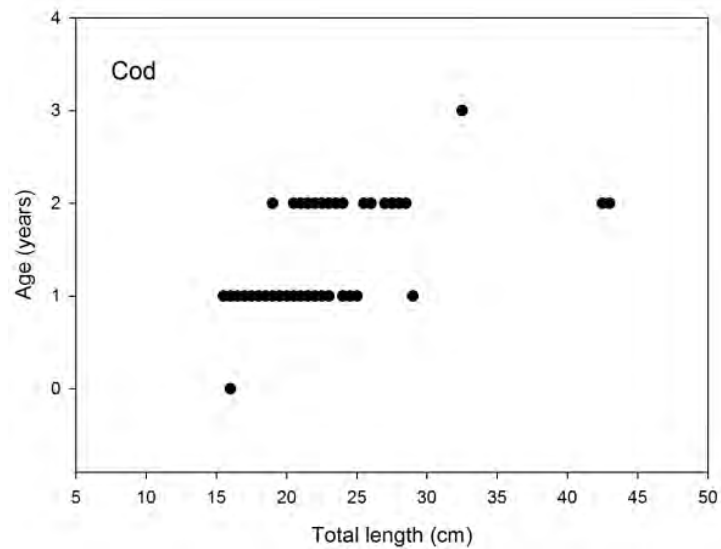


Figure 2.4. Age at length for cod caught in gillnets at Hatter Barn

Cod was dominated by ages 1-2 year old fish corresponding to fish sizes 15 to 30 cm total length (**Fig. 2.4**). A few fish around 45 cm was also estimated to be 2 year old.

3.4 Fish abundance

Generally catches were higher in the SHALLOW area compared to the DEEP in spring and summer. In autumn catches were highest in the DEEP area (**Table 2.2** and **Fig. 2.5**).

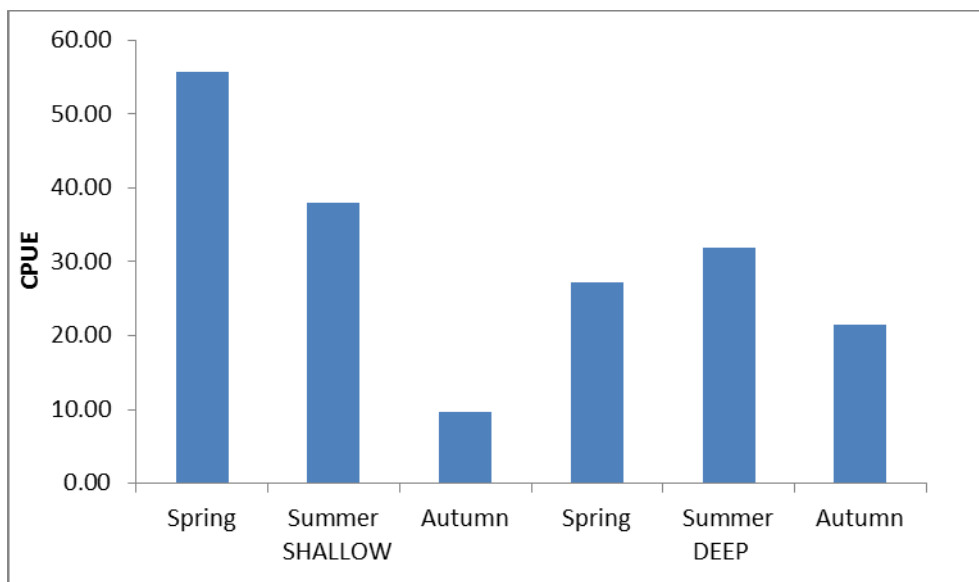


Figure 2.5. Total CPUE from spring, summer and autumn for the SHALLOW and DEEP reef area, respectively.

Depth only affected the CPUE of Pleuronectiformes significantly ($P < 0.0001$). All statistical results can be viewed in **Table 2.4**. Spring and summer was the season with highest catches compared to autumn. There was a significant effect of season on CPUE for all fish groups

except Cottidae (Gadidae: $P < 0.0001$, Labridae: $P = 0.002$, Other: $P < 0.0001$ and Pleuronectiformes: $P < 0.0001$).

Table 2.4. Statistical results for the five fish groups tested for effects of season and depth on CPUE.

Fish group	Season	Depth
Cottidae	0.207	0.989
Gadidae	<.0001 ***	0.359
Labridae	0.002 **	0.627
Other	<.0001 ***	0.087
Pleuronectes	<.0001 ***	<.0001 ***

For Gadidae the highest CPUE was observed in spring in both the SHALLOW and DEEP area, but then the CPUE decreased over summer and was lowest in autumn in the SHALLOW area (**Fig. 2.6**). Labridae in the DEEP area had a stable CPUE for all seasons. Whereas for the SHALLOW area the CPUE were high in spring and summer and dropped markedly to a very low CPUE in autumn. In the DEEP area Pleuronectiformes were abundant in spring and dropped gradually over summer and autumn. Very little change was observed in the SHALLOW area; however, no flatfish were caught in the SHALLOW area during autumn. Other species combined seemed to be high in spring and gradually decreased over summer and autumn.

3.5 Length distribution

The overall length distribution for all fish combined in the SHALLOW and DEEP area was very similar and ranged from 9-91 scm (**Fig. 2.7**). For all species the abundance of small fish (<30 scm) was 81% and 73% for SHALLOW and DEEP, respectively. There were a few more medium sized fish (30-59 scm) in the DEEP (27%) area compared to the SHALLOW area (18%). The large fish (≥ 60 scm) accounted for 2% and 1% in the SHALLOW and DEEP, respectively.

For Cottidae, a few larger individuals were caught in the DEEP area (21%) compared to the SHALLOW area (16%). The opposite was the case for Pleuronectiformes where more large flatfish were caught in the SHALLOW area (55%) compared to the DEEP area (12%). The medium sized flatfish were twice as abundant in the DEEP area (83%) compared to the SHALLOW area (42%). Apart from that, there was very little difference between catches in the SHALLOW and DEEP area for the different size groups of Cottidae, Gadidae, Labridae, Pleuronectiformes and other fish groups combined (**Fig. 2.8**).

Depth had a significant effect on mean fish length for Cottidae and Gadidae ($P < 0.05$) with the largest Cottidae caught in the DEEP area and the largest Gadidae caught in the SHALLOW area, respectively (**Table 2.5**). A very significant effect of depth was observed on Pleuronectiformes ($P < 0.0001$) where the largest fish surprisingly caught in the SHALLOW area. Depth had no effect on Labridae or the other fish species combined.

Season was only observed to have a significant effect on Cottidae ($P = 0.04$) with a tendency towards larger individual in autumn compared the spring and summer.

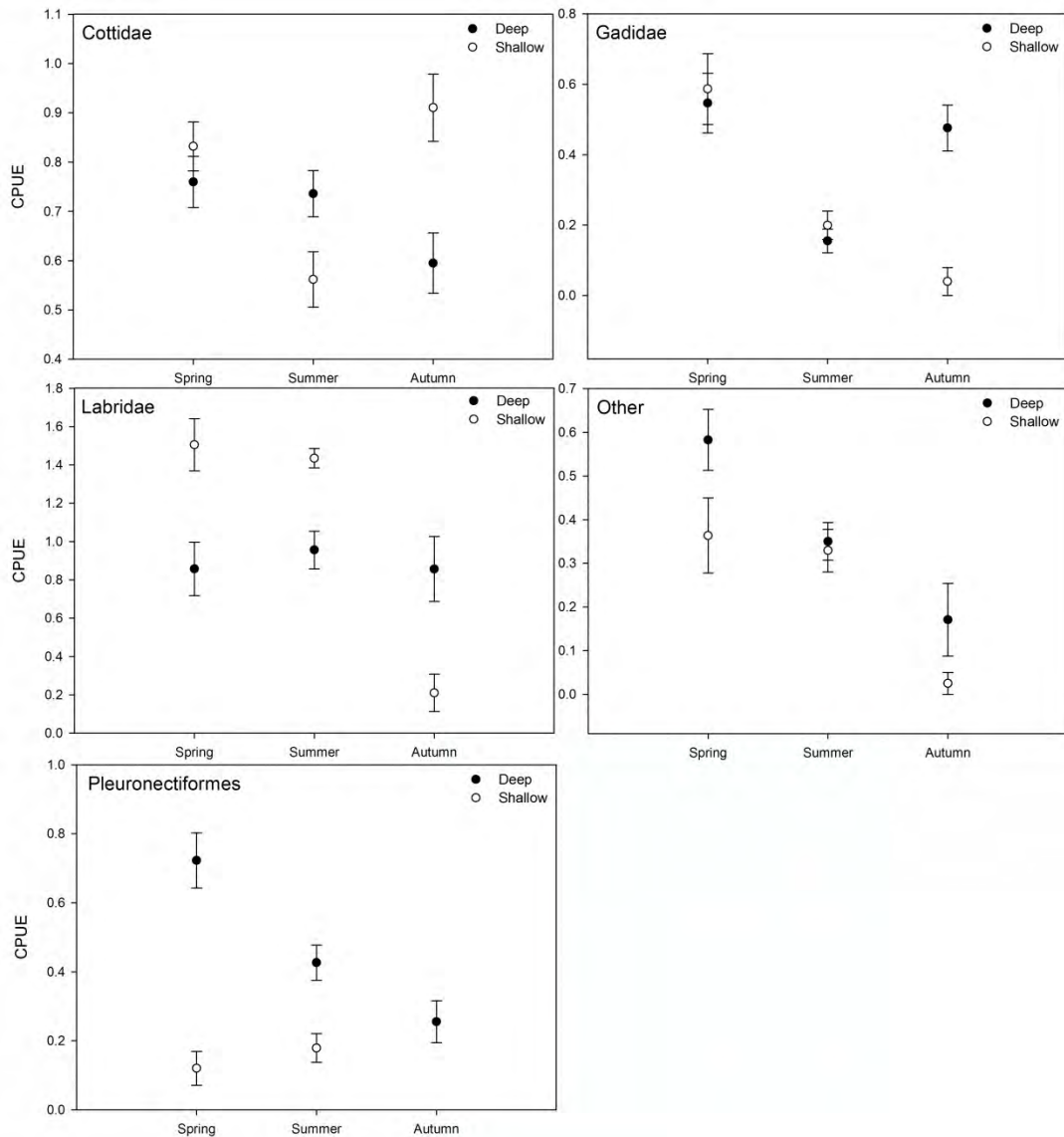


Figure 2.6. Catch per unit effort (CPUE) of fish caught on Hatter Barn for SHALLOW and DEEP area divided into season. a) Cottidae, b) Gadidae, c) Labridae, d) other, e) Pleuronectiformes. Note the variation of the y-axis.

Table 2.5. Statistical results for the five fish groups tested for effects of season and depth on mean length

Fish group	Season	Depth
Cottidae	0.043 *	0.032 *
Gadidae	0.582	0.006 *
Labridae	0.947	0.487
Other	0.837	0.074
Pleuronectes	0.811	<0.0001 ***

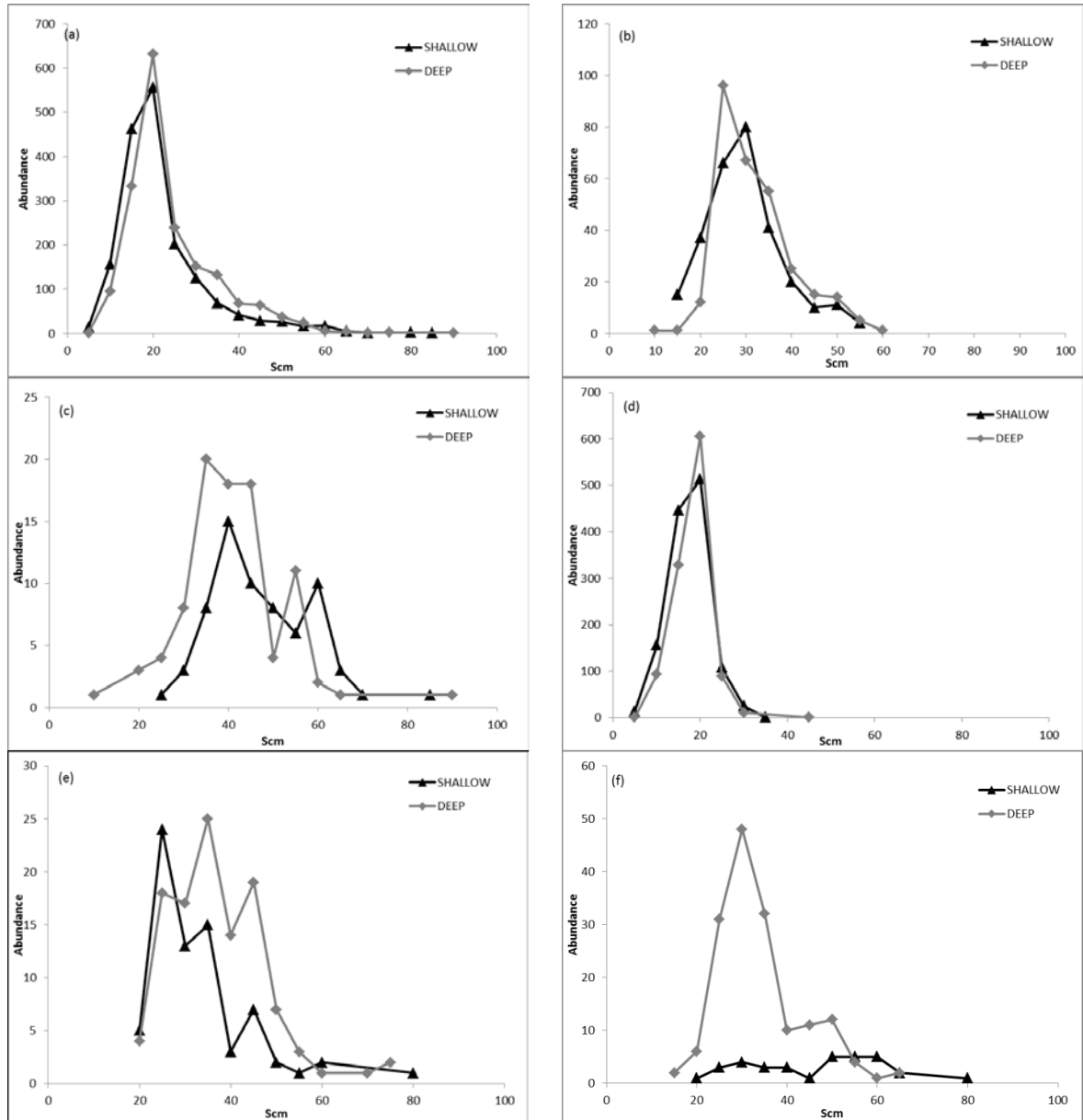


Figure 2.7. Length distribution of a) all fish in SHALLOW and DEEP, and for the grouped families b) Cottidae, c) Gadidae, d) Labridae, e) Other and f) Pleuronectiformes in the SHALLOW and DEEP area. Note the variation of the y-axes.

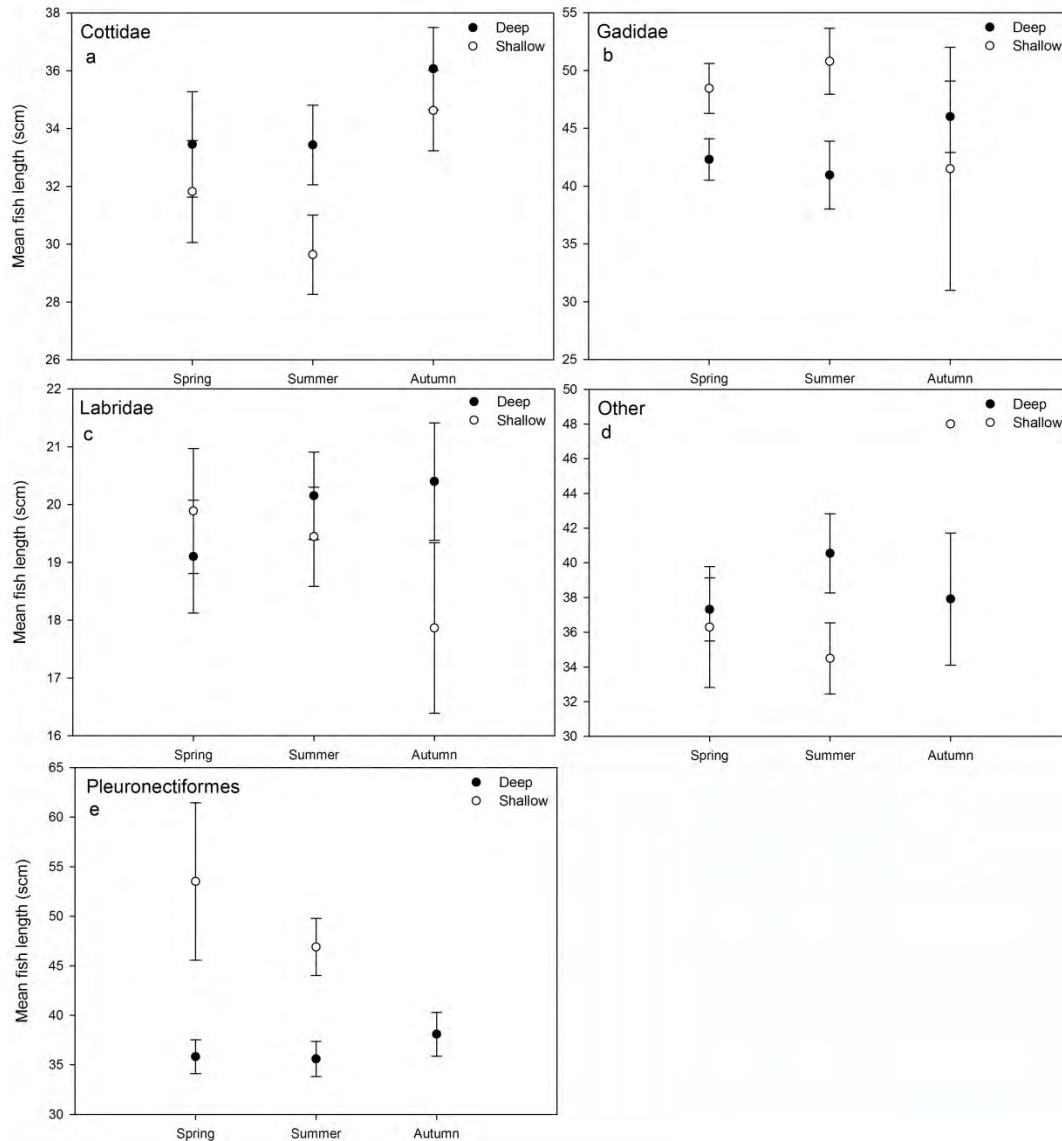


Figure 2.8. Mean fish length at the deep and shallow reef at Hatter Barn divided into season (Spring, Summer and Autumn). a) Mean length of Cottidae, b) mean length of Gadidae, c) mean length of Labridae, d) mean length of other fish species and e) mean length of Pleuronectiformes. Note the variation of the y-axis.

4. Discussion

4.1 Fish diversity

A total of 40 fish species were caught at Hatter Barn from April to December. This suggests that a wide range of fish use this reef. Comparing the number of fish species to other studies with the same type of gillnets in Kattegat further shows the importance of Hatter Barn, as they only found 32 and 38 different fish species, respectively (Stål et al. 2007, Støttrup et al 2014). This indicates that the multi meshed gillnets in this study was sufficient to sample a wide range of fish species and sizes occurring at Hatter Barn. However, the catches in the SHALLOW area

may even be underestimated, as the presence of larger macroalgae may obstruct the efficiency of the gill nets compared to the DEEP area without the dense macroalgae cover.

4.2 Fish abundance

Cod seemed to prefer the DEEP reef of Hatter Barn. This was seen in the present study and in Work Package 4 where cod with acoustical PIT tags spent approximately 4 times more days on the DEEP reef. Other studies on cod have found a higher preference towards shallow parts of a stone reef of 0-6 m compared to 6-10 m depth (Stål et al. 2007, Støttrup et al 2014). However, in those studies the deeper site can be compared to the SHALLOW area in this particular study and we did not sample shallower areas. Also, those studies were conducted in the more northern part of the Kattegat where the surface waters are also more saline. In the present study, catches were compared at 6-12 m and 13-17 m depth, and as no previous studies in these areas have investigated fish assemblages at depths similar to the DEEP site in our study, comparison with other studies is not feasible.

In this study, Hatter Barn was mainly populated by larger juveniles of cod estimated mainly to be 1-2 year olds. The highest abundances were found in the spring, indicating the reef to be feeding grounds for these larger cod juveniles. From other studies it has been observed that the abundance of adult cod is especially large on stone reefs in autumn (Wieland et al 2009), before migration to the spawning areas. However, the cod caught in the DEEP area in this study in autumn averaged less than 25 cm in length. It may be that Hatter Barn is not in the migration route or in the vicinity of a spawning area and potential spawners may gather at other reefs on route to, or in closer proximity to, their spawning area.

The Labridae were in highest abundances in the spring and summer in the SHALLOW area, where the prey was also most abundant (WP6 results). In autumn the prey abundance in the SHALLOW area declined drastically and may be the reason why the larger fish moved to the DEEP area. Only a few of the smaller individuals remained in the SHALLOW area in autumn.

The reason why flatfish disappeared from the SHALLOW area in autumn is that they swim to deeper waters when the water temperature drops to below ~10 °C. (Pihl & Rosenberg 1982). In the deep, water temperatures are more constant. The last fish sampling took place on December 3rd which is winter-time and temperatures had dropped to 9.5 °C in the DEEP area. Due to technical problems temperature was not measured in the SHALLOW area on the last sampling date, however, temperatures must have been similar to the ones measured in the DEEP area or lower.

4.3 Length distribution

Depth was observed to have an effect on fish mean length for Gadidae with the larger individuals distributed at the SHALLOW reef and the smaller at the DEEP reef. The presence of the larger cod in the SHALLOW area may have kept the smaller individuals away since cod are known to be cannibalistic.

The largest Cottidae were observed in the DEEP area of the reef in spring and summer, where they compete with cod on the prey items available (see WP6 on stomach contents). A few of the largest individuals remain in the DEEP area in autumn, whereas a larger portion of the population inhabited the SHALLOW area in autumn, which is opposite to the behavior of most other species.

The life cycle for *Pleuronectes* suggests that the fish larvae settle on the very shallow nursery grounds (a few meters depth) along sandy coasts (Gibson 1994). As the *Pleuronectes*

grow older they migrate to increasingly deeper water. It is therefore surprising that the smallest *Pleuronectes* were caught at the DEEP reef at Hatter Barn and may be due to the fact that in the DEEP area there was sandier bottom available between the rocks for them to bury in case of predators, whereas the SHALLOW area consisted of more rocky bottom with kelp forest. It should further be noted that the numbers of juveniles caught at Hatter Barn were, as expected, very low. A few large individuals were caught in the SHALLOW area in spring and summer most likely utilizing the foraging potential. These larger individuals are less dependent on available sandy bottom to bury as they are not vulnerable to predation from the other fish at the reef.

4.4 The importance of Hatter Barn as fish habitat

The stone reef Hatter Barn is a spawning area for some fish species. In this study several “running ripe” Labridae and lumpfish were caught during fish surveys. The present study also demonstrated a great abundance of young cod of approximately 1-2 years (<55 scm). This suggests that cod use Hatter Barn as nursery area. Very few larger cod seemed to use the area and it was difficult to catch enough large cod for acoustical studies in Work Package 4. A similar study at Læsø Trindel reef showed an abundance of larger cod almost 15 times greater than in the present study (Stenberg et al 2015). The cod population in Kattegat has been severely depleted since the late 1990s (Svedäng & Bardon 2003), and this could be part of the explanation for the relatively low catches of adult cod observed in this study.

4.5 Conclusion

Only few studies have yet focused on the importance of spatial heterogeneity and structure for recruitment of reef fishes (Støttrup et al 2014). Several studies have been carried out at coral reefs, but temperate reefs differ in e.g. as macroalgae are very dominant on the physical structure of temperate reefs (Carr 1994, Stål et al. 2007).

The present study demonstrates a differentiation in fish diversity, the distribution of species and populations size characteristics for some fish in the SHALLOW and DEEP area over season. The data and analyses presented here can provide valuable information for description of hard bottom structures areas – information important for conservation and management of stone reefs in Danish waters in the future.

Thanks

Allan Jensen, Bella KA100, for effort and flexibility in data collection and processing of fish.

Thomas Møller, Jan Pedersen, Peter V. Larsen, William B. Larsen, Sune Agersnap, Simon Langvad, Marie Brousse and Anita Nielsen for reprocessing of fish

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for contribution to the manuscript

The work package, as this part report concerns, is implemented under the project "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (RevFisk)". The project is funded by the Ministry of Food and the European Union through the European Fisheries Fund (j.nr 33012-13 -n- 0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



References

- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MR (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51:633-641
- Botsford L.W. CJC, Peterson C.H. (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277:509–515
- Carr MH (1994) Effects of Macroalgal dynamics on recruitment of temperate Reef fish. *Ecology* 75:1320-1333
- Christie H, Jørgensen, N.M., Norderhaug, K.N. (2007) Bushy or smooth, high or low; importance of habitat architecture and vertical position for distribution of fauna on kelp. *Journal of Sea Research* 58:198-208
- Eigaard OR, Støttrup, J., Hovgård, H. (2000) Udvikling af standard garnserie til brug ved bestandsanalyse af flad og rundfisk i marine lavvandede områder. Book 78-00. Danmarks Fiskeriundersøgelser
- Gibson RN (1994) Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfish. *Netherlands Journal of Sea Research* 32:191-206
- Hamley JM (1975) Review of Gillnet Selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:1943-1969
- Hunter WR, Sayer, M.D.J. (2009) The Comparative Effects of Habitat Complexity on Faunal Assemblages of Northern Temperate Artificial and Natural Reefs. *Ices Journal of Marine Science* 66:691-698
- ICES (2007) Report of the International Bottom Trawl Survey Working Group (IBTSWG). Book 5. ICES
- Naturstyrelsen (2011) Natura 2000 plan, 2010-2015, Hatter Barn. Miljøministeriet
- Pihl L, Rosenberg R (1982) Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 57:273-301
- Roberts C.M. HJP, Gell F.R. (2005) The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences* 360:123–132
- 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* 71:593-607
- Stenberg C, Støttrup, J., Dahl, K., Lundsteen, S., Göke, C., Andersen, O.N. (2015) Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. Book 289-2015. DTU Aqua & DCE
- Støttrup JG, Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L.D. Richardson, K. (2014) Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology* 4:1045-1059
- Støttrup JG, Stenberg, C., Dinesen, G.E., Christensen, H.T., Wieland, K. (2013) Stenrev - Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. Book 266-2013. DTU Aqua
- Svedäng H, Bardon, G. (2003) Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science* 60:32–37
- Wieland K, Pedersen, E-M., F., P., Olesen, H.J., Beyer, J.E. (2009) Effect of bottom type on catch rates of North Sea cod (*Gadus morhua*) in surveys with commercial fishing vessels. *Fisheries Research* 96:244-251

Projekt Revfisk

Arbejdspakke 3: Habitatkvalitet og fødeproduktion (Fauna & Føde)

Karsten Dahl (WP leader), Steffen Lundsteen, Ole Norden Andersen, Cordula Göke, Michael Bo Rasmussen, Peter Anton Stæhr and Peter Grønkjær (DCE, Aarhus University)

Niels Gerner (DTU Aqua)

Flemming Møhlenberg (DHI)

Maj 2015

Indhold

Dansk Resumé	91
1. Introduction.....	93
Part A: Biomass and species abundance on Hatter Barn	
2. Methods.....	95
2.1 Location.....	95
2.2 Sampling procedure for macrophytes and benthic fauna	97
2.3 Food availability on three hypothetical reef designs	100
3. Results	101
3.1 Estimation of hardbottom areas	101
3.2 Estimation of biomasses	102
3.3 Fauna densities	104
3.4 Relationships between seaweed forests and hard bottom fauna	107
3.5 Estimation of prey biomass for fish on the two reef structures	111
3.6 Production of fauna prey for cod and goldsinny wrasse	113
3.7 Food availability on three hypothetical reef designs	113
Part B: Diet composition and food rations of fish	
4. Materials and methods	115
4.1 Stomach sampling and laboratory analysis of stomach contents	115
4.2 Diet composition and food consumption rates	116
5. Results	117
5.1 Diet composition.....	117
5.2 Food consumption rates.....	120
6. Discussion and conclusions	123
6.1 Biomass and species abundance	123
6.2 Food availability on three hypothetical reef designs	124
6.3 Diet composition and food rations of fish	125
7. Conclusions.....	126
Tak til	127
References	128

Resumé

Introduktion

Det meste af vores viden om revhabitater stammer fra studier af tropiske områder, om end der har været en øget fokus i de seneste år på den kvantitative betydning af revs betydning for fisk i tempererede områder. Hovedparten af den overvågning, der foregår på fisk, er knyttet til den jævne bund pga. det indsamlingsudstyr, der anvendes (ICES 2007). Monitering af fisk knyttet til komplekse bundforhold som stenrev eller biogene rev er derimod begrænset til særlige undersøgelser, der er begrænset i tid (Christie et al. 2003, Stål et al. 2007, Pérez-Matus and Shima 2010). Wieland et al. (2009) argumenterer således for at torskebestanden i Nordsøen kan være underestimeret idet fangstrater af torsk er væsentlig højere på hård bund sammenlignet med blød bund, hvor de fleste monitoringer af fiskeforekomster sker.

De danske stenrev har siden starten af 1900 tallet og frem til 00'erne været udnyttet som en ressource for marine anlægsarbejder. Udviklingen tog for alvor fart i 1960'erne og har betydet at den økologiske kvalitet af mange stenrev er blevet forringet som følge af mindre og færre sten.

I tilgift har stenrev både i kystnære og åbne farvande været alvorligt påvirket af eutrofiering. Udledning af næringssalte fra land fik ekstra fart med udviklingen af landbruget og brugen af kunstgødning og øget spildevandsudledning fra 1960'erne. De store mængder næringssalte førte til opvækst af plankton i vandsøjlen som igen hæmmede det lys, som tangplanter på stenrevene var afhængige af. Resultatet blev mindre produktive tangskove på stenrevene. Denne udvikling er nu ved at vende som følge af de nationale indsatser for at forbedre vandmiljøet.

Stenrevene rummer tangskove (makroalger) i den fotiske zone. Under de rette betingelser er disse tangskove meget produktive. I den øvre fotiske zone er algevegetationen ofte flerlaget, men med stigende dybde aftager algedækningen, og fastsiddende bunddyr vil gradvis dominere biomasserne. Ud over de fastsiddende bunddyr er der en lang række fritlevende dyr knyttet til den hårde bund, snegle, krebsdyr, børsteorme mm., som indgår i den fødekæde der i sidste ende udnyttes af fisk.

I danske farvande findes der kun relativt få undersøgelser, som kvantificerer biomasser af makroalger og bunddyr på stenrev (Dahl et al. 2005, Dahl et al. 2009, Stenberg 2015). Kun det sidste studium har også medtaget fisk, og det var tilknyttet "Blue Reef" naturgenopretningsprojektet på Læsø Trindel, mens tangskov og fauna stadig var under udvikling på de udlagte store sten.

Dette studium er gennemført på stenrevet Hatter Barn i Samsø Bælt. Stenrevet blev valgt pga. grundige forudgående kortlægninger af dybdeforhold udført af Farvandsvæsnet og udbredelsen af stenrev (Dahl et al. 2011).

Fødetilgængelighed

Arbejdsplan 3 i projektet RevFisk omfattede en grundig kvantitativ undersøgelse af tangplanter og bundfauna på Hatter Barn på to på forhånd udvalgte revstrukturer. I tilgift blev der gennemført fiskeriundersøgelser på de samme strukturer (jævnfør arbejdsplan 2) og i relation til disse, blev der udtaget maver til fødeanalyse på torsk og havkarusser.

De to revstrukturer, der var relativt afgrænset fra andre revstrukturer på Hatter Barn, blev udvalgt således at den ene var relativt lavvandet 6-13 m og den anden dybere fra 13-21m. Arealer med hård bund blev estimeres til henholdsvis 3 Ha på det dybe og 9,7 Ha på det lave område, på baggrund af oplysninger fra Dahl et al. 2011 suppleret med visuelle undersøgelser fra denne og andre undersøgelser.

De kvantitative undersøgelser af makroalger og bunddyr blev udført med en dykkerbetjent "undervandsstøvsuger". Der blev indsamlet og oparbejdet 12 prøver på hver revstruktur hvoraf prøverne på det dybe rev blev opdelt i to grupper. Vi fandt samlede biomasser på 619,6 g (st. a. \pm 397,6 g) askefri tørvægt/m² på sten på de lavvandede plateau. På det dybere rev med den mere stejle skråning med tætte forekomster af store sten fandt vi gennemsnitlige biomasser på 74,2 (st.a. \pm 26,9) askefri tørvægt/m² og biomasserne aftog yderligere til 13,7 (St. a. \pm 2,0) askefri tørvægt/m² på stenene neden for den stejle stenskråning.

Makroalger dominerede biomasserne på de mere lavvandede indsamlingsstationer, mens der var en mere ligelig fordeling mellem makroalger og hårdbunds fauna på de dybere stationer. De to store brunalger sukkertang (*Saccharina latissimi*) og fingertang (*Laminaria digitata*) udgjorde en betydelig del af den samlede gennemsnitlige biomasse på det lavvandede plateau.

På det dybe vand var det søpungen *Dendrodoa grossularia*, som her sad nede på stenene, der var det dominerende faunaelement, mens mosdyret *Electra pilosa*, der typisk vokser på algevegetationen, var meget dominerende på de lavere vanddybder.

Vi fandt signifikante positive sammenhænge mellem den samlede algevegetationens størrelse og den samlede fauna biomasse og antal individer af mobile dyr. Sammenhængene var betydelig bedre mellem rødalgevegetationen og faunaen og rødalgerne var yderligere positivt korreleret med biomassen og antal individer af krebsdyr.

Fødeundersøgelse

Der blev indsamlet maveprøver af torsk og havkarusse fra de to revområder, og den relative fordeling af byttedyrenes masser i diæten for de to fiskearter blev bestemt ved analyser af maveindholdet i laboratoriet. Ved brug af tal for byttedyrenes energitætheder kunne masse sammensætningen konverteres til sammensætningen på energibasis. Den del af fiskenes fødeindtag, der hidrører fra byttedyrene på revene, kunne derefter estimeres ud fra resultaterne af faunaindsamlingen på revene, og energifordelingen af disse byttedyr i diæten kunne endelig beregnes vha. fordelingen, der blev opnået fra maveanalyserne.

Fiskens maksimale føderation blev bestemt i laboratoriet. Dette blev multipliceret med alment acceptable tal for fraktionen (fødeniveaet) i havet samt den fraktion, der stammer direkte fra byttedyrene på revet. Ud fra disse oplysninger blev fiskens fødeindtag på revene beregnet.

Produktionen af fiskenes byttedyr blev beregnet ud fra de estimerede biomasser på hvert af de to revområder ved brug af byttedyrsspecifikke tal for forholdet mellem biomasse og produktion (på energibasis). Disse produktionstal blev opdelt i tre grupper: de byttedyr, der udelukkende indgik i diæten for hver af de to fiskearter, samt dem der udgjorde fiskenes fælles føde-ressource.

I overensstemmelse med forskellen i biomasser af byttedyr på de to rev-områder var den totale årlige produktion meget højere på revområdet på det lave vand. Ydermere var det meste af produktionen af byttedyr her en delt ressource mellem fiskene, mens kun halvdelen af produktionen blev delt på det dybe område. Torsk havde ikke en eksklusiv føderessource på det dybe revområde og havkarusse tilsvarende kun 3 % for sig selv på det lavvandede område.

Sammenholdt med fiskenes fødeindtag blev disse produktionstal brugt i arbejdsplanen 6 til at beregne, hvor mange fisk de to revarealer kan understøtte med deres respektive føderessourcer. Ud over torsk og havkarusse inkluderede disse beregninger også ulke og savgylte under antagelse af at de sidstnævnte har en diætsammensætning, der matcher hhv. torsk og havkarudse. Begrænsningen til disse fire grupper af fisk var igen under antagelse af andre fiskearter enten var kvantitativt uden betydning eller ikke konkurrerede om disse byttedyr-ressourcer.

Fødetilgængelighed på tre hypotetiske revdesign

Sidst men ikke mindst blev fødetilgængeligheden beregnet på tre hypotetiske revdesigns, et højt rev, et langstrakt rev og tre individuelle mindre rev. De tre rev blev "bygget" på sandet bund ved Hatter Barn af sammen mængde sten (ca. 80.000 m³) og var således kun forskellige i designet. Her viste beregningerne, at de tre mindre rev gav det største fødeudbud alene i kraft af at stenene blev spredt ud i et enkelt lag og derfor gav ophav til en større dækning af havbunden med sten og deraf følgende fauna og flora. Det rev, der gav det mindste fødeudbud var det høje rev, hvor mange sten blev brugt til at skabe selve strukturen. Modelstudier i AP7, konkluderer at torsk ville foretrække det høje rev pga. den fysiske udformning som giver mest læ for kraftig strøm. Videre beregninger på disse revdesigns i AP6 vil give et bud på hvilke af de tre design, der giver den største bærekapacitet for torsk.

1. Introduction

Most of our knowledge on reefs as habitats for fish is derived from studies on tropical reefs, although in the recent decade more focus has been directed towards the quantitative significance of reef habitats for fish communities in temperate areas. The majority of the monitoring used for fish assessment is limited to relatively smooth bottom areas due to the design of the deployed survey gear (ICES 2007). Monitoring of fish communities in complex habitats such as temperate and biogenic reefs are often restricted to specific ecological studies of limited duration (Stål et al. 2007, Pérez-Matus and Shima 2010). Significantly higher catch rates of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from rough compared to smooth bottom were suggested to be the main source for underestimation of the stock size of this species in the North Sea (Wieland et al. 2009). Thus, limited knowledge on the temporal dynamics of fish diversity and abundance is available in relation to temperate reefs in general and the quantitative ecological role of temperate reefs in our region.

Reef areas in Danish waters have suffered from extensive extraction of boulders and gravel in shallow areas over the last 100 years (Dahl et al. 2003). This has reduced the total area of reef structures and the number of boulders on many reef sites has decreased. As a consequence of former times extraction techniques especially the shallow part of affected reefs have suffered.

Additionally, reef areas in both nearshore and open waters have been severely affected by eutrophication over the last 40-50 years. Eutrophication caused increased phytoplankton growth affecting the light reaching the benthic algal communities. As a consequence the vegetation cover decreased on deep water where light is a major controlling factor for growth (Dahl and Carstensen 2008, Krause-Jensen et al. 2007). Due to microalgae blooms and shadow effect a reduction in the cover of seaweed forests on reefs in deeper waters have been observed. However, due to the National Action Plans for the Aquatic Environment, the first enacted in 1987, gradual improvements on the reef quality have been observed during the last 10-15 years in coastal waters (Riemann et al. submitted).

The hard substrate on reefs host microalgal communities in the photic zone. In shallow areas the vegetation can be multi-layered with high biomasses, but with increasing depth (decreasing light intensity) the benthic community is gradually dominated by epifauna. The vegetation provides carbon for grassing fauna organisms and host other species that settle on algal leaves or beneath holdfasts. The vegetation layer and to a lesser extent epifauna increase the physical complexity of the boulders providing hiding space for motile fauna organisms including minor fish species.

Only few studies quantify the biomass and species abundance on reef habitats. Studies in Danish waters have been conducted at Mejl Flak and Lillegrund in the northern Belt Sea area (Dahl et al. 2005) and at Læsø Trindel as part of a nature restoration project (Dahl et al. 2009, Stenberg et al. 2015). The study at Læsø Trindel was planned as a *before-after* study. However, colonisation and aging of par-annual species was still ongoing when the *after* investigation took place. Both of the studies mentioned were conducted in shallow waters (4-11m), but little is known about vegetation biomasses and benthic epifauna in deeper waters.

Stone reefs are key habitats for species of the wrasse family (Labridae) – and in particular goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) and corkwing wrasse (*Symphodus melops*). However, besides a number of smaller fish species also a large number of sculpins and cod may reside and exploit the food resources on the reefs.

The overall aim of Work Package (WP) 3 is to examine selected fish species' use of the food resources on a reef in Danish waters. It includes the overall difference in habitat quality between shallow and deeper reef areas in terms of how many fish they can sustain by their food resources. Specifically, we will

1. Quantify the biomasses and abundances of solitary motile prey organisms in selected areas of the reef
2. Link this information to the habitat complexity expressed as seaweed biomasses
3. Estimate the production rates of the relevant prey organisms on the reefs
4. Estimate the ecological benefit for fish in terms of food by introducing three different reef types
5. Sample and analyse stomach contents of goldsinny wrasse and cod to obtain prey composition (in terms of energy). It is assumed that the prey compositions of goldsinny wrasse and cod are similar to those of corkwing wrasse and sculpins, respectively
6. Estimate the *per capita* food rations (energy) for the four fish categories mentioned above as well as the shares of these rations that originate from the prey organisms on the reefs
7. Provide the above information on food rations and prey production rates as the delivery to WP6 for estimation of how many fish of each of the four categories that can be sustained by the prey organisms on the reefs

The description of the work and the results in WP3 was divided into two separate parts in the report in order to provide a better overview for the reader. The first part (A) deals with description of the habitats, available prey organisms and production of these prey species on two selected but physical different reef structures at Hatter Barn (bullets 1, 2, 3 and 4). The second part (B) deals with diet composition and feeding rates of the fish (bullets 5 and 6).

Part A: Biomass and species abundance on Hatter Barn

2. Methods

2.1 Location

Hatter Barn was chosen as study area. The reef area is located in the northern part of the Belt Sea area between the two islands Samsø and Sejerø. There were several reasons for this choice:

- The reef had been mapped in detail with high resolution bathymetry data provided by the former Danish Maritime Safety Administration.
- Specific location of reef structures and the areas covered within 5x5m squares is known (Dahl et al. 2011).
- Present general knowledge about the benthic biology from four reef monitoring positions (NOVANA programme)
- Existing knowledge from video surveillance transects carried out in the BaltSeaPlan project (Dahl et al. 2011).

The preceding mapping made it possible to locate two relatively distinct and separated reef structures on Hatter Barn with a high degree of boulder coverage (**Fig. 3.1**). The western area (the deep reef) is a long reef structure at the edge of a deep gully. This structure was characterised by dense boulders lying on a steeper slope from 13-17m depth and less dense boulders and minor stones lying on a gentler slope at deeper water. The eastern area (the shallow reef) structure is located on a rather shallow plateau. The area chosen for investigation had a water depth ranging from 6-12 meters. This area was characterized by relatively dense boulder patches and areas with sandy patches in-between.

Information on salinity is available from relatively close national monitoring stations (NOVANA programme) with long time series data. The area is characterized by a strong pycnocline most of the year with brackish Baltic dominated surface water and considerably higher salinity bottom water (**Fig. 3.2**).

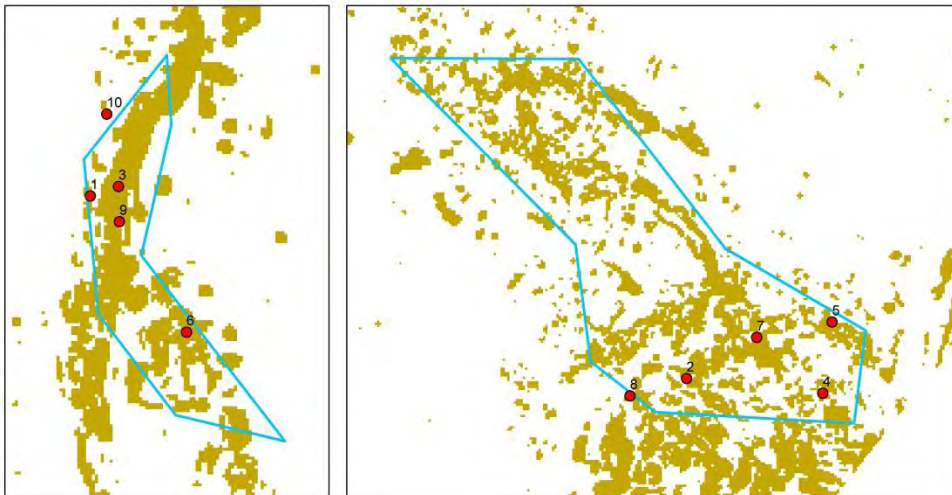
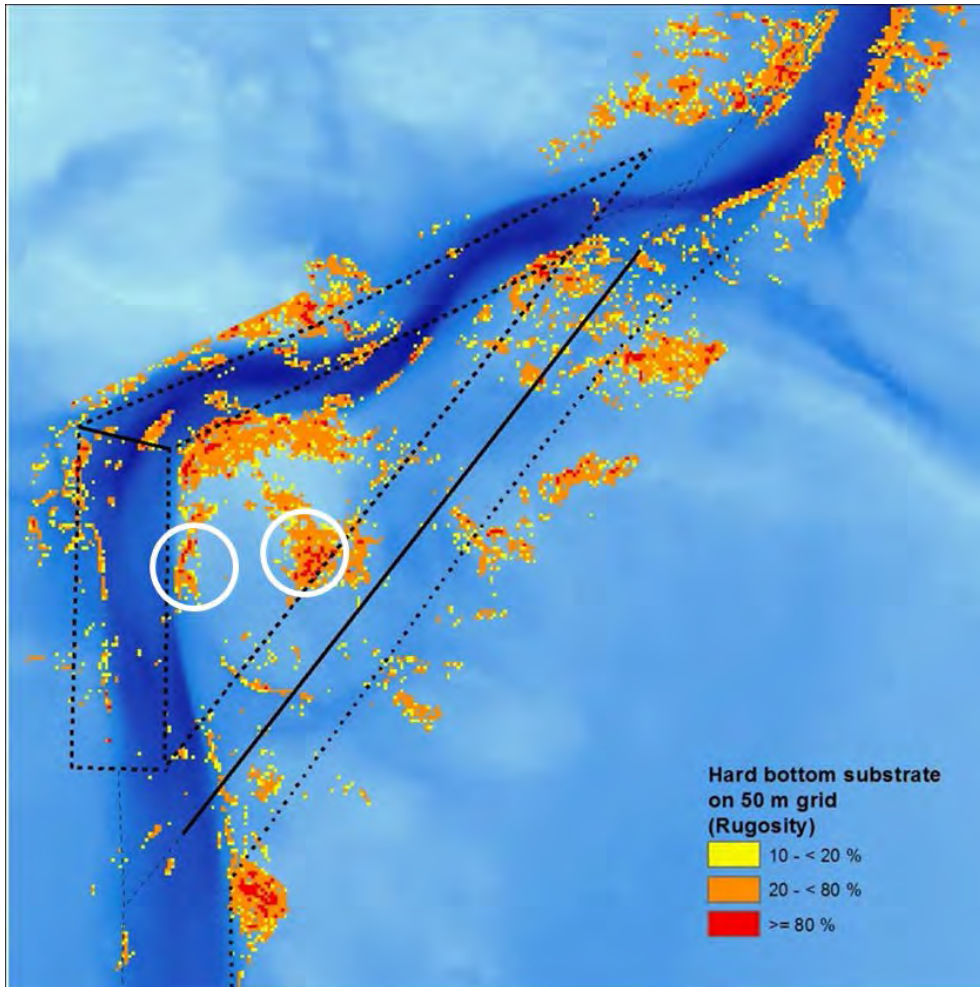


Figure 3.1 Top: Sampling sites on two distinct reef structures on the reef Hatter Barn (map from Dahl et al. 2011) indicated by circles. Hatter Barn is located between a deep and a shallow water shipping route indicated on the map. Below: To the left the deep structure and to the right the plateau both with sampling stations for hard bottom fauna and algal vegetation. The main fishing area is indicated by the blue box. The green structures reflect hard bottom areas.

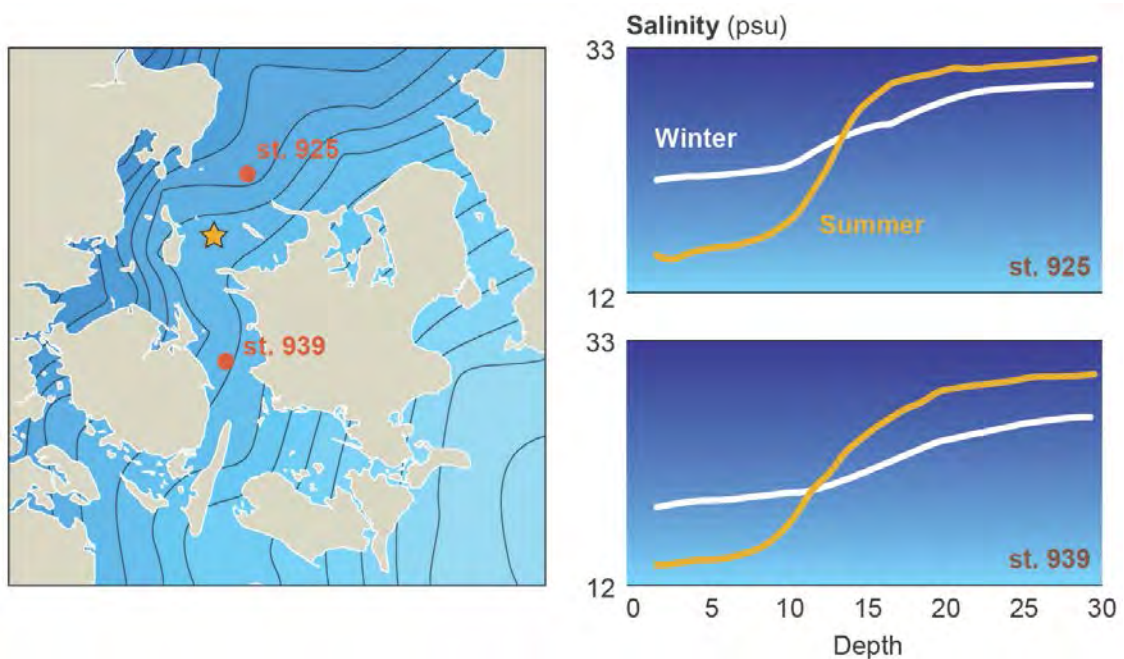


Figure 3.2 The map shows the surface salinity in the Belt Sea area as well as the Hatter Barn reef location (yellow star). The two graphs show the average salinity depth profile at the two NOVANA monitoring stations 925 and 933 in the summer (April-September) and winter (October-March) seasons. The profiles are based on long time series of data. A strong salinity gradient exists between 11 and 15m depth in the summer season, especially at station 925 located nearest Hatter Barn (From Dahl et al, 2003).

2.2 Sampling procedure for macrophytes and benthic fauna

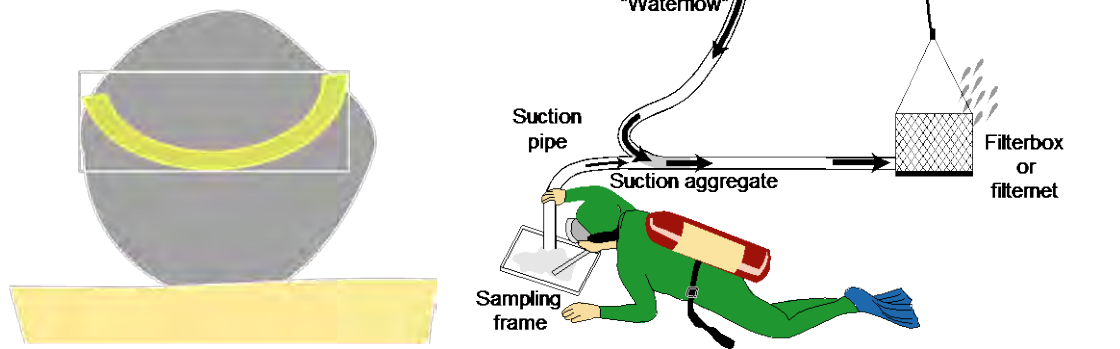
Sampling the seabed for biomasses of macroalgae and benthic fauna and for abundance of benthic fauna was conducted from 19th-21st of May 2014. Sampling took place on 10 anchor stations. Five of these were located on the shallow plateau and five on deeper eastern reef structure. At the deep reef structure four anchor stations were located on the sloping structure with high boulder density and the last station was located deeper beneath the slope with less boulder density. In total 20 samples were taken on each of the two reef structures.

Sampling was carried out using a suction sampler and a 1 mm filter system operated by divers (**Fig. 3.3**). This sampling system had previously proved efficient for collecting both sessile and motile hard bottom fauna as well as seaweeds.

Samples from the boulders were taken within a slightly flexible 0.1 m² circular frame. Biota was detached from the boulder surfaces with a putty knife during constant suction. Boulders having an average diameter of 40-50cm were used for sampling (**Fig. 3.3**). The boulders were chosen arbitrarily by the diver assistant on deck instructing the diver at the seabed. Thalli from algal species attached outside the frame but protruding inside the sampling area was included in the sampling material. In the same way leaves from species attached inside the frame but extended outside the sampling frame was excluded. This procedure was chosen for two reasons: 1) To minimize the variance in the overall biomass estimate generated by large brown kelp species with high biomasses and 2) due to the fact that thalli of those large algae species actually affect the biota surrounding them creating shadow and potential whiplash effects.

All samples taken were immediately preserved in 4 % formaldehyde buffered with borax.

Figure 3.3. Illustration of the suction technique. Right: Suction sampling. The filter is a net made of plastic with the mesh size of 1 mm used for sampling macroalgae and fauna scraped off boulders (Drawing by Britta Munter). Below: Sampling ring: D=35,7cm covering 0,1 m². With an average diameter of boulders of 40-50cm this frame size covers both species sitting on the top and on the sides of the boulder.



Biomass and species composition were analysed with 12 samples from the deep and 12 samples from the shallow reef structures. At least two samples were used from each station and in some cases three. An overview over stations, positions, sampling depth and subsample names is given in **Table 3.1**.

Table 3.1 Sample stations, with positions, subsample name, sample depth.

Stations	longitude	latitude	Subsample	Depth (m)
1	55 52.242	10 49.612	01 dyb 02	18.4
			01 dyb 03	18.2
			01 dyb 04	18.3
2	55 52.382	10 51.477	02 lav 01	8.6
			02 lav 02	8.6
			02 lav 05	8.4
3	55 52.250	10 49.658	03 dyb 05	15.3
			03 dyb 06	16
			03 dyb 07	15.6
4	55 52.360	10 51.767	04 lav 06	8.6
			04 lav 07	8.7
			04 lav 08	8.7
5	55 52.445	10 51.791	05 lav 09	8
			05 lav 11	8
6	55 52.116	10 49.762	06 dyb 10	15.9
			06 dyb 12	15.6
7	55 52.429	10 51.629	07 lav 13	10.3
			07 lav 16	9.9
8	55 52.363	10 51.355	08 lav 17	8.8
			08 lav 18	8.9
9	55 52.218	10 49.658	09 dyb 15	16.9
			09 dyb 16	16.4
10	55 52.316	10 49.642	10 dyb 18	15.9
			10 dyb 20	16

2.2.1 Laboratory procedures

In the laboratory the collected samples were split into two fractions before species identification and quantification were performed: 1) Algal species with sessile epizoa and smaller algae and 2) Smaller mobile or detached animals. In most samples subsamples of 25 % or more rarely 50 % were extracted for species examination. Subsample size was determined by wet weight. The extracted portion was chosen randomly. Large brown algae were cut into pieces with scissors and mixed before subsampling. *Laminaria* hapters were also fractioned. Smaller algae were torn in smaller pieces and mixed before subsampling. From each of these subsamples smaller motile or detached animals were collected using a 1 mm meshed sieve, sorted and pooled for identification and enumeration.

Total ash-free dry weight of each species or higher taxonomic group, from the subsample or whole sample, was measured with 0.0001 g accuracy. For some of the larger species, such as the large brown algae and hapters, a lesser weight accuracy was used. The number of individuals of the free living species was counted.

To calculate the ash-free dry weight of each species or higher taxonomic group, the species were dried in an oven at 105 °C for 24 hours and then weighed. Subsequently the samples were burned at 505 °C for 12 hours then weighed again. The ash-free dry weight was calculated by subtracting the ash weight from the dry weight. If subsampling had been done, the weight and abundance were adjusted accordingly to represent the whole sample.

The total area of crustose bryozoan species such as *Electra pilosa* covering the algal vegetation in each subsample was estimated. An ash-free dry weight ratio/area of 0.0019 g/cm² was used following Dahl et al. (2009). The weight of the crustose bryozoan species was then calculated based on the estimated area in the samples. Similarly number of Spirorbinae individuals in the samples were counted or estimated. An ash-free dry weight/individual ratio of 0.0002 g/individual was used based on measurements in Stenberg et al. (2015). Very small (nearly microscopic) algae and animals were attributed an arbitrary very low weight of 0.000005g per observation.

One or more specimens of most species have been preserved and added to the species collection at Aarhus University as future reference material. In these cases their weights in the sample have been added up or estimated from similar weighed specimens.

2.2.2 Estimation of biomasses and abundances on seabed

Measured biomasses and abundances of species in each sample were adjusted for subsampling procedures and normalised to 1m². As three samples were taken deeper than the others at the deep structure it was decided to handle those data separately. Average values were then calculated for three depth intervals:

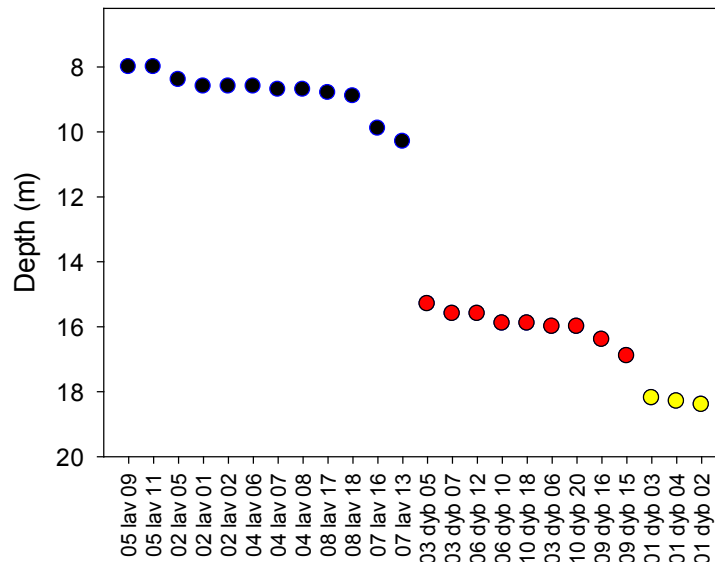
- The shallow, eastern plateau (8-10.3m depth) (12 samples)
- The deeper, western slope (15.3-16.9m depth) (9 samples)
- The deeper, western plateau with a gentle slope (18.2-18.4m depth) (3 samples)

Subsamples used for each depth intervals are given in **Fig. 3.4**.

Overall estimation of biomasses and abundances in the two sampling areas was found by multiplying the average species/taxon values with the estimated reef area in a depth interval to which the samples could be allocated. A further adjustment of the values was done using a value for hard bottom coverage. The estimation of hard bottom areas is based on calculations of seabed rugosity within 5x5m squares. Sandy part can be observed between boulders on Danish reefs. This was also observed during diving and analyses of video transect from the area except

at the western slope where boulder coverage was very close to 100%. Based on the visual observations it was assumed that the average boulder coverage was 50% at the western deep plateau and 70% at the shallow plateau. The overall estimation of biomasses and abundances was adjusted accordingly.

Figure 3.4 Distribution of sub-samples at depth intervals. Blue points are samples taken at the shallower eastern plateau. Red points are samples taken at the deeper western reef structure with a relative steep slope. Yellow points reflect the deepest investigated part of the western reef structure with a gentler slope.



2.2.3 Estimation of fauna production:

The annual energy production of the prey comprising the diet of cod (*Gadus morhus*), sculpin (*Myoxocephalus scorpius*), goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) and corkwing wrasse (*Symphodus melops*) in the shallow and deep reef areas was estimated through the following two steps. Initially the biomasses were converted into energy by use of prey group specific energy densities acquired from Cummins & Wuycheck (1971). The P/B ratio of biomass B (in energy) to energy production P was then deployed to calculate P . For this purpose, P/B ratios of the different taxonomic groups sampled on Hatter Barn in 2014 were estimated based on the formulas developed by Brey (2012) using artificial neural networks. In the simplified version Brey (2012) considers three biological parameters (taxonomy, attached or free-living organism, individual energy content) and four environmental parameters (temperature, water depth, river, lake or marine, inter-tidal or sub-tidal) to estimate P/B ratios (Brey, 2015). Energy content of the different taxonomic groups was estimated from ash-free dry weight using conversion factors listed by Brey (2015).

2.3 Food availability on three hypothetical reef designs

In the present study we attempted to predict the available food resources for cod and wrasse on three hypothetical stone reefs “established” on sandy substrate at Hater Barn. All reefs were “build” from the volume of approximately 80,000 m³ boulders in three different designs: (se

1. Scenario 1 was implemented as a steep “cone” extending 4 m above the plain at 10 m depth.
2. Scenario 2 was implemented as a 5-600 m long ridge extending 1 m above the plain.
3. Scenario 3 was implemented as three individual shallow cones extending 1 m above the plain.

See Revfisk WP7 for further details and figure 7.6 in WP7 for design.

The area covered by boulders of each of the three modelled reef scenarios was used to calculate the food resources for cod and goldsinny wrasse in the same way as done for the existing shallow reef structure on the plateau (see above).

3. Results

3.1 Estimation of hardbottom areas

Estimation of hard bottom areas in 1m depth intervals within the selected two reef structures were made using GIS on existing data on “seabed rugosity” published in Dahl et al. (2011). These estimates, which express high rugosity on the seabed interpreted as area with stones, is further adjusted for an assumed average sand fraction between the stones. This assumption was based on visual interpretation during the sampling work, combined with information from the monitoring stations and the video surveillance transects conducted in 2011. The sand fraction was assumed to be 0% at the deep slope, 30% at the shallow plateau and 50% at the deepest plateau.

The deeper reef structure was estimated to have approximately 32,000 m² hard substrate (Table 3.2). Most of the hard substrate was located in the slope structure (25,000 m²) and the rest was lying deeper than 18m. The hard bottom area on the shallower plateau was approximately 97,000m².

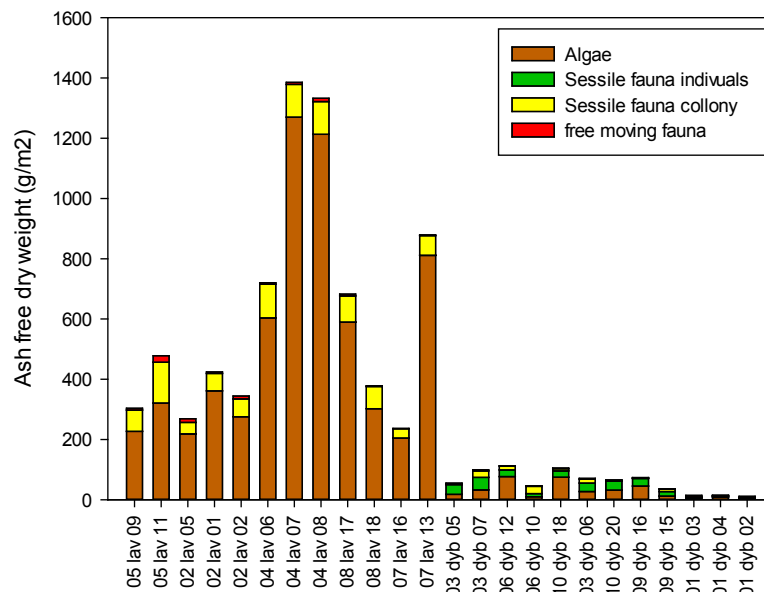
Table 3.2 Estimation of hard bottom areas per depth interval at the two selected reef structures.

Depth interval (m)	Deep area			Shallow plateau		
	Area with high rugosity m ²	Correction factor for sand	Area with hard bottom (m ²)	Area with high rugosity m ²	Correction factor for sand	Area with hard bottom (m ²)
5-6				7311	0.7	5118
6-7				42042	0.7	29430
7-8				45072	0.7	31551
8-9				19960	0.7	13972
9-10				15509	0.7	10856
10-11				7967	0.7	5577
11-12				1300	0.7	910
12-13	166	1	166	200	0.7	140
13-14	1346	1	1346			
14-15	3336	1	3336			
15-16	4468	1	4468			
16-17	6529	1	6529			
17-18	9506	1	9506			
18-19	7170	0.5	3585			
19-20	4426	0.5	2213			
20-21	1795	0.5	897			
21-22	284	0.5	142			
Estimated total area with hard bottom (m ²)			32189			97413

3.2 Estimation of biomasses

The average total biomass was 619.6 g (S.D. \pm 397.6 g) ash-free dry weight/m² hard bottom on the shallow plateau. On the deeper steep slope with dense boulders the average biomass was 74.2 (SD \pm 26.9) ash-free dry weight/m² and it was further reduced to 13.7 (SD \pm 2.0) ash-free dry weight/m² on the deeper gentle slope. The biomasses of algae, sessile individual and colony fauna organism and free moving fauna species are shown in **Fig. 3.5**. Changes in algal vegetation between the shallow samples caused most of the variation in this depth interval (**Fig. 3.7**).

Figure 3.5 Biomasses of algae, sessile individuals, sessile colonies and free moving fauna organisms identified from each sample arranged by increasing depth left to right.



Biomasses of fauna varied between the shallow reef on the plateau and the deeper reef parts (**Fig. 3.8**). The average fauna biomass in the shallow area was 88.7 (SD \pm 40.4) g ash-free dry weight/m². At the deeper reef slope the biomass was reduced to 37.6 (SD \pm 12.4) g ash-free dry weight/m² and at the deepest reef plateau it was even less, 6.9 (SD \pm 1.0) g ash-free dry weight/m².

3.2.1 Algal biomasses

Algal biomass made up the vast majority of the overall biomass in the shallow area. The high variation in biomass between samples at the shallow stations was mainly due to difference in occurrence of the large brown kelp species *Laminaria digitata* and to some extent the other kelp species *Saccharina latissimi* (**Fig 3.6**). The two species made up more than 50% of the average algal biomass sampled on the shallow plateau (**Fig. 3.7**). The variation between samples of red algal species was in most cases less than a factor 2. The most dominate red algal species was the thallus forming *Phyllophora pseudoceranoides* followed by the other leaf forming red alga *Delesseria sanguinea*.

Algal vegetation made up approximately 50% of the total biomass in the depth interval 15.3-16.9m. The red leaf forming species *Phycodrys rubens* and *Delesseria sanguinea* together with the genus *Coccotylus sp.* were all quiet dominating. Kelp species (*Saccharina latissimi* and *Laminaria digitata*) were more scattered and less developed in this depth interval.

The vegetation at the deepest stations also made up 50% of the total biomass but at this depth interval. It was dominated by *Phycodrys rubens* alone making up 75% of the vegetation biomass. No kelp was present at this depth.

Figure 3.6 Mixed red and brown algal community at the shallow plateau at Hatter Barn. Both brown kelp species, *Saccharina latissima* and *Laminaria digitata* are present at some boulders and missing on others. Photo: Peter Bondo Christensen.



Figure 3.7 Biomasses of red brown and green algal groups, distributed among samples arranged by increasing depth left to right.

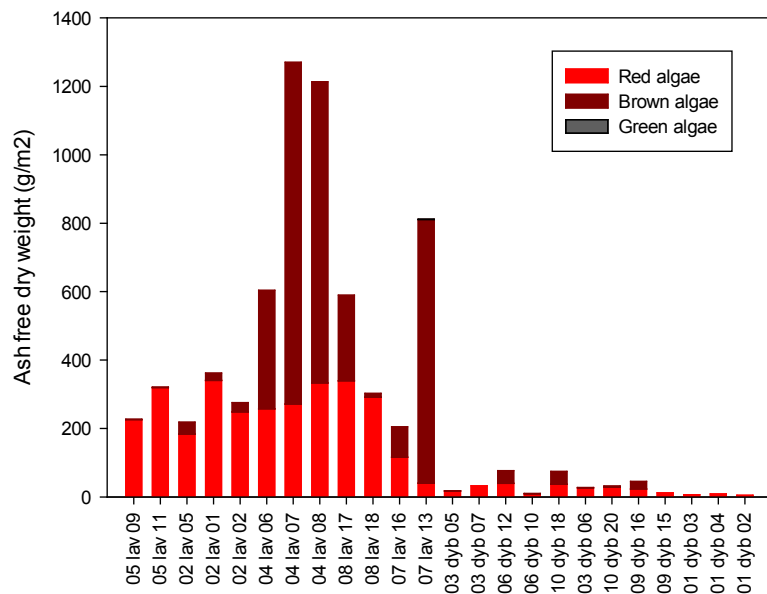
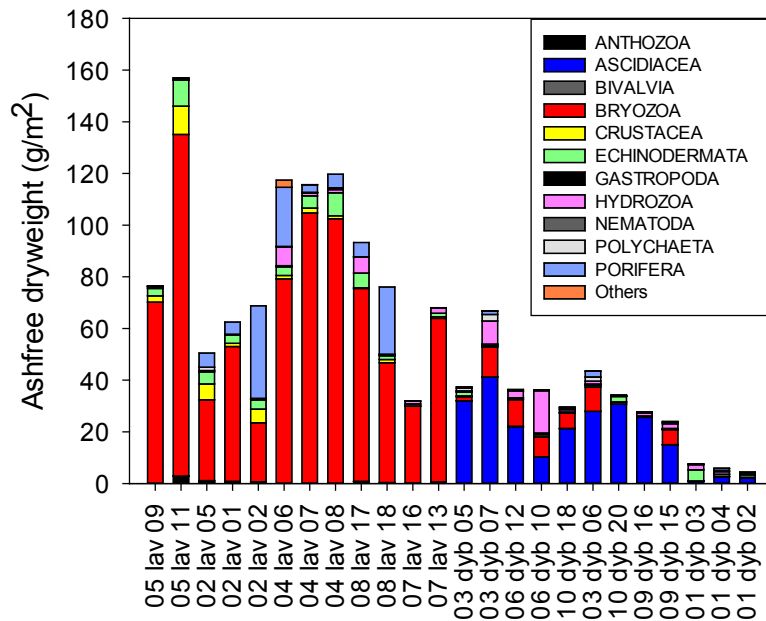


Figure 3.8
Biomasses of dominant fauna taxonomic groups distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



3.2.2 Biomasses of dominant fauna species

The two bryozoans *Electra pilosa* and *Alcyonidium hirsutum* completely dominated the fauna biomass associated with the hard bottom at the shallow plateau (**Fig. 3.8**). Both species live attached to the algal vegetation. The sponges *Halichondria panacea* (Porifera) and common starfish, *Asterias rubens* (Echinodermata) and common shore crab, *Carcinus maenas* (Crustacea) also had quite high biomasses.

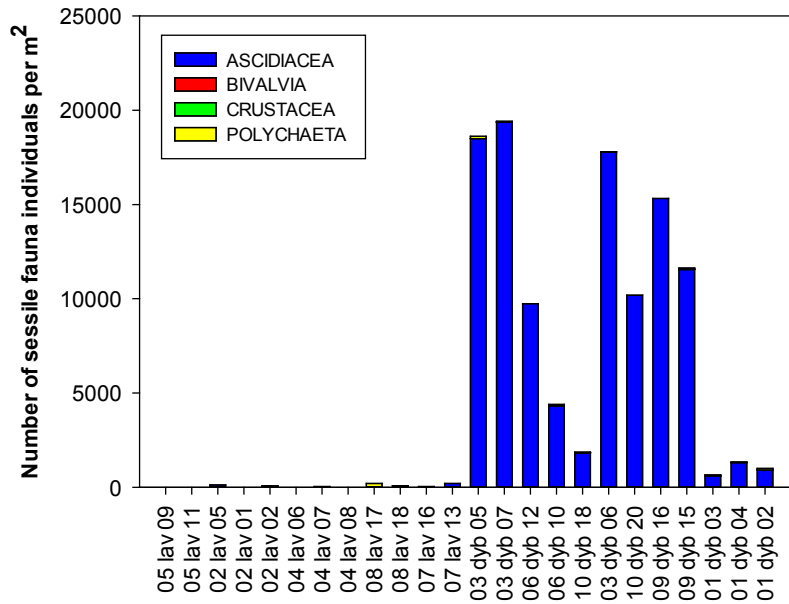
The ascideacean *Dendrodoa grossularia* dominated the biomass sampled at the deeper reef slope (**Fig. 3.8**). Bryozoan still made up a large proportion of the biomass, but another species *Flustra foliacea* dominated at this depth. *Electra pilosa* was still present in all samples, but *Alcyonidium hirsutum* was almost missing on the algal vegetation.

The hydrozoan, *Halecium muricatu*, was registered with biomasses in most deep samples also at the deeper plateau. The relative small total biomass at the three deepest stations was distributed more evenly between ascidiaceans, echinoderms and hydrozoans.

3.3 Fauna densities

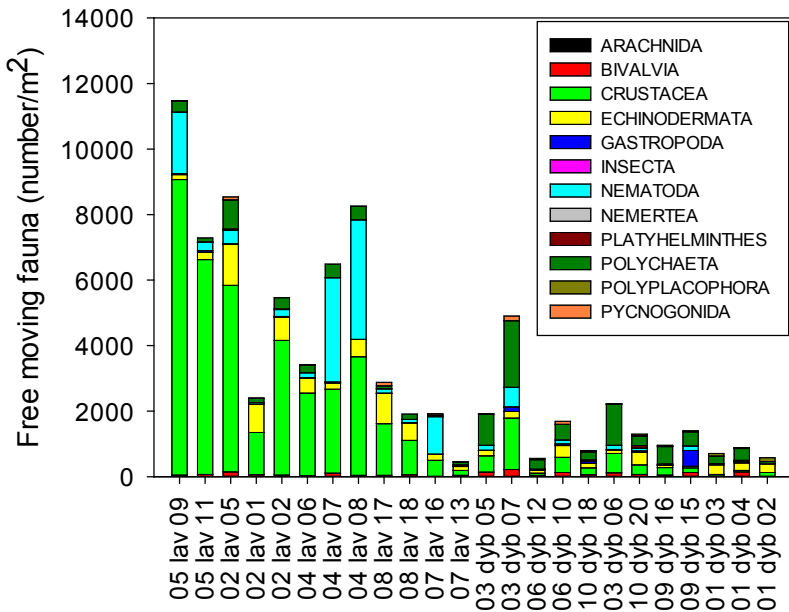
For practical reasons it was not possible to count colonies of many species, as it often was impossible to distinguish one colony from another when they were of same species and growing next to each other. The highest number of sessile individual species was registered on the slope in the deep reef structure (**Fig. 3.9**). It was completely dominated by the small ascidian *Dendrodoa grossularia* with an average number of 12065/m² (SD ± 6248/m²). *Dendrodoa grossularia* was also present on the three deepest stations but in a much smaller number. Sessile species were almost absent on the shallow plateau.

Figure 3.9 Number of individuals in four sessile taxonomic groups distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



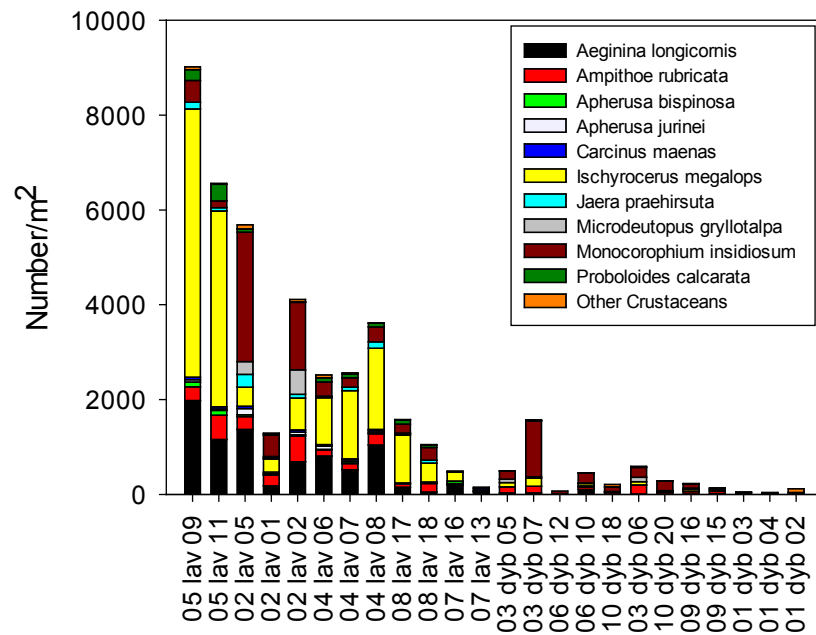
Motile animals were more common in samples from shallow waters compared to samples taken at the deeper reef structures (**Fig. 3.10**) with an average individual number of 5043/m² (SD ± 3388/m² compared to 1494/m² (SD ± 1201/m²).

Figure 3.10 Number of motile individuals in different taxonomic groups distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



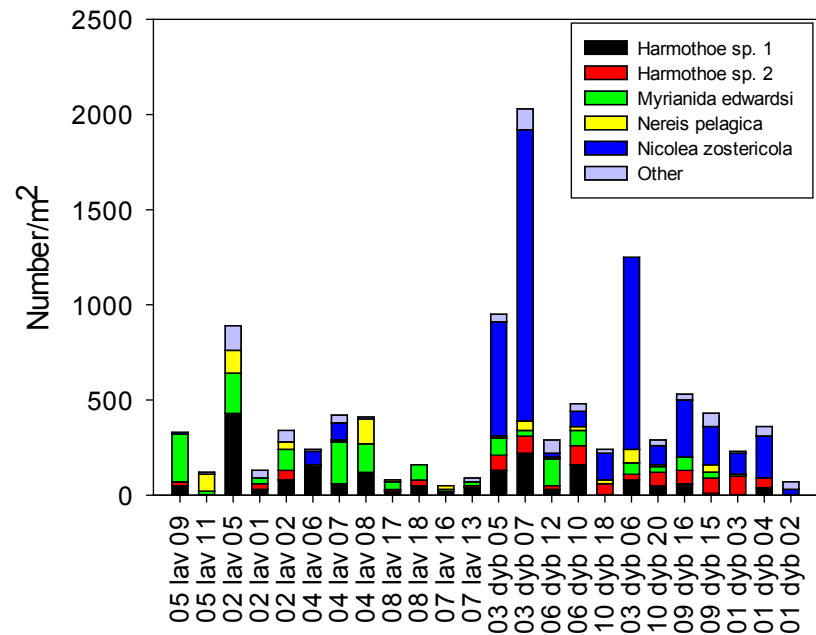
Crustaceans were the most abundant motile organism in the shallow samples (**Fig. 3.10**) and *Ischyrocerus megalops* and to lesser extent *Aeginina longicornis*, *Monocorophium insidiosum* and *Ampithoe rubricata* dominated (**Fig. 3.11**). Crustaceans were much fewer at the deeper stations and especially at the three deepest.

Figure 3.11 Number of individuals of different crustacean species and a joint group of more rare species distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



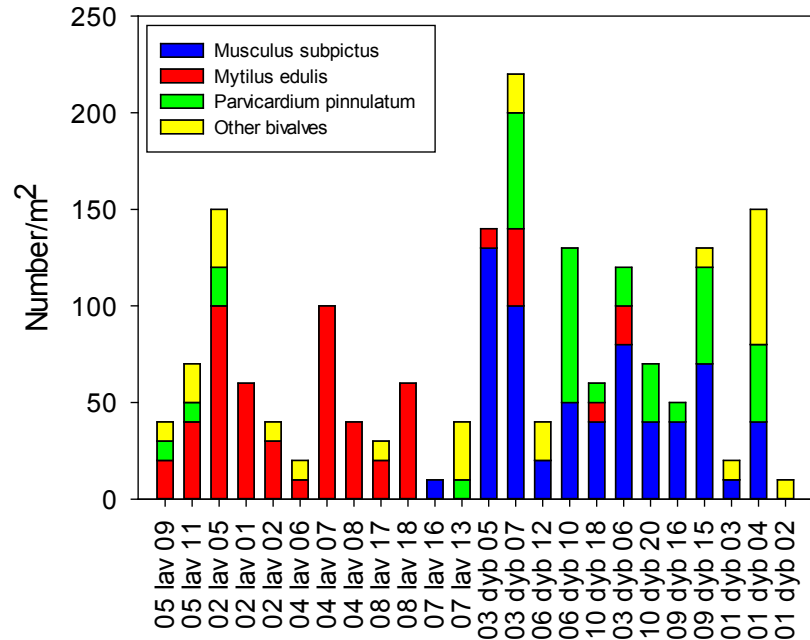
Polychaetes was the most common group at deeper waters with regard to number of individuals of motile fauna (Fig. 3.12). Four species, *Myrianida edwardsi*, two distinct *Harmothoe* species and *Nereis pelagica*, were present more or less in all samples in relative high numbers. But on the deeper stations *Nicolea zostericola* totally dominated the polychaete community in terms of numbers.

Figure 3.12 Number of individuals of different species of Polychaetes and a joint group of more rare species distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



Mussels were not present in high numbers (**Fig. 3.13**). *Mytilus edulis* dominated in the shallow samples and *Musculus subpictus* and to some extent *Parvicardium pinnulatum* on the deeper stations.

Figure 3.13 Number of individuals on different species of Bivalvia and a joint group of more rare species distributed among samples arranged by increasing depth left to right.



3.4 Relationships between seaweed forests and hard bottom fauna

There was a significant positive relationship between total vegetation biomass and fauna biomass ($r^2 = 0.45$, $p = 0.003$; **Fig. 3.14**), but it was even more pronounced between the total red algal biomass and total fauna biomass ($r^2 = 0.63$, $p < 0.0001$; **Fig. 3.15**). Crustacean biomass was also significantly positively related to the amount of red algal biomass ($r^2 = 0.26$, $p = 0.017$; **Fig. 3.16**) but not to total vegetation biomass. Regression statistics are given in **Table 3.3**.

There were also positive significant relationships between total algal biomass and number of motile fauna species ($r^2 = 0.18$, $p = 0.04$; **Fig 3.17**), red algal biomass and motile fauna species ($r^2 = 0.37$, $p = 0.0016$, **Fig. 3.18**) and finally between red algal biomass and crustaceans ($r^2 = 0.37$, $p = 0.0016$; **Fig 3.19**). Regression statistics are given in **Table 3.3**.

Table 3.3 Result of linear regression between biomasses of macro algal vegetation and biomasses of different fauna groups and numbers of fauna individuals.

Total algal biomass versus Total fauna biomass

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	19077.8	19077.8	18.0613	0.0003
Residual	22	23238.2	1056.3		
Total	23	42316.0	1839.8		

Total Red algal biomass versus total fauna biomass

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	26528.0	26528.0	36.9660	<0.0001
Residual	22	15787.9	717.6		
Total	23	42316.0	1839.8		

Red algal Biomass versus total Crustacea biomass

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	38.3	38.3	7.5554	0.0117
Residual	22	111.5	5.1		
Total	23	149.8	6.5		

Total algal biomass and total number of motile fauna individuals

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	38758570.5	38758570.5	4.7651	0.0400
Residual	22	178943492.0	8133792.0		
Total	23	217702062.5	9465307.0		

Total red algal biomass and total number of motile fauna individuals

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	80987044.5	80987044.5	13.0323	0.0016
Residual	22	136715018.0	6214319.0		
Total	23	217702062.5	9465307.1		

Total red algal biomass and total number of crustacean individuals

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	48736310.0	48736310.0	12.8810	0.0016
Residual	22	83239085.9	3783594.8		
Total	23	131975395.8	5738060.7		

Figure 3.14

Linear regression (and 95% confidence level) between total algal biomass and total fauna biomass at Hatter Barn.

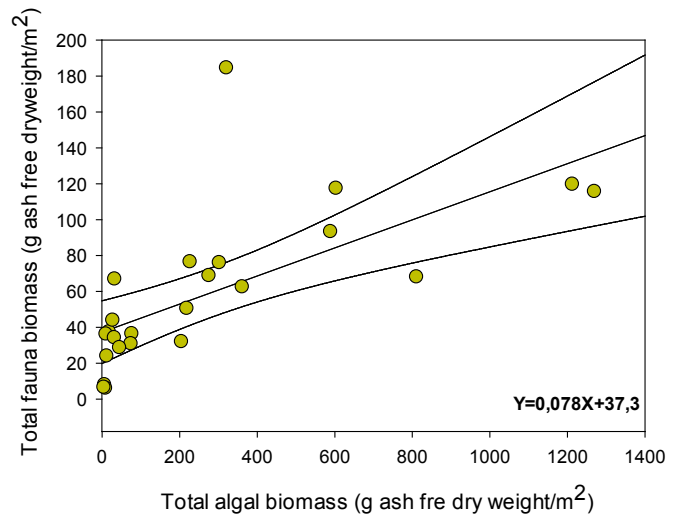


Figure 3.15

Linear regression (and 95% confidence level) between red algal biomass and total fauna biomass at Hatter Barn.

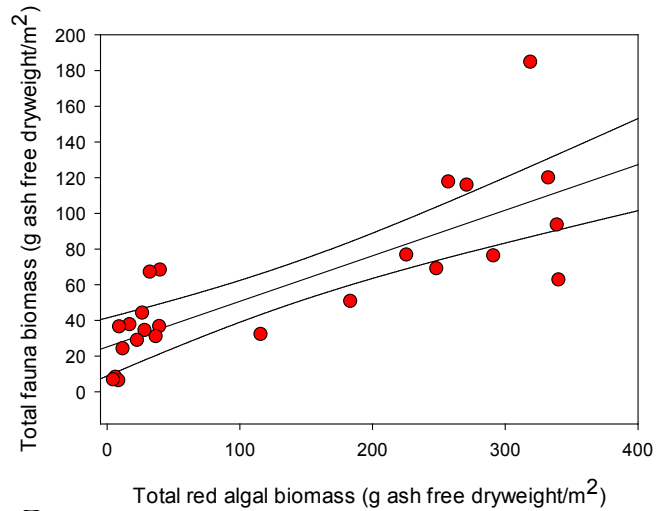


Figure 3.16

Linear regression (and 95% confidence level) between red algal biomass and crustacean biomass at Hatter Barn.

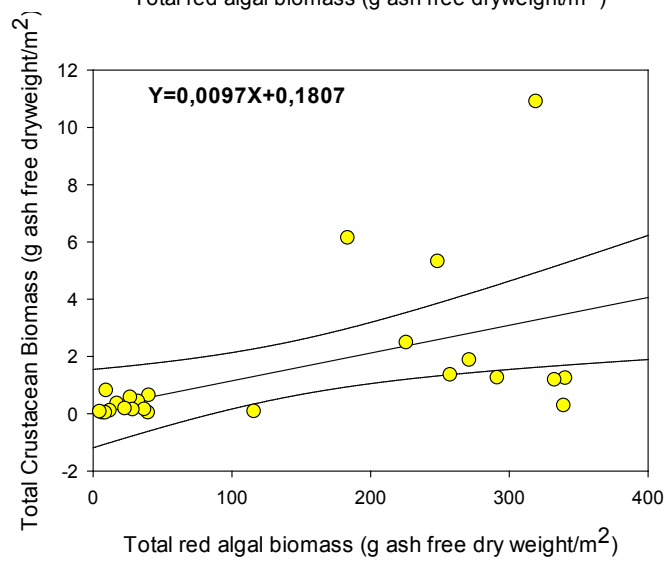


Figure 3.17
 Linear regression (and 95% confidence level) between total algal biomass and total number of motile fauna individuals.

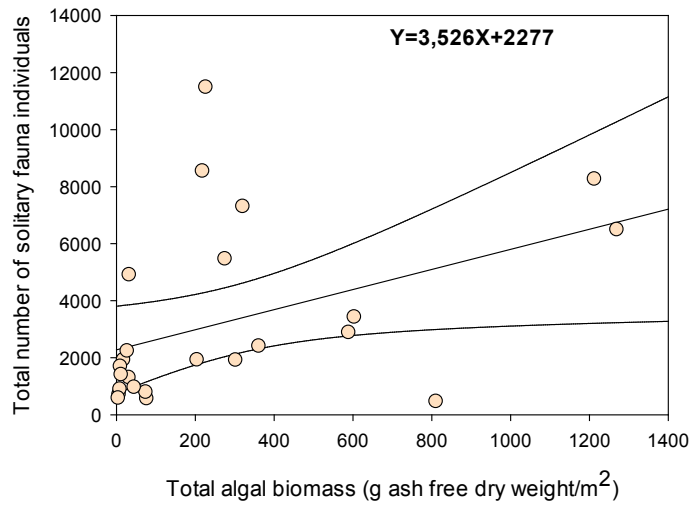


Figure 3.18
 Linear regression (and 95% confidence level) between red algal biomass and total number of motile fauna individuals.

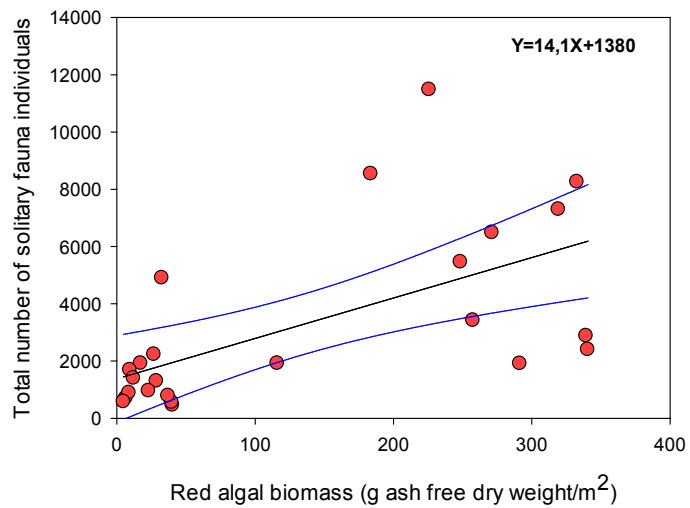
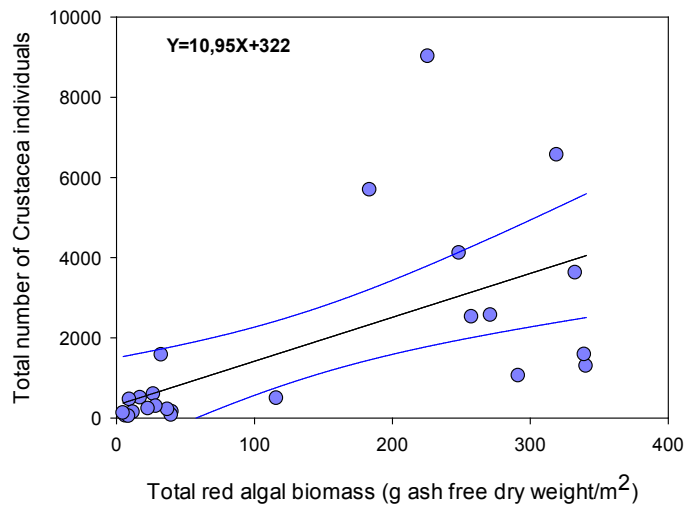


Figure 3.19
 Linear regression (and 95% confidence level) between red algal biomass and total number of solitary free living Crustacean.



3.5 Estimation of prey biomass for fish on the two reef structures

Stomach content analysis of cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) collected on the shallow plateau and on the deep reef location identified a number of species and species groups in the diet (Part B). Based on this identification a selected taxonomic level for prey species for fish was selected for each reef structure (shallow and deep). Prey species biomasses and numbers of individuals identified on the reef aggregated to this taxonomic level are shown in **Table 3.4** for cod and in **Table 3.5** for goldsinny wrasse. The group "Pisces" (prey fish) only represents those relative few species caught in the suction sampler and cannot be considered as representable for the actual stock of prey fish available on the reef.

Table 3.4. Biomasses and number of individuals of prey species/species groups as well as not preyed species for cod on the shallow and deep reef structures. * Represent only the fraction caught in the suction sampler.

	Prey/other fauna	Estimated biomass (kg ash free dry weight)	No. of solitære individuals (*1000)
Shallow reef structure	<i>Bittium reticulatum</i>	0,3	894
	<i>Carcinus maenas</i>	190,0	2764
	Corophiidae	6,4	52760
	Dexamine	0,8	894
	<i>Idotea granulosa</i>	1,1	406
	Mysida	1,4	325
	Nereididae	18,3	4309
	Paguridae	7,0	81
	Pisces *	223,4	81
	<i>Not preyed species</i>	8208,8	440313
	Total	8657,5	502828
Deep reef structure	Anomiidae	0,0	141
	Cardiidae	0,2	732
	Corophiidae	0,7	6338
	Gammaridea	0,3	254
	Gastropoda	1,6	2422
	Macropodia	2,1	113
	Musculus	0,4	1606
	Mytilidae ex Musculus	0,2	225
	Nereididae	1,6	648
	Ophiurida	12,9	1493
	Tunicata	649,2	305871
	<i>Not preyed species</i>	331,6	31436
	Total	1000,9	351278

Excluding fish, a total of 8,400 kg ash-free dry weight fauna was estimated to be present at the shallow reef structure and only 1,000 kg at the deep structure.

According to the stomach analysis cod used only a fraction of 225 kg or 2.7% of the available benthic hard bottom fauna on the shallow structure but 670 kg (67%) of the available biomasses on the deeper reef structures.

Table 3.5. Biomasses and number of individuals of prey species/species groups as well as not preyed species for goldsinny wrasse on the shallow and deep reef structures. * Represent only the fraction caught in the suction sampler.

	Prey/other fauna	Estimert biomasse (kg ashfree dry weight)	No. of solitære individuals (*1000)
Shallow reefstructure	Acari	0.1	406
	Bittium reticulatum	0.3	894
	Bryozoa	6573.4	Not counted
	Carcinus maenas	190.0	2764
	Cardiidae	0.2	406
	Cirripedia	0.3	325
	Corophiidae	6.4	52760
	Gammaridea	1.2	9918
	Isopoda	2.2	7642
	Mytilidae ex Musculus	2.0	3902
	Pisces *	223.4	81
	Polyplacophora	0.0	163
	<i>Not preyed species</i>	1658.0	423566
	Total	8657.5	502828
Deep reef structure	Anomiidae	0.2	311
	Bittium reticulatum	0.9	2000
	Bryozoa	150.2	Not counted
	Cardiidae	0.2	732
	Cirripedia	0.3	366
	Corophiidae	0.7	6338
	Echinoidea	9.5	732
	Hiatella	0.7	113
	Macropodia	2.1	113
	Musculus subpictus	0.4	1606
	Mytilidae ex Musculus	0.2	225
	Nereididae	1.6	648
	Ophiura	12.9	1493
	Pantopoda	0.0	1127
	Polyplacophora	14.0	197
	Serpulidae	4.0	479
	Tunicata	649.2	305871
<i>Not preyed species</i>	153.8	29042	
Total	1000.9	351392	

Goldsinny wrasse was feeding on much larger biomasses at the shallow reef structure (6,776 kg or 80% of the total fauna associated with boulders) as bryozoans were part of their diet. The goldsinny wrasse was also feeding on a large proportion of the available fauna on the deep reef structure, approximately 850 kg ash free dry weight or 85% of the available biomass.

3.6 Production of fauna prey for cod and goldsinny wrasse

The production of prey for fish on the shallow and deep reef areas was split into three components (**Tables 3.6** and **3.7**): one comprising the prey that were targeted exclusively by cod, another targeted exclusively by goldsinny wrasse and a third part that formed a common food resource for the two fish species. These components were used in WP6 to estimate the number of fish that could be sustained by the food production on the two reef areas.

In accordance with the difference in biomasses between the shallow and deep reefs, the total annual energy of 6836 MJ produced by fish prey on the shallow reef was much higher than the 952 MJ obtained for the deep reef area (**Tables 3.6** and **3.7**). Further, most of the prey production in the shallow area was a shared prey resource for the fishes, whereas only half the total production was shared between cod and goldsinny wrasse on the deep reef. Cod did not have an exclusive prey resource in the deep reef and the part of the total production that was exclusively exploited by goldsinny wrasse in shallow water only amounted to 3%.

Table 3.6 Estimated energy of total annual production of prey for Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) on the **shallow reef**. Included is the annual production of the prey exclusively preyed upon by cod and wrasse, respectively, and for the prey shared by the two fish species

Prey category	Biomass <i>B</i> *(g)	Prey energy *(kJ g ⁻¹)	Biomass <i>B</i> (MJ)	<i>P/B</i> Ratio	Production <i>P</i> (MJ)			
					Total	For cod	For wrasse	For both
Annelida								
Nereididae	18261	20.33	371.27	2.181	809.79	809.79		
Mollusca								
Polyplacophora	41	22.99	0.95	2.934	2.80		2.80	
Bittium reticulatum	311	23.76	7.38	2.717	20.05			20.05
Mytilidae	2024	22.99	46.54	3.355	156.12		156.12	
Cardiidae	203	22.99	4.67	1.311	6.13		6.13	
Arthropoda								
Acari	67	24.31	1.64	3.263	5.35		5.35	
Cirripedia	260	23.27	6.06	1.743	10.56		10.56	
Mysidae	1406	21.60	30.38	2.170	65.94	65.94		
Idotea granuosa	2206	18.58	40.99	2.426	99.45			99.45
Gammaridae	1163	22.45	26.11	5.312	138.71			138.71
Dexaminidae	807	20.42	16.48	3.201	52.77	52.77		
Corophiidae	6429	20.42	131.28	5.262	690.84			690.84
Pagurus	6959	22.24	154.79	1.035	160.15	160.15		
Carcinus maenas	189992	22.24	4226.25	1.093	4617.19			4617.19
Total sum for all prey categories:					6836	1089	181	5566

* Ash-free dry mass

3.7 Food availability on three hypothetical reef designs

The estimated food availability for cod and wrasse in terms of biomass and number of individuals on the three hypothetical reefs reflect the area covered by boulders in the different scenarios (**table 3.8**). Scenario 1 is the least productive reef where boulders are staged on top of each other to create a high reef structure. Scenario 3 where boulders are distributed in one single layer results in highest biomass and numbers of individuals.

Table 3.7 Estimated energy of total annual production of prey for Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) on the **deep reef**. Included is the annual production of the prey exclusively preyed upon by cod and wrasse, respectively, and for the prey shared by the two fish species.

Prey category	Biomass	Prey energy	Biomass	<i>P/B</i>	Production <i>P</i> (MJ)			
	<i>B</i> *(g)	*(kJ g ⁻¹)	<i>B</i> (MJ)	Ratio	Total	For cod	For wrasse	For both
Annelida								
Nereididae	1645	20.33	33.44	1.932	64.61			64.61
Serpulidae	3971	20.33	80.73	0.832	67.13		67.13	
Mollusca								
Polyplacophora	13963	22.99	320.99	0.802	257.48		257.48	
Bittium reticulatum	1593	23.76	37.83	1.758	66.53			66.53
Mytilidae	617	22.99	14.17	0.847	12.01			12.01
Cardiidae	187	22.99	4.30	1.774	7.63			7.63
Anomiidae	181	22.99	4.17	1.175	4.89			4.89
Hiatellidae	676	22.99	15.55	0.578	8.99		8.99	
Arthropoda								
Pantopoda	38	22.79	0.87	7.253	6.30		6.30	
Cirripedia	265	23.27	6.16	1.354	8.33		8.33	
Gammaridae	339	22.45	7.61	2.518	19.17			19.17
Corophiidae	748	20.42	15.26	3.849	58.76			58.76
Macropodia	2054	22.24	45.68	1.208	55.21			55.21
Echinodermata								
Echinoidea	9548	20.93	199.84	0.589	117.67		117.67	
Ophiura	12926	20.93	270.53	0.730	197.55			197.55
Total sum for all prey categories:					952	0	466	486

* Ash-free dry mass

Table 3.8. Estimated biomass and numbers of prey species/species groups for cod and goldsinny wrasse as well as biomass and numbers of fauna that is not included in the two fish species diet.

	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3	
	Biomasse (g ash free dry weight)	Number	Biomasse (g ash free dry weight)	Number	Biomasse (g ash free dry weight)	Number
Cod_shallow						
Bittium reticulatum	144	414926	426	1226481	601	1731537
Carcinus maenas	88156	1282499	260580	3790942	367886	5352024
Corophiidae	2983	24480645	8818	72362391	12449	102160702
Dexamine	375	414926	1107	1226481	1563	1731537
Idotea granulosa	521	188603	1539	557491	2172	787062
Mysida	653	150882	1929	445993	2723	629650
Nereididae	8473	1999190	25045	5909409	35359	8342862
Paguridae	3229	37721	9544	111498	13475	157412
Not eaten fauna	3808893	204304726	11258714	603904785	15894972	852588416
Grand Total	3913426	233274117	11567703	689535473	16331200	973481203
Wrasse_shallow						
Acari	31	188603	93	557491	131	787062
Bittium reticulatum	144	414926	426	1226481	601	1731537
Bryozoa	3050057	0	9015671	0	12728259	0
Carcinus maenas	88156	1282499	260580	3790942	367886	5352024
Cardiidae	94	188603	279	557491	394	787062
Cirripedia	121	150972	357	446259	504	630026
Corophiidae	2983	24480645	8818	72362391	12449	102160702
Gammaridea	540	4601909	1596	13602792	2253	19204323
Isopoda	1024	3545733	3026	10480839	4272	14796773
Mytilidae ex Musculus	939	1810587	2776	5351918	3920	7555799
Polyplacophora	19	75441	57	222997	80	314825
Not eaten fauna	769317	196534200	2274025	580935870	3210453	820161068
Grand Total	3913426	233274117	11567703	689535473	16331200	973481203

Part B: Diet composition and food rations of fish

4. Materials and methods

4.1 Stomach sampling and laboratory analysis of stomach contents

The main stomach sampling program targeted cod and goldsinny wrasse, and was carried out during the period 26th of May - 5th of June 2014. The fish were caught using multi-meshed gill-nets (Eigaard et al. 2000) in the shallow and deep reef areas (**Fig. 3.20**). The nets were deployed just before sunrise and retrieved approximately 2 hours later. To frighten inactive fishes into the nets an iron chain was towed around the nets just before their retrieval. The fishes were placed on ice in the boat immediately after catch to prevent excessive decomposition of the stomach contents. Cod and goldsinny wrasse were removed from the catch, length measured, weighed and the stomach of cod and the entire digestive tract – hereafter also referred to as ‘stomachs’ – of the stomach-less goldsinny wrasse were removed and placed individually in a 4% buffered formaldehyde solution.

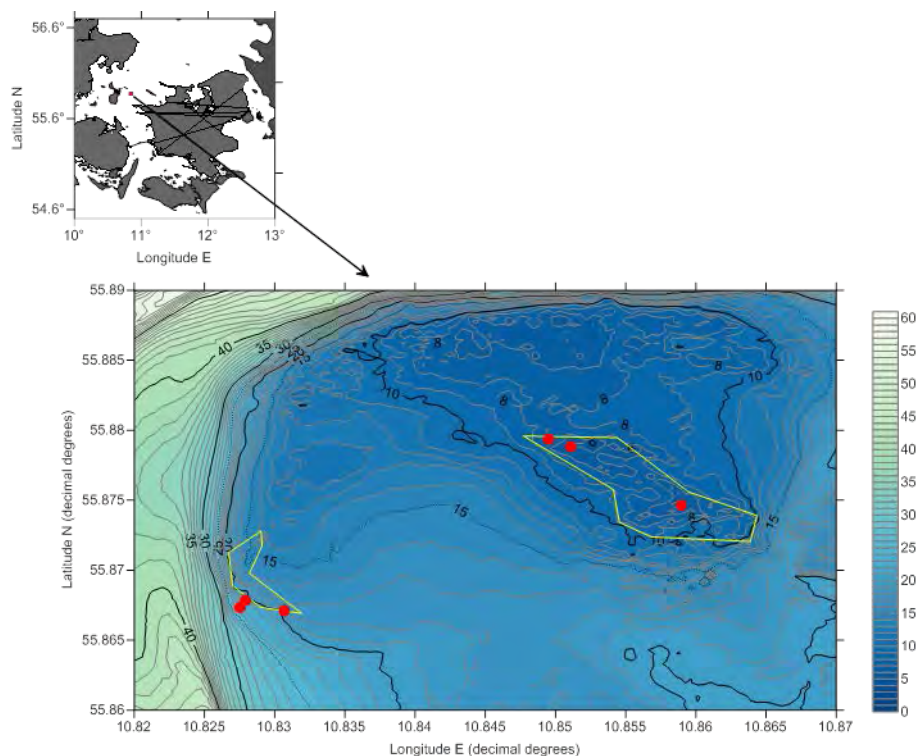


Figure 3.20 Start positions (red dots) of gillnet settings used to catch Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) for stomach analysis. The two sampled reef areas in deep (left) and shallow (right) water, respectively, are indicated by yellow polygons. Depth contours are depicted in 1 m intervals with solid black lines for every 10 m.

Only a point estimate in time of food composition can be obtained from analyses of these stomachs. To evaluate the general applicability of the results over the season additional stomachs were therefore sampled during the monitoring program at the dates 26th of April, 14th of

May, 5th of August, 23th of September, 5th of November and 3th of December 2014. Unlike the samplings described above, gillnets were deployed in the afternoon and retrieved the following morning, and possible inactive fishes were not frightened with an iron chain at these occasions. Up to eight cod and eight goldsinny wrasse from each reef area were processed as described above except that the stomachs were preserved in 80% ethanol.

The stomachs were dispatched to Marek Zajaczkowski at the Arctic Agency, 26 Merkurgo Str., 80-299 Gdansk, Poland. Here, the stomachs were opened and the contents identified to lowest taxonomic level possible by Katarzyna Dmoch.

4.2 Diet composition and food consumption rates

Due to the generally advanced stage of digestion it was not feasible to estimate mass- or volumes of the individual prey items in the stomachs. However, Baker et al. (2013) conclude that use of the frequency of occurrence of prey categories in the analysed stomachs usually provides diet compositions similar to those obtained from volume or mass data at large sample sizes (≥ 100). Moreover, descriptions of composition obtained by bulk (volume/mass) from smaller samples may diverge considerably from those provided by frequency of occurrence, which is ascribed to the increased influence of unusual prey items, digestion rate or order of ingestion that bias the bulk methods (Baker et al. 2013). Diet composition in terms of mass was therefore inferred from results provided by frequency of occurrence F_i of individual prey categories i in the present study:

$$F_i = 100n_i n_p^{-1} \text{ (\%)} \quad (1)$$

where n_i is the number of stomachs in a sample that contains prey i and n_p the total number of stomachs with any prey remains (i.e., non-empty stomachs). The sum of the F_i -values was subsequently standardized to 100% to provide the proxy for the relative mass contribution P_i of each prey category i to the total diet:

$$P_i = 100F_i(\sum F_i)^{-1} \text{ (\%)} \quad (2)$$

The advanced stage of digestion together with the modest sample sizes made impeded estimation of food consumption rates by use of a gastric evacuation model to the stomach content data. Instead, the relative mass contributions P_i were converted to relative energy contributions by use of energy density values for the individual prey categories acquired from Cummins & Wuycheck (1971). In WP6, the energy composition obtained this way was scaled to the energy of consumption rates by use of the deliveries obtained from the present WP: (i) literature relationships between the maximum consumption rate and the predictor variables body size and temperature of the fish obtained from laboratory studies; (ii) a generically estimated feeding level in the field; (iii) the share of the consumed energy that originates from the prey categories actually found on the reefs in the fauna study.

5. Results

5.1 Diet composition

The additional stomach samples were small, widely distributed over the season, and the prey remains were further digested probably due to the longer stay of the gillnets in the sea before retrieval as compared with the gillnet residence time in the dedicated stomach sampling procedure. So, although the range of prey categories did not differ substantially from that of the dedicated stomach sampling performed during the period 26th of May – 5th of June 2014, the relative prey composition was impaired by differential prey specific digestion rates. The results obtained from the additional samples were therefore disregarded here, and the prey composition estimated from the dedicated sampling was considered representative of the entire season.

The number of sampled goldsinny wrasse stomachs was around twice that of the sampled cod stomachs, whereas the share of empty stomachs was higher (**Table 3.9**). The body length of cod was twice that of goldsinny wrasse. The taxonomic level of prey identification differed substantially among prey categories (**Table 3.10**).

Table 3.9 Basic data (mean and range) from the main stomach sampling program undertaken during the period 26th of May – 5th of June 2014

Reef location	Fish		Stomachs	
	L_T (cm)	W (g)	Total n	Empty n
Atlantic cod (<i>Gadus morhua</i>)				
Shallow water	21 (16–29)	93 (30–256)	31	1
Deep water	21 (12–43)	106 (20–860)	44	1
Goldsinny wrasse (<i>Ctenolabrus rupestris</i>)				
Shallow water	10 (7–24)	19 (4–198)	62	18
Deep water	10 (7–14)	17 (2– 3)	81	8

L_T , total length; W , body mass

The overall characteristic of the diet composition of the two fish species is that the prey niche width is broader in goldsinny wrasse (**Table 3.11**). Annelids (polychaetes), amphipods (gammarids and dexaminiids), common shore crab (*Carcinus maenas*) and fish constitute the vast majority of the prey in the cod diet. Annelids only make up a significant part of the diet in goldsinny wrasse on the deep reef. Otherwise, the number of prey categories within each of the major prey groupings is generally much higher and more evenly distributed in goldsinny wrasse diet. Further, in contrast to the diet of cod, molluscs form a significant part of the prey recovered from the stomachs of goldsinny wrasse. The crab species common hermit crab *Pagurus bernhardus* and common shore crab make up a large part of the crustacean species in cod, whereas smaller crustaceans, primarily gammarids, are more important for goldsinny wrasse. The diet overlap between the two species is thus far from complete probably due to the species specific diet adaptations as well as the difference in body size between the two species caught on the reefs.

The diet width is particularly narrow for cod on the shallow reef area, where the main prey groups bivalves, echinoderms, bryozoans and ‘other prey’ all are absent (**Fig. 3.21**). On the

deep reef area only bryozoans are missing. In accordance with the much broader prey niche, only polychaetes and echinoderms are absent from the recovered stomach contents of goldsinny wrasse, and this is only the case on the shallow reef area.

Table 3.10 The taxonomic level of identification of prey organisms (typed in bold for each prey category) from the contents of sampled stomachs of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*).

Phylum	Subphylum	Class	Subclass	Order	Family	Genus	Species	
Annelida		Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Phyllodocidae	Eteone		
			Errantia Sedentaria	Sabellida	Nereididae Serpulidae			
		Clitellata	Oligochaeta					
Mollusca		Polyplacophora Gastropoda		Caenogastropoda	Cerithiidae		Bittium reticulatum	
					Eulimidae	Vitreolina		
				Patellogastropoda		Lottiidae		Tectura virginea
					Cephalaspidea	Diaphanidae	Colpodaspis	
			Bivalvia		Mytiloidea	Mytilidae		
					Veneroidea	Cardiidae		
			Pectenoida	Anomiidae				
			Euheterodonta	Hiattellidae				
Arthropoda	Chelicerata	Pygnogonidae		Pantopoda				
		Arachnida	Acari					
	Crustacea			Copepoda	Cyclopoida Harpacticoidea			
					Cirripedia			
			Malacostraca		Mysida	Mysidae		
					Isopoda	Idoteidae		Idotea granulosa
					Amphipoda	Gammaridae Dexaminidae Corophiidae Caprellidae Hyperiidae		
					Decapoda	Crangonidae	Crangon	
						Alpheidae	Athanas	
						Paguridae		Pagurus bernhardus Carcinus maenas
						Portunidae		
						Inachidae	Macropodia	
				Majidae				
		Ostracoda						
Echinodermata		Echinoidea						
		Ophiuroidea		Ophiuridae		Ophiura		
Bryozoa								
Chordata	Tunicata							
	Vertebrata	Actinopterygii						

Table 3.11 Relative prey composition (by mass and energy) of the stomach contents of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) sampled on the shallow and deep reef areas. Energy density by prey category is acquired from Cummins & Wuycheck (1971).

Prey Category	Cod		Wrasse		Prey energy kJ (g dry) ⁻¹	Cod		Wrasse	
	Shallow % mass	Deep % mass	Shallow % mass	Deep % mass		Shallow % energy	Deep % energy	Shallow % energy	Deep % energy
Annelida									
Eteone		2.3			20.3		2.7		
Nereididae	10.0	23.4		7.2	20.3	11.9	26.6		9.3
Serpulidae				10.1	16.4				10.5
Oligochaeta		1.0			23.3		1.3		
Mollusca									
Polyplacophora			1.7	4.4	13.1			1.4	3.7
Bittium reticulatum	3.3	2.0	13.7	0.7	8.5	1.6	0.9	7.2	0.4
Vitreolina				1.5	8.5				0.8
Tectura virginea			1.7	8.2	8.5			0.9	4.4
Colpodaspis				1.5	8.5				0.8
Mytilidae		2.4	13.5	8.8	19.3		2.6	16.2	10.7
Cardiidae		2.4	1.0	9.9	18.6		2.5	1.2	11.7
Anomiidae		1.2		8.4	18.9		1.3		10.1
Hiatellidae				0.7	18.9				0.9
Arthropoda									
Pantopoda				0.3	19.8				0.4
Acari			7.7	1.0	20.2			9.7	1.3
Cyclopoida				0.3	23.8				0.5
Harpacticoida			5.1	0.7	24.0			7.7	1.0
Cirripectida			0.9	1.7	22.7			1.2	2.4
Mysidae	1.7	2.0			16.5	1.6	1.8		
Idotea granuosa	1.7		0.9	0.7	16.3	1.6		0.9	0.7
Gammaridae	14.8	15.8	16.2	11.5	17.0	14.7	15.0	17.1	12.4
Dexaminidae	18.5				16.8	18.1			
Corophiidae	1.7	1.0	6.8	5.4	16.8	1.6	0.9	7.1	5.8
Caprellidae	3.3		6.8	1.4	16.8	3.3		7.1	1.4
Hyperiidae				0.3	16.8				0.4
Crangon		4.0			16.5		3.7		
Athanas		2.0		0.3	19.4		2.1		0.4
Pagurus bernhardus	1.7	10.9		0.3	16.5	1.6	10.0		0.4
Carcinus maenas	35.0	15.8	11.1	1.0	16.5	33.7	14.6	11.4	1.1
Macropodia		1.0		0.3	16.5		0.9		0.4
Majidae				0.3	18.5				0.4
Ostracoda			2.6	0.7	23.8			3.8	1.0
Echinodermata									
Echinoidea				2.0	4.2				0.5
Ophiura		2.0		4.1	4.2		0.5		1.1
Bryozoa			6.0	2.4	4.2			1.6	0.6
Chordata									
Tunicata		1.0		2.4	16.7		0.9		2.5
Actinopterygii	8.3	9.9	4.3	1.4	21.3	10.4	11.8	5.7	1.8
Total	100.0	100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0	100.0

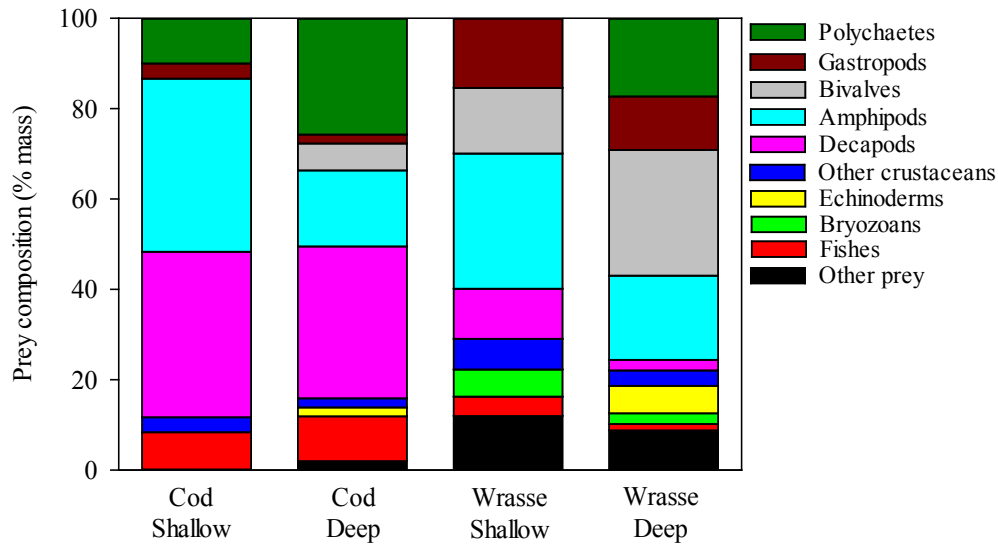


Figure 3.21 Relative mass-based prey composition by main prey group in the estimated diet of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) on the shallow and deep reef areas.

The relative energy contribution of prey to the diet obtained by use of prey group specific energy density values did not diverge much from the mass contribution because the energy densities among prey categories with few exceptions were relatively close (**Table 3.10**).

Some prey identified in the stomachs were not found in the fauna sampling program (**Table 3.11**). Assuming that these prey do not reside on the hard bottom structures, and to account only for the contribution of the prey on the reef to the diet of the two fishes when estimating the carrying capacity of the reef in terms of food supply to the fishes, these prey were subsequently excluded from diet energy composition (**Table 3.11**) and the energy of the food consumption rates downscaled accordingly (see below).

5.2 Food consumption rates

Based on the results obtained from cod fed capelin (*Mallotus villosus*) in the laboratory (Johnsen 1981, Braaten 1984), the *per capita* maximum food ration R_{\max} was described empirically as a function of body mass W (g) and temperature T ($^{\circ}\text{C}$) of cod by Jobling (1988):

$$\ln(R_{\max}) = 0.104T - 0.000112T^3 + 0.802 \ln(W) - 1.500 \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}) \quad (3)$$

Combining the results from feeding experiments on cod fed lesser sandeel (*Ammodytes tobianus*) (Andersen and Riis-Vestergaard 2003) with a physiologically based relationship between the assimilative capacity of cod and the temperature (Andersen 2012), and using the generic body mass exponent of 0.75 (Brown et al. 2004, Demetrius 2006) the following relationship was established:

$$R_{\max} = 0.305e^{0.086T}(1 - e^{0.45(T-19.6)})W^{0.75} \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}) \quad (4)$$

Similar values of R_{\max} were obtained by the two relationships except at temperatures above 16°C, where R_{\max} described by equation (4) declined more rapidly with increasing temperature.

No estimates of R_{\max} are available for goldsinny wrasse or other labrid fishes. However, this variable is described as a function of temperature and body size for smallmouth bass (*Micropertus dolomieu*) (Hanson et al. 1998), which has a similar diet composition and maximum body size. The published mathematical relationship was, however, over-complicated, and it was therefore reformulated here using the functional relationships of equation (4). Further, the upper temperature limit of smallmouth bass is higher than that of goldsinny wrasse (23°C) (www.fishbase.org) and the temperature parameters were therefore rescaled to account for this. The pre-factor was further rescaled to adapt to the generic body mass exponent of 0.75 (originally, the estimated value was 0.69). Thus, the following relationship was obtained for goldsinny wrasse:

$$R_{\max} = 0.215e^{0.086T}(1 - e^{0.245(T-23.0)})W^{0.75} \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}) \quad (5)$$

The actual mean daily ration R for fish in the wild are substantially lower than R_{\max} . Based on an analysis of a large meta-dataset Armstrong and Schindler (2011) obtained a generic value of the feeding level f of approx. 0.40 in the relationship $R = fR_{\max}$. This value is supported by estimates from field data on other gadoid fish species of similar body size [saithe (*Pollachius virens*): 0.41, Andersen and Riis-Vestergaard 2004; whiting (*Merlangius merlangus*): 0.43, personal obs., N. G. Andersen].

As indicated from the fauna study, not all ingested prey seem to originate from the reef areas (**Table 3.12**). Further, bryozoans and tunicates were very abundant and at the same time they constituted an insignificant or very small part of the diet of the fish, probably because of their poor nutritional content. As these prey would provide excessive, unsubstantiated estimates of the carrying capacity of the reefs, they are omitted in the diet composition account used to calculate the number of fish the reef can sustain in terms of prey supply (**Table 3.12**).

The fractions r of mean daily ration constituted by prey residing on the reefs (and disregarding bryozoans and tunicates) were as follows: cod in shallow water: 0.864; cod in deep water: 0.511; goldsinny wrasse in shallow water: 0.733; goldsinny wrasse in deep water: 0.804 (**Table 3.12**). Accordingly, the daily food ration used to calculate the carrying capacity of the two reef areas for cod or goldsinny wrasse is:

$$R_r = 0.40 rR_{\max} \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}) \quad (6)$$

where R_{\max} is provided by equations (4) and (5) for cod and goldsinny wrasse, respectively, and the values of r for the two fish species in the two reef areas are listed above.

The carrying capacity of the reefs cannot be considered for these two fish species in isolation as other fish species rely on the same prey resource on the reef. Other abundant species on the reefs (see WP2) were sculpins with a diet similar to that of cod and corkwing wrasse (*Symphodus melops*) that compete with goldsinny wrasse. The other fishes were of low abundance and/or did not rely on prey from the reefs, e.g., whiting, saithe, common dragonet (*Callionymus lyra*), sprat (*Sprattus sprattus*) and pleuronectiformes. Therefore, only sculpins and corkwing wrasse besides cod and goldsinny wrasse were included in estimation of the carrying capacity of the reef areas. The diet composition as well as the temperature and body size dependent food consumption rates of these fishes were assumed identical to those of cod and goldsinny wrasse, respectively.

Table 3.12 Accounts of (i) the prey categories (+ and typed in bold) present in the stomach contents of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) as well as in the fauna samples from the shallow and deep reef areas; (ii) the share of total food ration constituted by these prey categories; (iii) prey composition of the aggregated ration composed exclusively of these prey categories.

Prey category	Fauna samples		Cod		Wrasse		Cod		Wrasse	
	Shallow	Deep	Shallow	Deep	Shallow	Deep	Shallow	Deep	Shallow	Deep
			% energy		% energy		% energy		% energy	
Annelida										
Eteone										
Nereididae	+	+	11.9	26.6		9.3	13.7	52.0		11.6
Serpulidae		+				10.5				13.1
Oligochaeta										
Mollusca										
Polyplacophora	+	+			1.4	3.7			1.9	4.6
Bittium reticulatum	+	+	1.6	0.9	7.2	0.4	1.9	1.8	9.8	0.5
Vitreolina										
Tectura virginea										
Colpodaspis										
Mytilidae	+	+		2.6	16.2	10.7		5.0	22.0	13.4
Cardiidae	+	+		2.5	1.2	11.7		4.8	1.6	14.6
Anomiidae		+		1.3		10.1		2.5		12.6
Hiatellidae		+				0.9				1.1
Arthropoda										
Pantopoda		+				0.4				0.5
Acari	+				9.7				13.2	
Cyclopoida										
Harpacticoida										
Cirripedia	+	+			1.2	2.4			1.6	3.0
Mysidae	+		1.6				1.9			
Idotea granulosa	+		1.6		0.9		1.8		1.2	
Gammaridae	+	+	14.7	15.0	17.1	12.4	17.0	29.4	23.3	15.5
Dexaminidae	+		18.1				20.9			
Corophiidae	+	+	1.6	0.9	7.1	5.8	1.9	1.8	9.7	7.2
Caprellidae										
Hyperiididae										
Crangon										
Athanas										
Pagurus bernhardus	+		1.6				1.9			
Carcinus maenas	+		33.7		11.4		39.0		15.6	
Macropodia		+		0.9		0.4		1.8		0.4
Majidae										
Ostracoda										
Echinodermata										
Echinoidea		+				0.5				0.7
Ophiura		+		0.5		1.1		0.9		1.3
Bryozoa	+	+								
Chordata										
Tunicata		+								
Actinopterygii										
			Percentages of total ration constituted by the reef prey categories				Composition of the ration constituted by the reef prey categories			
Total			86.4	51.1	73.3	80.4	100.0	100.0	100.0	100.0

* Disregarded; see main text.

6. Discussion and conclusions

6.1 Biomass and species abundance

The shallow reef was situated in the medium photic zone at 6-12m depth. The environment favoured algal vegetation with biomasses ranging from 205 to 1170 g ash-free dry weight/m² hard bottom (average 533, SD ± 380g). The vegetation was multi-layered with dense leaf forming red algae dominating in the lower layers and single large kelp plants *Laminaria digitata* or *Saccharina latissima* were often present but not on every boulder.

Two similar studies have been conducted in other places in Danish waters covering the same depth interval as the eastern shallow structure. The reef area Mejl Flak/Lillegrund north of Samsø yielded approximately twice the biomass at 4m depth compared to the shallow reef at Hatter Barn in the present study. At 8m the values were three times higher compared the shallow reef in the present study (Dahl et al. 2005). Mejl Flak/Lillegrund was characterised by a much denser population of full grown kelp *Laminaria digitata* compared to Hatter Barn. Mejl Flak/Lillegrund is located nearby Hatter Barn but is more sheltered to wind and the relative strong currents that might be found in the Belt Sea. However, it is not sure that the difference in exposure explains the difference in kelp biomass. Kelps are observed on several reefs in the Danish Belt sea area with high cover, e.g., Schultz's Grund, Ryggen, Broen and Flækøjet (pers. Com. K. Dahl). The other study was conducted at Læsø Trindel in the northern part of Kattegat as part of the "Blue Reef" nature restoration project financed by EU-LIFE. Investigations made 3½ year after deployment of large boulders gave algal biomasses of approximately 250-290 g ash-free dry weight/m² in the depth range 3-10m which is approximately half the biomasses found in this study. However, when the study was carried out at Læsø Trindel it became evident that colonisation was still in process on the new boulders, and the age structure of the vegetation was still young with small individuals of kelp species. The estimated biomasses from 2012 at Læsø Trindel hardly reflect the full potential of the restoration project.

The deep reef at 13-22m depth was located in the lower end of the photic zone. The vegetation was characterised by small species in a single layer covering only a part of the boulders. The algal biomass was small and decreased further by a factor 5-6 from 15-16m depth to 18,3m depth. Quantitative biomass sampling has not previously been carried out at reef formations this deep in Danish waters. However, results from the national monitoring programme of reefs in Denmark collecting information of algal cover degree support the results that algal vegetation become scarce at 18m depth (Dahl and Carstensen 2008).

The high variability in algal biomass on shallow waters reflects the relative scattered distribution of kelp species combined with the very large individual size when full grown. Similar pattern in biomasses was found in the Mejl Flak/Lillegrund investigation (Dahl et al. 2005) even though the kelp population was denser.

The sampling depth interval at the deep reef reflected more or less the median depth distribution of the reef. However, sampling at the shallow reef took place 1-1.5 meter below the median depth distribution of the reef. This could result in bias using the fauna and algal vegetation data for estimation of total fauna and algal vegetation on the shallow plateau. The biomass on the nearby Mejl Flak and Lillegrund increased from 4 to 8m due to a higher proportion of kelp, but results from the national monitoring program demonstrate up to 50% cover of the kelp species *Laminaria digitata* at 6m water depth at Hatter Barn (K. Dahl pers. com). Therefore it is assumed that the sampling gives a fairly good description of the overall algal and fauna community of hard substrate at Hatter Barn.

The two selected reef structures at Hatter Barn both had relatively high densities of large stable boulders, but the presence of dense algal vegetation adds to the physical habitat complexity of the shallow reef structure compared to the deep. This study documented a significant relationship between macro algal vegetation biomasses and fauna biomasses and also a significant relationship to number of solitary motile species and especially Crustaceans. The development of red algal vegetation was more important than total vegetation biomass dominated by kelp.

The deep reef structure was dominated by the sessile ascidian, *Dendrodoa glossery* with an average individual number of approx. 12000/m². The shallow reef structure was on the other hand dominated by motile species with an average number of approx. 5000/m². Especially crustaceans were numerous. Compared to this, Læsø Trindel hosted approximately 34000 individuals/m² mostly crustaceans in the same depth range (Stenberg et al. 2015). The study at Mejl Flak/Lillegrund gave considerable higher numbers of solitary species (Dahl et al. 2005). This study was conducted in late summer compared to the study at Læsø Trindel and Hatter Barn that was conducted in May/early June. More than 50% of the solitary species found at Mejl Flak/Lillegrund was newly settled *Mytilus edulis*. Settling of *Mytilus* in high numbers is not unusual on reefs in Danish waters, but in the northern Belt Sea area and in Kattegat the mussels are always severely predated upon by common starfish and hardly survive one year (K. Dahl, pers. comm.).

Stål et al. (2007) made a quantitative study in a Swedish archipelago in Skagerrak during the summer 2003. They found mean individual numbers of motile fauna on rocky bottoms decreasing with depth from 17800 ind/m² in the 0-3 m interval to 6500 ind./m² in the 6-10 m interval. Gastropods and amphipods were the dominant classes in abundance throughout the sampling period. Considerably higher numbers of individuals of solitary fauna organism (on average 1,000,000/m²) are documented by Christie et al. 2005) in Norwegian kelp forests dominated by *Laminaria hyberborica*.

The annual prey production rate in this study is based on the biomass and prey composition obtained from a single but comprehensive fauna sampling survey. Additional fauna sampling using suction sampling was too expensive. Additional samples of crustaceans and other motile free living fauna organisms should have been performed during the season with a sledge sampler, but this idea was abandoned due to the problems with application of this gear on stone reefs. Instead, the temporal dynamics of prey production was described applying a temperature function (Brey 2012) to the annual production rates obtained from the single survey presented here. This is described in WP6.

6.2 Food availability on three hypothetical reef designs

The gain in biomasses of algal vegetation and fauna biomasses is directly coupled to the area covered by boulders in the three scenarios. This means that the overall area of physical complexity in terms of hiding places between and beneath stones and within the vegetation is larger on a flat large reef as well as the potential food production is larger. Given the same amount of boulders for construction food and structural complexity is favoured by the flat design, in this case scenario 3. On the other hand WP7 found that cod had a physical preference for scenario 1, as this reef forms the most profound elevation from the surrounding seabed gave the largest range of current speeds.

6.3 Diet composition and food rations of fish

The sampled fish stomachs likewise represent only a point estimate in time. The diet composition of fish usually differs during the season (e.g., Høines et al. 1992, Sandeman et al. 2008, Magnussen 2011) and the results obtained here may therefore be biased. However, the range of prey categories observed in the additional stomachs was similar to that of the stomach contents sampled in the dedicated study. In the further use of the data, we therefore just assumed that the estimated diet composition could be extrapolated to cover the entire time period.

The diet composition in fish generally changes with body size (e.g., Daan 1973). The small stomach sample sizes in the present study, however, did not allow for split of data into fish size classes. The results should therefore not uncritically be used to infer about the diet composition of fish that differ substantially in their size distribution or size range from the fish examined here.

Extrapolation of the diet composition of goldsinny wrasse and cod for application to corkwing wrasse and sculpins, respectively, may be a significant source of bias. However, this extrapolation is supported by the results of Norderhaug et al. (2005), who found that cod and sculpins are the generalists whereas the small wrasses are the specialists on such reef structures. Even though the feeding biology thus seem to be quite similar within each of the two groups, the cod were nevertheless larger than the sculpins and the size of corkwing wrasse larger than that of goldsinny wrasse (see WP2), and as mentioned above the diet changes with fish increasing size.

Bryozoans were eventually excluded in the account of prey resources for goldsinny wrasse because of their insignificant contribution to the diet and the low energy content of the colonies of bryozoans, the latter indicating that this component of the food resources on the reef cannot replace other more nutritional ones. However, if the fish actually is able to feed only on the exposed more energy-rich part of the individual organisms in the colony instead of peeling off the entire colony the importance of bryozoans may have been underestimated. Nevertheless, only entire colonies with the 'skeleton' structure were observed in the stomach contents, and we therefore assume here that peeling of entire colonies is the usual way this fish is feeding on bryozoans.

The crab species including common hermit crab and common shore crab, which are preyed upon by the selected fish species being especially important for cod and sculpins, are presumably underrepresented in the fauna samplings because they hide between and below the stones. Underestimation of the biomass of crabs together with the above, conservative interpretation of the importance of bryozoans may contribute to an underestimation of how many of the selected fishes the reef areas can sustain by their food resources. Conversely, the selected fish might compete with other fish species not considered here, which will be discussed in WP6.

The food consumption rates (food rations) of the fish were obtained from relationships reported in the literature. These relationships are parameterized directly for cod (Jobling 1988, Andersen and Riis-Vestergaard 2003, Andersen 2012) and probably give representative food ration estimates for this fish. In the case of the two wrasse species as well as the sculpins the parameter values are 'borrowed' from other fishes and the estimates accordingly more uncertain.

7. Conclusions

This study describes the overall biomasses of red, brown and total algal vegetation at two reef structures at Hatter Barn. The two structures were located at different water depths.

The benthic fauna associated with hard bottom also changed considerably at the two structures. The bryozoan *Electra pilosa* growing on algal vegetation was very dominant on the shallow plateau and less common on the deep structure. The ascidian *Dendrodoa grossularia* often sitting directly on the boulders took over as the most common organism in number and biomass at the deeper reef structure where competition for space with algal vegetation is reduced.

Solitary motile organisms were more common on the shallow plateau compared to the deeper reef structure. Especially crustaceans were much more numerous in samples from the shallow reef. We found significant positive relationships between macro algal vegetation in relation to distribution of total fauna biomasses, crustacean biomasses and number of motile fauna and especially crustacean individuals. Red algal vegetation seems more important than brown algal vegetation.

Of the three hypothetical reef designs modelled in WP7, scenario 3 (the three separate reefs) proved to be more productive than especially the tall reef (scenario 1) in terms of food availability. This is an important result for future design of new artificial reefs or restoring existing reefs. This is further discussed in WP6 and WP8.

Reflecting the difference in biomass and composition of the fauna between the shallow and deep reef areas, the total annual energy produced by fish prey on the shallow reef was much higher than the production on the deep reef area. Further, most of the prey production in the shallow area was a shared prey resource for the fishes, whereas only half the total production was shared between cod and goldsinny wrasse on the deep reef. Cod did not have an exclusive prey resource in the deep reef and the part of the total production that was exclusively exploited by goldsinny wrasse in shallow water was small.

Together with the prey production rates, this WP estimated the energy intake of the relevant fish species on the reefs, the diet composition of these fish, and the share of their diet composed by prey produced on the reefs. These deliveries are used in WP6 to estimate the number of fishes these reefs are able to support by their prey production.

Tak til

Berit Langkilde Møller, DCE; Aarhus Universitet for grundigt arbejde med oparbejdning af de mange prøver i laboratoriet.

Bodil Bærentzen, DCE; Aarhus Universitet for bistand med fremskaffelse af vægtdata.

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua for konstruktiv kritik af manuskript.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri

Den Europæiske
Fiskerifond

References

- Andersen, NG (2012) Influences of potential predictor variables on gastric evacuation in Atlantic cod *Gadus morhua* feeding on fish prey: parameterization of a generic model. *Journal of Fish Biology* 80, 595-612. doi:10.1111/j.1095-8649.2011.03195.x
- Andersen NG, Riis-Vestergaard J (2003) The effects of food consumption rate, body size and temperature on net conversion efficiency in saithe and whiting. *Journal of Fish Biology* 62, 395-412.
- Andersen NG, Riis-Vestergaard J (2004) Alternative model structures for bioenergetics budgets of a cruising predatory gadoid: incorporating estimates of food conversion and costs of locomotion. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 2413-2424. doi:10.1139/F04-153
- Armstrong JB, Schindler DE (2011) Excess digestive capacity in predators reflects a life of feast and famine. *Nature*. doi:10.1038/nature 10240
- Baker R, Buckland A, Sheaves M (2013) Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. *Fish and Fisheries*. doi:101111/faf.12026
- Braaten B (1984) Growth of cod in relation to fish size and ration level. *Flodevigen Rapportserie* 1, 677-710.
- Brey T (2012) A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 10: 581–589
- Brey T (2015) <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/intro/tech.html>
- Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB (2004) Towards a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85:1771-1789
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E (2003) Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83:687-699
- Cummins KW, Wuycheck JC (1971) Caloric equivalents for Investigations in Ecological Energetics. *Communications of International Association of Theoretical and Applied Limnology* 18:1-58. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägel u. Obermiller), Stuttgart. ISBN 3 510 52018 1.
- Daan N (1973) A quantitative analysis of the food intake of the North Sea cod, *Gadus morhua*. *Netherlands Journal of Sea Research* 8:27-48
- Dahl K, Carstensen J (2008) Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. – NERI Technical Report No. 663. <http://www.dmu.dk/Pub/FR663.pdf>
- Dahl K, Göke C, Lundsteen S, Carstensen J, Al-Hamdani Z, Leth JO, Havsteen CW, von Qualen S (2011) Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. 27. BaltSeaPlan publications.
- Dahl K, Lundsteen S, Helmig S (2003) *Stenrev - Havbundens oaser*. Gads Forlag.
- Dahl K, Lundsteen S, Tendal OS (2005) *Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandede område med stenrev i Samsø Bælt*. Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø. 87 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 529. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup JG, Dolmer P, Tendal OS (2009) Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders. 757, 1-48.. National Environmental Research Institute, Aarhus University. NERI Technical Report No. 757.
- Demetrius L (2006) The origin of allometric scaling laws in biology. *Journal of Theoretical Biology* 243:455-467
- Eigaard OR, Støttrup J, Hovgård H (2000) *Udvikling af standard garnserie til brug ved rutinemæssig bestandsanalyse af flad- og rundfisk i marine lavvandede områder*. DFU-Rapport nr. 78-00. Danmarks Fiskeriundersøgelser
- Eyðfinn Magnussen E (2011) Food and feeding habits of cod (*Gadus morhua*) on the Faroe Bank. *ICES Journal of Marine Science* 68:1909-1917. doi:10.1093/icesjms/fsr104

- Hanson PC, Johnson TB, Schindler DE, Kitchell JF (1998) Fish Bioenergetics 3.0 for Windows. Center for Limnology, University of Wisconsin-Madison. WISCU-Y-97-001
- Høines Å, Bergstad OA, Albert OT (1992) Seasonal variation of the diet of cod (*Gadus morhua* L.) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus* L.) at a herring spawning ground. ICES C.M. 1992/G: 9
- Jobling M (1988) A review of the physiological and nutritional energetics of cod, *Gadus morhua* L., with particular reference to growth under farmed conditions. *Aquaculture* 70, 1-19.
- Johnsen T (1981) Otolittsoner og vekstprosesser hos torsk (*Gadus morhua* L.) i Balsfjorden. Candidatus. Realis Thesis, University of Tromsø (in Norwegian).
- Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl K (2007) Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin*, 55:114-125
- Norderhaug KN, Christie H, Fossa JH, Fredriksen S (2005) Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85:1279-1286
- Sandeman, L. R., Yaragina, N. A. & Marshall, C. T. (2008). Factors contributing to inter- and intra-annual variation in condition of cod *Gadus morhua* in the Barents Sea. *Journal of Animal Ecology* 77, 725-734. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01388.x
- Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J. W. Jakobsen, H.J., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K. Windolf J., and Andersen J.H. (submitted) Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach
- Stenberg C, Støttrup J, Dahl K, Lundsteen S, Göke C, Norden Andersen O (2015). Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua report no. 289-2015, Danmarks Tekniske Universitet.
- ICES (2007) Report of the International Bottom Trawl Survey Working Group (IBTSWG). ICES CM 2007/RMC, 05:195 pp.
- Stål, J., Pihl, L. and Wennhage, H. (2007) Food Utilization 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, 593-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2006.09.008>
- Pérez-Matus, A. and Shima, J.S. (2010) Disentangling the Effects of Macroalgae on the Abundance of Temperate Reef Fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 388, 1-10.
- Wieland, K., Pedersen, E.M.F., Olesen, H.J. and Beyer, J.E. (2009) Effect of Bottom Type on Catch Rates of North Sea Cod (*Gadus morhua*) in Surveys with Commercial Fishing Vessels. *Fisheries Research*, 96, 244-251.

Projekt Revfisk

Arbejdsmappe 4: Migration af fisk på stenrev (Fiskemigration)

Kim Aarestrup (AP leder, DTU Aqua), Henrik Baktoft (DTU Aqua), Martin Wæver (DTU Aqua),
Claus Stenberg (DTU Aqua)

Maj 2015

Indhold

Resumé	132
1. Introduktion	133
2. Metoder	134
2.1 Studiemråde	134
2.2 Fangst	134
2.3 Fiskemærkning	135
2.4 Hydrofoner	135
2.5 Dataanalyse	135
3. Resultater	136
3.1 Mærkede torsk	136
3.2 Registrerede torsk	136
3.3 Hydrofoneffektivitet over tid og døgn	137
3.4 Døgnvariation i registreringer af mærkede torsk	138
3.5 Skift mellem det dybe og det lave rev	139
4. Diskussion	140
4.1 Døgnvariation	140
4.2 Migration og stedfasthed	140
4.3 Anbefalinger til fremtidige projekter	141
4.4 Konklusion	141
Tak til	143
Referencer	144

Resumé

Formålet med AP4 var at skabe et vidensgrundlag for at kunne kvantificere fisks ophold på og dermed brug af stenrev generelt. Resultaterne fra AP4 indgår som et centralt element i udviklingen af en kvalitativ model for fiskearters brug af stenrev i AP6 Revs bærekapacitet for fisk. Ligeledes er fiskenes adfærd vigtig for forståelsen af revets funktion i en bredere sammenhæng.

To forskellige områder på stenrevet Hatter Barn på hhv. 6-12 m og 13-17 m dybde blev udvalgt som forsøgsområde. De to rev blev afdækket med i alt 18 hydrofoner, så mærkede fisk, der opholdt sig på revet, blev registreret.

Torsk blev udvalgt som forsøgsart pga. deres vigtige funktion på rev generelt. Ved at mærke et antal torsk med akustiske mærker og efterfølgende detektere disse på strategisk placerede hydrofoner, var det formålet at følge torskens adfærd på de udvalgte rev over en længere periode. Målet var at mærke 40 torsk fordelt på to forskellige årgange i perioden sidst på året til først på efteråret. Desværre var vanskeligt at fange og mærke nok torsk. På trods af ekstra indsats lykkedes det kun at mærke i alt 16 torsk, hvoraf hovedparten (10) gav ingen eller meget få data. De resterende seks torsk blev registreret på revet over en længere periode.

Døgnvariation

Data viste en vis grad af døgnvariation i torskenes brug af stenrev, hvor der var størst aktivitet om natten. Dette stemmer overens med hvad man tidligere har observeret på stenrevet Læsø Trindel (Dahl m.fl. 2009). Ifølge litteraturen er der stor variation i hvornår på døgnet torsk er aktive, og det lader til, at torskenes døgnrytme varierer med årstid, alder og ikke mindst det tilgængelige bytte. I nærværende undersøgelse kan det ikke udelukkes, at den lave aktivitet om dagen kan skyldes, at torskene trækker tættere på bunden. Dette ville forårsage, at signalerne fra mærkerne i højere grad vil blive blokeret af f.eks. makroalger og fysiske strukturer. Et højere antal hydrofoner på revet i kombination med hydrofoner i området uden for revet kunne formentlig have afgjort denne usikkerhed.

Migration og stedfasthed

De akustisk mærkede torsk viste sig at benytte Hatter Barn som opholdssted. Deres opholdstid på revene med hydrofoner varierede dog betydeligt fra 35-100 % af hele forsøgsperioden. De mærkede torsk foretrak det dybe rev, hvor de blev registreret 4 gange så ofte som på det lave rev. Dette er modstridende med hvad andre studier har set, hvor torsk foretrak rev på 0-6 m i forhold til 6-10 m (Stål m.fl. 2007, Støttrup m.fl. 2014).

50 % af torskene viste en vis grad af stedfasthed og tilbragte 42-58 % af den totale forsøgsperiode på et bestemt rev. Resten af tiden var de stort set fraværende fra området og befandt sig formentlig på de andre rev og strukturer i området omkring Hatter Barn. Til sammenligning observerede Karlsen (2011), at 76 % af de mærkede torsk tilbragte mere en 50 % af tiden på det samme vrage. Andre undersøgelser har vist at 35,4 % af torskene udviste stærk stedfasthed og tilbragte over 80 % af tiden på et stenrev (Lindholm m.fl. 2007). Ved disse sammenligninger er det vigtigt at fremhæve, at der formentlig har været betydeligt længere mellem vrage i Nordsøen og dybe huledannende stenrev, end der har været mellem strukturerne ved Hatter Barn, som jo er et område med mange spredte strukturer.

En enkelt torsk skiller sig ud fra de andre idet den havde mange skift mellem det dybe og det lave rev. Denne torsk har muligvis et større territorium end de andre mærkede torsk, som kun havde op til et enkelt skift mellem revene.

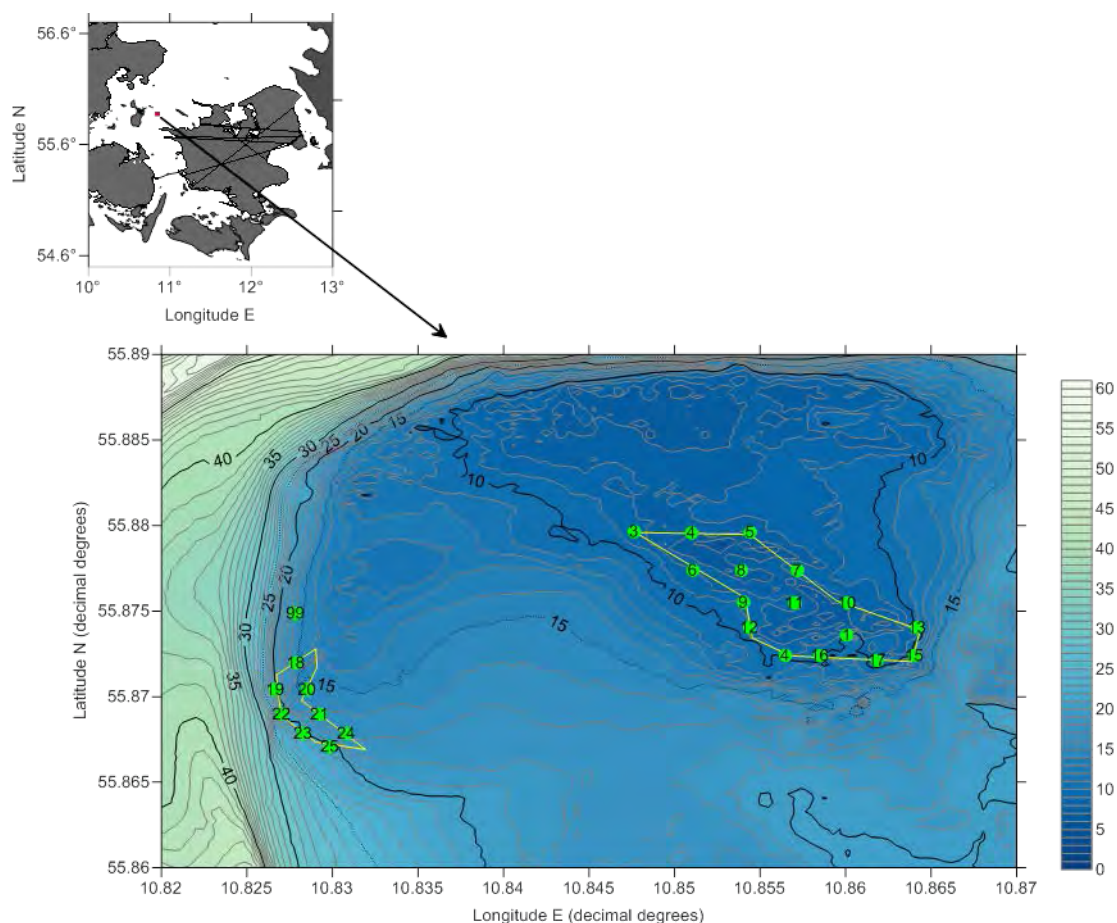
Det er vigtigt, at vi får en større viden omkring arternes stedfasthed til deres habitat. Forståelse for den rumlige dynamik, som marine arter udviser, kan potentielt sikre både bæredygtige beskyttede områder og et bæredygtigt fiskeri. Det anbefales derfor at, der foretages flere undersøgelser på området.

1. Introduktion

Der findes meget få undersøgelser af fisks adfærd og migration på stenrev. For at forstå stenrevs funktion og betydning i økosystemet, er det vigtigt at vide, hvordan fisk bruger et stenrev. Først med denne viden kan man udvikle en kvalitativ model for fiskearters brug af stenrev og herigennem være i stand til at vurdere betydningen af stenrev i et større perspektiv.

Det er forbundet med betydelige vanskeligheder at opnå detaljeret viden om individuelle fisks adfærd over tid i marine områder. Dette gælder ikke mindst på dybt vand og over længere perioder. En af de få metoder, der eksisterer til at opnå denne viden, er akustisk telemetri. Her udstyrer man fisken med en sender, der med bestemte intervaller udsender et signal med en specifik bølgelængde og et unikt id. Dette signal opfanges på afstand af en eller flere modtagere. Signalet har typisk en begrænset rækkevidde, og dette kan udnyttes ved at placere hydrofonerne strategisk så man kan kvantificere og opgøre fiskens opholdstid på de specifikke områder. Den kontinuerte logning muliggør en analyse af fiskenes ophold i området over tid.

Disse forhold blev udnyttet i nærværende studie til at undersøge torsk brug af stenrev på Hatter Barn. Torsk blev valgt som forsøgsart pga. deres kommercielle vigtighed. Desuden har tidligere studier foreslået at stenrev er et vigtigt opvækstområde for juvenile torsk samt fourageringsområde for større torsk (f.eks. Seitz m.fl. 2014), men der er stadig en begrænset viden på området. Prædationstrykket fra torskene betyder at de er en vigtig strukturerende faktor på revet. Det betyder, at en stor del af revets produktion kan ende på de højere trofiske niveauer via torsk.



Figur 4.1. Oversigtskort over udlagte hydrofoner. Dybdekurver er angivet for hver 1 m. 10, 20, 30 og 40 m kurve er vist med sort linje, mens hver 5 m og grå/stribede isolinjer er angivet for hver m. Gult markeret område angiver de to del områder af revet som blev undersøgt. Hydrofon nr. 99 udgik fra undersøgelsen.

Formålet med AP4 var at opgøre torsks opholdstider på et stenrev. Herunder blev eventuelle døgnvariationer i migration til og fra stenrevene undersøgt. Stenrevsområdet Hatter Barn med to separat beliggende stenrev på hhv. 6-9 m (det lave rev) og 13-18 m (det dybe rev) blev udvalgt som forsøgsområde. Resultaterne fra denne undersøgelse vil indgå som et centralt element i AP6 Revs bærekapacitet for fisk.

2. Metoder

2.1 Studieområde

Hatter Barn Revet er en del af et større stenrevskompleks som består af Hatter Rev og Hatter Barn. Det er placeret i den sydlige del af Kattegat mellem Samsø og Sejerø (**Fig. 4.1**). Hatter Barn er et Natura 2000-område (H174). Revet består af flere velbevarede stenrevsområder spredt ud over et større areal med sandbund. Revet er dækket af vegetation bestående af både brune og røde alger. Vanddybden er på 6 m dybde på de laveste områder og ca. 17 m på de dybeste områder, hvor stenene udgør huledannende rev (Naturstyrelsen 2011). Revet skønnes at dække 4,8 km² (Dahl m.fl. 2011).



Foto 4.1. Tejne benyttet til fangst af torsk (Foto: Claus Stenberg).

2.2 Fangst

Torsk til mærkning blev fanget direkte på revet 12. juni samt 3.-4. oktober fra skibet Bella KA100 (se også beskrivelse af fiskeundersøgelse i AP2). Torskene blev fanget i torsketejner af typen Norsk Havstina, 120x80cm fra Carapax (**Foto 4.1**). Tejnerne blev agnet med fiskeaffald eller knuste strandkrabber og sat i lænker á to. Tejnerne blev sat tilfældigt umiddelbart udenfor områderne "lavt" og "dybt" stenrev. Tejnerne blev sat sidst på eftermiddagen og røgtet den følgende morgen. De torsk, der blev fanget, blev overført til skibets dam.

2.3 Fiskemærkning

Ud af de i alt 22 fangede torsk blev kun dem i god tilstand og større end 22 cm udvalgt til mærkning (**Tabel 4.1**). Mærkerne var akustiske sendere af typen V7-4L (Vemco Inc, Nova Scotia, Canada). Mærkerne målte 7x22,5 mm og vejede 1.8 g i luft og havde en forventet minimumslevetid på 257 dage. Hver sender udsender et unikt kodet signal, så hver enkelt fisk kan genkendes ved detektering på hydrofonerne (se nedenfor). Selve mærkningsoperationen foregik på havnen eller på skibet. Inden mærkning blev torskene bedøvet enkeltvis i en 0,15 % benzokainopløsning (Ethyl-4-aminobenzoat). Bedøvelsen foregik ved at fiskene enkeltvis kom i et iltet kar med bedøvelsesmidlet. Når fisken var bedøvet blev mærket indført i bughulen gennem et 8-10 mm snit i bughulevæggen (**Foto 4.2**). Snittet blev lukket med et til to sting. Efter operationen blev torskene lagt i et opvågningskar med iltmættet frisk havvand. Vandet i karret blev skiftet flere gange undervejs for at fjerne rester af bedøvelsesmiddel. Da de mærkede torsk udviste normal adfærd, blev de sejlet til Hatter Barn-området og forsigtigt genudsat.



Foto 4.2. Torsk får indlagt sender i bughulen (Foto: Claus Stenberg).

2.4 Hydrofoner

Hydrofonerne var af typen VR2W-69kHz fra Vemco Inc, Nova Scotia, Canada. De målte 73x308 mm og vejede ca. 1.2 kg. De er udstyret med et litiumbatteri, som giver en forventet levetid på ca. 15 måneder. Hydrofonerne blev opsat på strategiske steder på revet således at mærkede fisks ophold på revet registreres. Hvis en sender registreres gemmer hydrofonen oplysninger om tid og individuel kode for det pågældende mærke. Hydrofonerne var forankret til bunden med 15L spande med beton, og selve hydrofonen blev holdt oppe i vandsøjlen af et tov med påmonteret trawlkugle (**Fig. 4.2**). Trawlkugler og tovværk var behandlet med skibsbundmaling for at begrænse begroning af alger og muslinger. Alle hydrofoner var i vandet fra den 12. juni 2014 til 25. november 2014, hvorefter de blev bjærget og efterfølgende afladet for data. I alt blev der opsat 18 hydrofoner, 6 på det dybe rev (hydrofon nr. 33, 34, 35, 36, 37 og 38) og 12 på det lave rev (hydrofon nr. 1, 3, 4, 6, 7, 8, 28, 29, 30, 31 og 32) (**Fig. 4.1**).

Akustisk telemetri er følsom overfor støj, som kan påvirke effektiviteten af hydrofonerne. For at kunne kvantificere omfanget af forstyrrelser blev der opsat tre referencemærker på hvert stenrev. Data fra disse mærker blev brugt til at korrigere for eventuel varierende effektivitet af de udlagte hydrofoner.

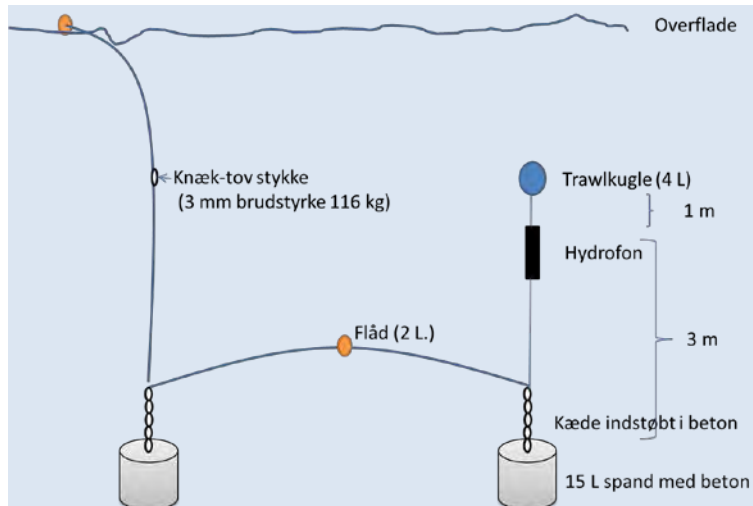
2.5 Dataanalyse

For at kontrollere for evt. døgnmæssig variation i hydrofonerne effektivitet er der på et tilfældigt udvalg af referencemærke-hydrofon-kombinationer "fittet" en statistisk model (GAM = Generalized Linear Model). Denne modellerer hydrofonens effektivitet (kvantificeret som antal registreringer af referencemærket pr. time) som funktion af hhv. dag og tid på døgn modelleret med en smoothing function.

De mærkede torsk, der gav lidt eller ingen data, er udeladt fra databehandlingen. Døgnvariationen i torskenes brug af hhv. det dybe og det lave rev blev visualiseret på individniveau fremfor en generaliserende kvantificering pga. den hhv. begrænsede datamængde.

Individuelle opholdstider på de to rev blev kvantificeret på hhv. time- og døgnniveau. Total tid er for hver torsk defineret som tidsrummet mellem første og sidste registrering.

Antal timer på et givent rev blev defineret som antallet af timer, hvori den pågældende torsk blev registreret minimum en gang. Dette blev efterfølgende omregnet til procent. Desuden er antallet af dage, hver fisk blev registreret mindst en gang på hvert rev opgjort. Torskenes opholdssted i de timer og dage, hvor de ikke blev registreret er defineret som ukendt.



Figur 4.2. Illustration af hydrofonernes opsætning.

3. Resultater

3.1 Mærkede torsk

Der blev mærket og udsat i alt 18 torsk på 23-40 cm. De 12 torsk blev mærket 12. juni 2014, mens de resterende 6 torsk blev mærket 3.-4. oktober 2014. I det følgende er forsøgsperioden defineret som 12. juni til 20. november 2014. Information vedr. de mærkede torsk fremgår af Tabel 4.1.

3.2 Registrerede torsk

Et samlet overblik over registreringer fremgår af Fig. 4.3. Heraf ses følgende:

- De to rev var 'akustisk adskilte', idet ingen reference mærker blev registreret på begge rev.
- Seks torsk blev registreret over en længere periode (15193, 15225, 15229, 15230, 15237, 15220). De første 5 blev fanget og mærket i juni, mens den sidste var fra oktober.
- Længderne af de seks torsk var hhv. 23, 23, 28, 28, 29, 35 cm. På grund af det begrænsede antal torsk er det desværre ikke muligt at inddrage eventuelle længdeeffekter i analyserne.
- Fire torsk gav data i en meget kort periode (15239, 15241, 15204, 15210). De kan være svømmet ud af området eller gået til som følge af mærkningen. Resultaterne fra disse

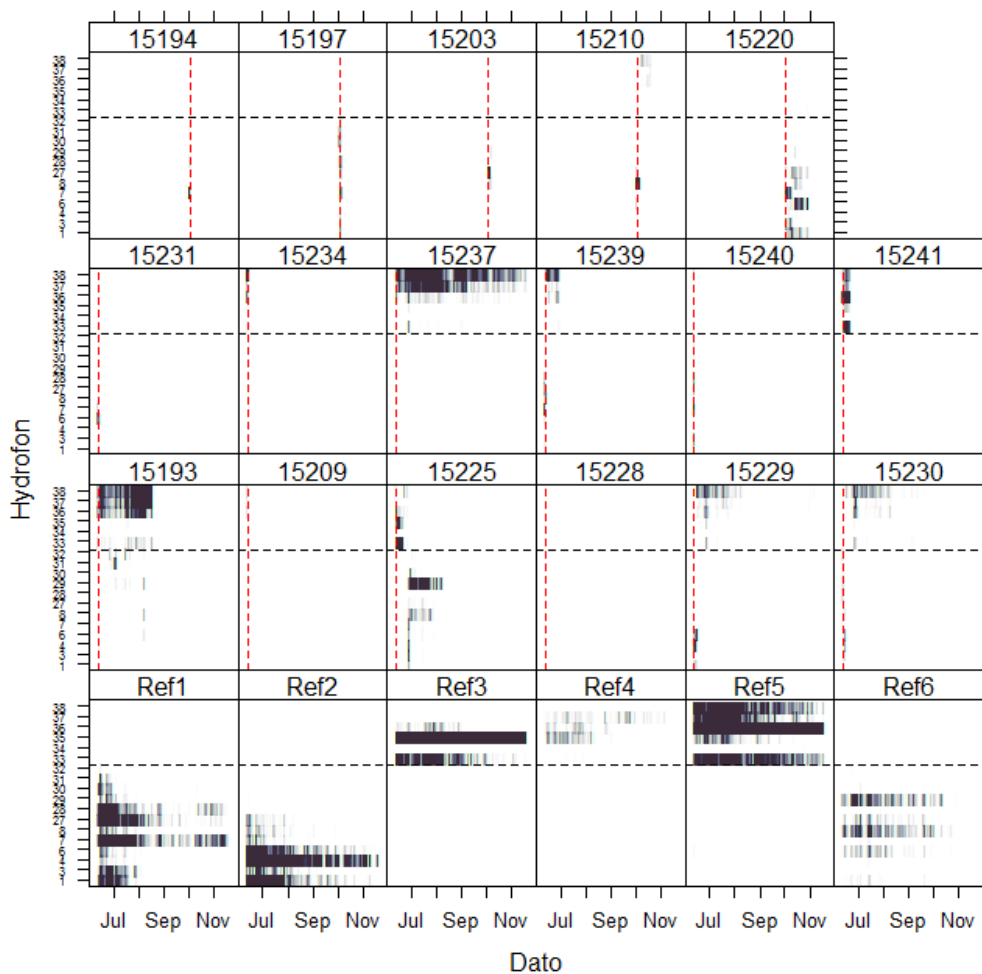
Tabel 4.1 Fangstdato og længde (cm) for akustisk mærkede torsk.

Group	Dato	Sender ID	Længde
Torsk	12 juni	15193	35
Torsk	12 juni	15237	23
Torsk	12 juni	15241	27,5
Torsk	12 juni	15234	40
Torsk	12 juni	15225	29
Torsk	12 juni	15209	27,5
Torsk	12 juni	15240	26,5
Torsk	12 juni	15231	26,5
Torsk	12 juni	15239	29
Torsk	12 juni	15230	23
Torsk	12 juni	15229	28
Torsk	12 juni	15228	29
Torsk	3 oktober	15210	32
Torsk	3 oktober	15220	38
Torsk	3 oktober	15202	25
Torsk	3 oktober	15194	24
Torsk	4 oktober	15197	24
Torsk	4 oktober	15204	27

er ikke inkluderet, idet en midlertidig effekt af mærkning og håndtering ikke kan udelukkes.

- Otte torsk gav endvidere så lidt data, at de ikke er inddraget i videre resultatbehandling (15209, 15228, 15231, 15234, 15240, 15194, 15197, 15203).
- Der ses en tendens til faldende antal registreringer på stort set alle hydrofoner.

Det begrænsede antal torsk, der indgik i undersøgelsen, gør, at data og resultater primært skal betragtes som enkelt-historier. De seks torsk med fhv. lange registreringsperioder udgør derfor det primære fokus i resultatbehandlingen.

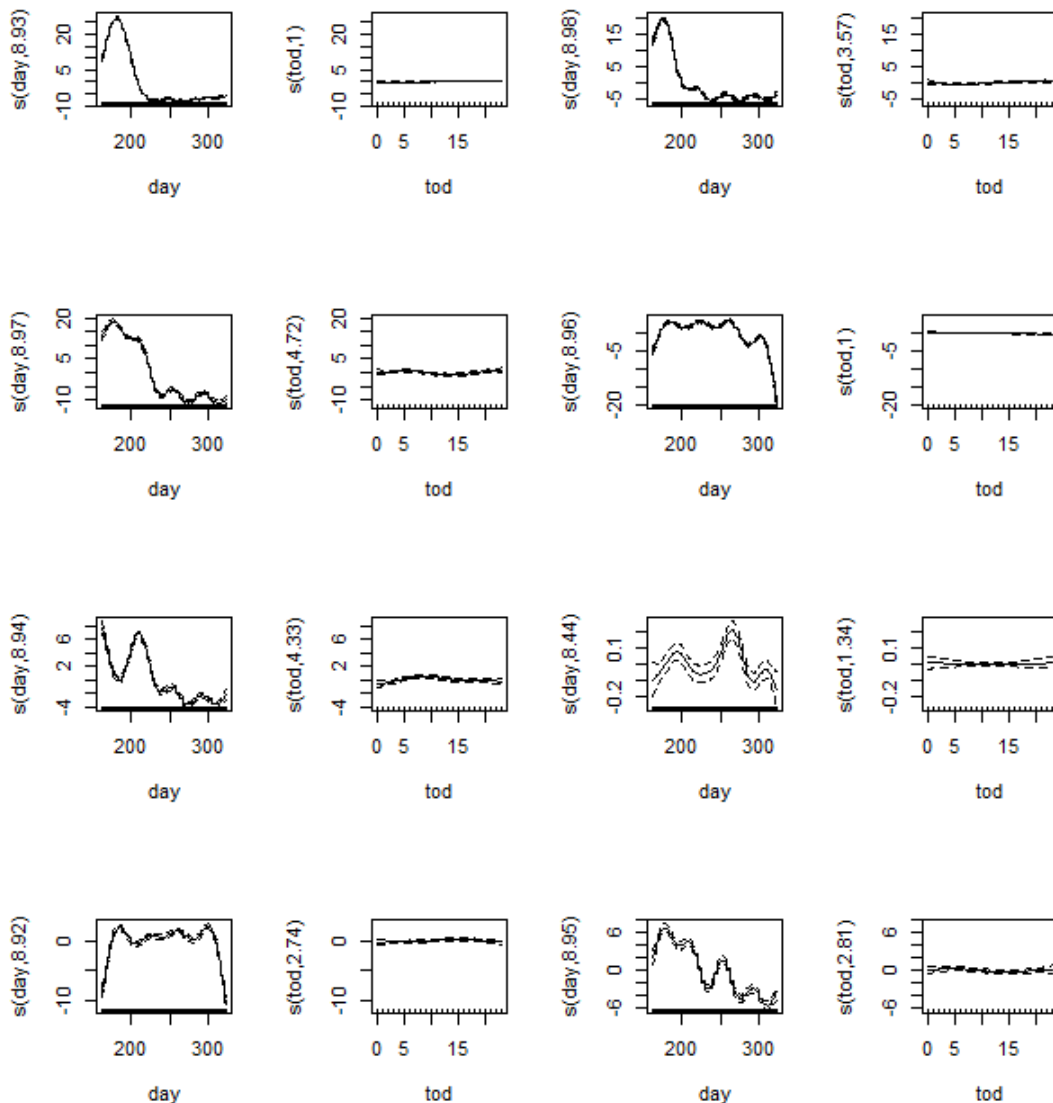


Figur 4.3. Overblik over samtlige registreringer af mærkede torsk. Hvert panel angiver registreringer af et enkelt mærke gennem perioden på de enkelte hydrofoner (y-aksen). Ref1-6 er de seks referencemærker. Resten er mærkede torsk. Røde stiplede linjer angiver mærkningsdato. Vandret sort stiplede linje angiver skillelinjen mellem de to rev (lavt rev nederst, dybt rev øverst). Intensiteten af sort farve angiver antal registreringer: sort = mange registreringer, lysegrå = færre registreringer, hvid = 0 registreringer.

3.3 Hydrofoneffektivitet over tid og døgn

Der er tidligere vist en meget kraftig døgnvariation i hydrofoners effektivitet (Payne m.fl. 2010). Desuden kan der forventes variation i effektiviteten gennem perioden som følge af f.eks. begroning af makroalger og skaldyr på hydrofonerne. For at undersøge omfanget af disse to former for temporal variation i vores studie er der undersøgt otte tilfældigt udvalgte kombinationer af referencemærker og hydrofoner (**Fig. 4.4**). Der ses generelt begrænset døgnvariation, idet stort

set alle kurver for referencemærkerne er rette linjer centreret omkring nul. Der er dermed basis for analyser af fiskenes døgnvariation. Derimod ses kraftig variation og generelt faldende effektivitet gennem forsøgsperioden, som antydnet i **Fig. 4.3**. Dette begrænser mulige analyser af længere tidsmæssige ændringer af torskeadfærden.



Figur 4.4. Temporal variation af hydrofonernes effektivitet over døgnet og igennem studieperioden målt ud fra referencemærkerne. Resultater fra GAM-analyse af 8 referencemærker-hydrofon kombinationer er vist. For hvert par vises effekten af dag til venstre (day) og døgn-effekten (tod) til højre. Der ses en kraftig variation og generelt faldende effektivitet over tid (day). Derimod er døgn-effekten (tod) fhv. begrænset, idet disse kurver alle er fhv. rette linjer centreret omkring nul.

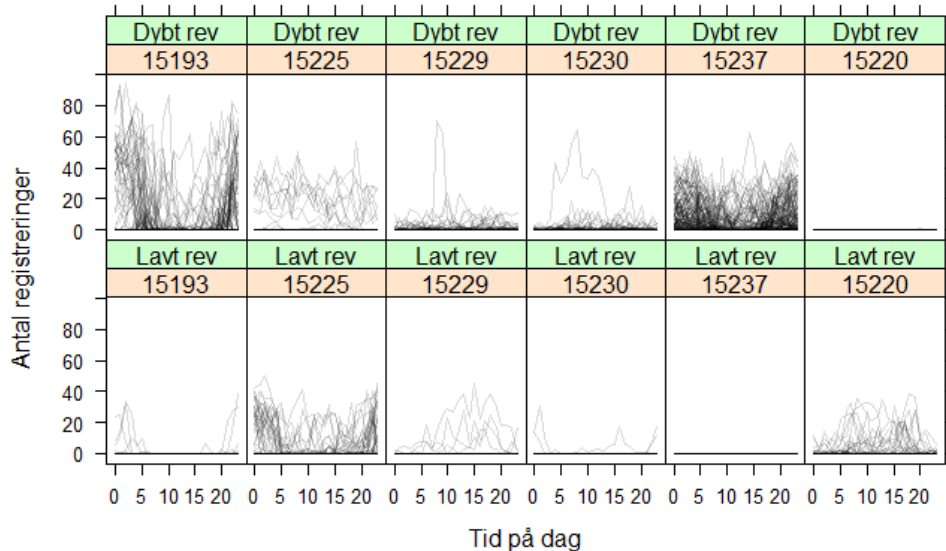
3.4 Døgnvariation i registreringer af mærkede torsk

Døgnvariationen i antal registreringer af de enkelte torsk på hvert af de to rev er vist i **Fig. 4.5** viser. Det ses bl.a. at:

- Torsk nr. 15193 og 15237 (og til dels 15225) udviser en vis døgnvariation i antal registreringer på hydrofonerne. Da dette ikke umiddelbart kan tilskrives variation i hydrofonernes effektivitet, indikerer det en adfærdsmæssig variation hos disse individer. Hvorvidt der er tale om, at torskene flytter sig væk fra revet/hydrofonerne om dagen eller op-

fører sig på en anden måde (f.eks. søger skjul mellem sten eller i huler) kan ikke konkluderes på det nuværende datasæt.

- Det dybe rev fremstår umiddelbart som det sted, hvor flest torsk er registreret over længere tid.
- Det lave rev er generelt mindre besøgt. Dog er torsk nr. 15220 udelukkende registreret herpå.



Figur 4.5. Døgnvariation i antal registreringer af de mærkede torsk på hhv. det dybe og det lave rev. Ved torsk 15193, 15225 og 15237 ses en klar døgnvariation i antallet af registreringer. I hvert panel af figuren er hver dag repræsenteret med en semi-transparent linje overlagt hinanden, så tætheden af data fremgår som graduering (mørk = mange data, lys = få data).

3.5 Skift mellem det dybe og det lave rev

Af de foregående figurer fremgår det, at torskene i nogen grad flytter sig mellem de to rev.

- 15237 er udelukkende registreret på det dybe rev.
- 15193 er primært registreret på det dybe rev, men har besøgt det lave rev adskillige gange.
- 15225 blev oprindeligt registreret på det dybe rev. I løbet af undersøgelsesperioden migrerer torskene til det lave rev, og bliver herefter kun registreret på det lave rev.
- 15229 og 15230 er begge kortvarigt registreret på det dybe rev, hvorefter de er migreret til det lave rev resten af tiden.
- 15220 er primært registreret på det lave rev, med et enkelt besøg på det dybe rev.

Kvantificering af ophold henholdsvis væk fra revene og på de to rev er vist i **Tabel 4.2**. Det ses, at torskene opholder sig udenfor revene i betydeligt omfang varierende fra ca. 40 % til knap 90 % af tiden. Opholdstiden på de enkelte rev varierer meget, fra ganske få procent til en enkelt fisk som opholder sig over 58 % på et enkelt rev (det dybe rev). Alle fiskene har et "foretrukket" rev, hvor de opholder sig væsentligt mere på end det andet.

Tabel 4.2 Opsummering af opholdstider af de mærkede torsk på hhv. det lave rev, det dybe rev og væk fra revene (Ukendt). "Timer (%)" angiver andelen af timer, hvor fisken er registreret mindst en gang det pågældende rev eller andelen af timer, hvor fisken ikke er registreret ("Ukendt"). "Dage" angiver antallet af dage, hvor fisken er registreret mindst en gang på det pågældende rev eller hvor mange dage fisken ikke er registreret ("Ukendt").

Sender ID	Total tid		Lavt rev		Dybt rev		Ukendt		Antal skift mellem rev
	(dage)	Timer (%)	Dage*	Timer (%)	Dage*	Timer (%)	Dage*		
15193	67,4	2,1	12	42,3	68	55,6	0	20	
15225	56,8	31,6	41	15,9	12	52,5	4	1	
15229	148,5	2,0	5	10,4	53	87,6	91	1	
15230	100,0	1,0	4	14,2	57	84,8	39	1	
15237	160,3	0,0	0	58,2	157	41,8	4	0	
15220	27,3	48,2	28	0,2	1	51,6	0	1	
Dage i alt	560,3		90		348		138		

*Da mærkede fisk kan være på begge rev samme dage, summerer antal dage ikke nødvendigvis op til total tid.

4. Diskussion

4.1 Døgnvariation

Data viste en vis grad af døgnvariation i torskenes brug af stenrev. Selvom der tidligere er påvist en vis variation i hydrofoneffektivitet over døgnet (Payne m.fl. 2010), var det ikke tilfældet i nærværende undersøgelse. En analyse af registreringen af referencemærkerne giver således stort set ingen døgnvariation. Dette betyder, at de mange registreringer om natten er reel aktivitet og viser formentlig torskenes fødesøgning på revet. Højere aktivitetsniveau på stenrev om natten blev også observeret på stenrevet Læsø Trindel (Dahl m.fl. 2009). Andre studier har dog vist stor divergens af hvornår på døgnet torsk er aktive. Nogle har fundet at torskene var lige aktive døgnet rundt (Lindholm m.fl. 2007), andre fandt nataktive torsk (Hawkins m.fl. 1974), dagaktive torsk (Løkkeborg & Fernö 1999) og torsk, der var aktive ved solopgang og solnedgang (Reubens m.fl. 2014). Torskenes døgnrytme varierer formentlig pga. årstid, alder og ikke mindst det tilgængelige bytte.

Med det nærværende datasæt, kan vi ikke udelukke, at torskene om dagen gemte sig i huler og sprækker eller blot tættere på bunden. Dette ville forårsage, at signaler fra mærkerne i højere grad vil blive blokeret af f.eks. makroalger og fysiske strukturer. Et højere antal hydrofoner kunne potentielt have muliggjort en sådan skelnen. Ved at afdække områder et stykke væk fra revet kunne det formentligt afgøres hvorvidt torskene forlod revet eller forblev derpå.

4.2 Migration og stedfasthed

De akustisk mærkede torsk viste sig at benytte Hatter Barn som opholdssted. Deres opholdstid på revene med hydrofoner varierede dog betydeligt fra 35-100 % af hele forsøgsperioden. Det er ikke muligt at afgøre, hvor torskene opholdt sig i den tid, de ikke blev registreret på revene, men de har formentlig opholdt sig på omkringliggende rev såsom på Hatter Rev eller de mange holme og skær, der findes i området.

De mærkede torsk foretrak det dybe rev. Her blev registreret torsk på i alt 348 "registreringsdage", mens torsk kun blev registreret i 90 "registreringsdage" på det lave rev. Dette er modstridende med hvad andre studier har set, hvor torsk foretrak rev på 0-6 m i forhold til 6-10 m (Stål m.fl. 2007, Støttrup m.fl. 2014).

Tre ud af seks torsk tilbragte 42-58 % af den totale forsøgsperiode på et bestemt rev. Resten af tiden var de stort set fraværende fra området. To torsk i det nærværende studie tilbragte over 80 % af sin tid uden for området, mens den sidste torsk migrerede mellem det lave,

det dybe og de omkringliggende rev. Til sammenligning observerede Karlsen (2011), at 76 % af de mærkede torsk tilbragte mere en 50 % af tiden på det samme vrage. Andre undersøgelser har vist at 35 % af torskene udviste stærk stedfasthed og tilbragte over 80 % af tiden på et stenrev (Lindholm m.fl. 2007). Ved disse sammenligninger er det vigtigt at fremhæve, at der formentlig har været betydeligt længere mellem vrage i Nordsøen og dybe huledannende stenrev, end der har været mellem strukturerne ved Hatter Barn, som jo er et område med mange spredte strukturer. Det kan være en af forklaringerne på, at de to nævnte undersøgelser ser en betydeligt højere stedfasthed end vi gør i denne undersøgelse. Sidst men ikke mindst blev kun et mindre areal af Hatter Barn dækket af hydrofoner, så selv om torskene "forsvinder" ud af området, kan de stadig være på andre stenrev på Hatter Barn uden for hydrofonernes rækkevidde.

En enkelt torsk skiller sig ud fra de andre idet den havde mange skift mellem det dybe og det lave rev. Denne torsk har muligvis et større territorium end de andre mærkede torsk, som kun havde op til et enkelt skift mellem revene.

Det er vigtigt, at vi får en større viden omkring arternes stedfasthed til deres habitat. Forståelse for den rumlige dynamik, som marine arter udviser, kan potentielt sikre både bæredygtige beskyttede områder og et bæredygtigt fiskeri.

4.3 Anbefalinger til fremtidige projekter

Ved eventuelle fremtidige projekter anbefales det, at der afsættes tilstrækkelige ressourcer til fangst og mærkning af et større antal fisk. Der blev fanget overraskende få egnede torsk til akustisk mærkning. I gennemsnit blev der fanget 1,5 torsk pr. biologisk oversigtsgarn mens der ved en tilsvarende undersøgelse på Læsø Trindel blev fanget 20 torsk i gennemsnit (Stenberg m.fl. 2015). Undersøgelser har vist, at især torskebestanden i det sydlige Kattegat er hårdt ramt af overfiskeri (Svedäng & Bardon 2003, Vinther & Eero 2013). Det kan være en af forklaringerne på de lave fangster på Hatter Barn. Endvidere blev antallet af dage, hvor det var muligt at gennemføre fiskeri efter torsk til mærkning, begrænset af dårligt vejr og dårlige strømforhold.

Derudover kan antallet af hydrofoner med fordel øges betydeligt, så områder udenfor stenrevene også dækkes. Herved kan det sandsynliggøres hvorvidt torskene forlader revene eller forbliver stationære.

Ved nærværende undersøgelse var tovværk og bøjer behandlet med bundmaling for at undgå tilgroning. Ifølge hydrofonernes fabrikant skulle hydrofonernes overflademateriale i sig selv også virke begrænsende på tilgroning. Dette viste sig dog alligevel ikke at være tilstrækkeligt. Det anbefales derfor at rense hydrofonerne med regelmæssige intervaller samt søge at begrænse tilgroningen af selve hydrofonerne uden at kompromittere deres funktion. Tilgroningen og dermed faldende effektivitet sammenholdt med det beskedne antal mærkede torsk, har desværre begrænset tolkningen af torskens adfærd og der anbefales flere undersøgelser på området.

4.4 Konklusion

Til at undersøge torskens adfærd på stenrev blev revet Hatter Barn i Kattegat anvendt som studieområde. To områder på Hatter Barn på hhv. 6-12 m og 13-17 m dybde blev markeret med 18 hydrofoner til at opfange signalet fra 16 akustisk mærkede torsk. Hovedparten af torskene gav ingen eller meget få data. Beskrevet data i denne AP er baseret på seks torsk registreret på revet over en længere periode.

Resultaterne beskrev at torskene overvejende var aktive på stenrevet om natten. D det stemmer overens med hvad man har observeret ved lignende undersøgelser på Læsø Trindel. Endvidere var 50 % af torskene overvejende stedfaste og brugte primært enten det dybe eller det lave rev. Torskene brugte fire gange så mange dage på det dybe rev som på det lave rev. Til sammenligning oplevede man at torsk foretrak rev på 0-6 meters dybde i andre skandinaviske undersøgelser.

I AP4 blev der tilvejebragt et vidensgrundlag af torsks ophold på og dermed brug af stenrev generelt. Denne dybere forståelse for torsks adfærd omkring stenrevet er vigtig for at se stenrevs funktion i en bredere sammenhæng. Resultaterne fra AP4 indgik som et centralt element i AP6 Revs bærekapacitet for fisk, da fiskenes brug af stenrev er en central parameter til udvikling af en kvalitativ model for fiskearters brug af rev.

Tak til

Allan Jensen, Sejerø, for indsats og fleksibilitet i forbindelse med feltindsamlinger på Bella KA100.

Jan Pedersen, Thomas Møller og Dennis Ulrik Andersen, DTU Aqua, for indsamling og mærkning af torsk.

Marinehjemmeværnet for deres hjælp med indsamling af hydrofoner på Hatter Barn vha. deres Havforskerprogram.

Rikke Frandsen, DTU Aqua, for lån af torsketejner.

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for konstruktiv kritik af manuskript.

Arbejdspakken, som denne delrapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup J, Dolmer P, Tendal OS (2009) Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders. 757, NERI Technical Report No 757
- Dahl K, Göke C, Lundsteen S, Carstensen J, Hamdani ZA, Leth JO, Havesteen CW, Qualen Sv (2011) Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area – a high risk area for shipping in the Danish Straits, Baltic Sea Region, programme 20017-13
- Hawkins AD, MacLennan DN, Urquhart GG, Robb C (1974) Tracking cod *Gadus morhua* L. in a Scottish sea loch. *J Fish Biol* 6:225-236
- Karlsen J (2011) Hot on the tail of hefty Atlantic cod: an interdisciplinary study on the behaviour at ship wrecks in the North Sea. Ph.d.-afhandling, Aarhus Universitet og Danmarks Tekniske Universitet.
- Lindholm J, Auster PJ, Knight A (2007) Site fidelity and movement of adult Atlantic cod *Gadus morhua* at deep boulder reefs in the western Gulf of Maine, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 342:239-247
- Løkkeborg S, Fernö A (1999) Diel activity and food search behaviour in cod, *Gadus morhua*. *Environ Biol Fish* 54:345-353
- Naturstyrelsen (2011) Natura 2000-plan 2010-2015. Hatter Barn. Natura 2000-område nr. 198. Habitatområde H174. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.
- Payne NL, Gillanders BM, Webber DM, Semmens JM (2010) Interpreting diel activity patterns from acoustic telemetry: The need for controls. *Mar Ecol Prog Ser*, 419, 295–301.
- Reubens JT, De Rijcke M, Degraer S, Vincx M (2014) Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *J Sea Res* 85:214-221
- Seitz RD, Wennhage H, Bergstöm U, Lipcius RN, Ysebaert T (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES J Mar Sci* 71(3):648-665
- Støttrup J, Stenberg C, Dahl K, Kristensen DL, Richardson K (2014) Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open J Ecol* 4:1045-1059
- 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. *Estuar Coast Shelf S* 71:593-607
- Svedäng H, Bardon S (2003) Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerak. *ICES J Mar Sci* 60:32-37
- Vinther M, Eero M (2013) Quantifying Relative Fishing Impact on Fish Populations Based on Spatio-Temporal Overlap of Fishing Effort and Stock Density. *ICES J Mar Sci* 70:618-627

Projekt Revfisk

Arbejdspakke 5: Fysiske revstrukturer, strømningmønstre og artsinteraktioner (Præferencer & interaktioner).

Mikael van Deurs (AP leder, DTU Aqua), Patrizio Mariani (DTU Aqua), Isak Erik Rasmussen (DTU Aqua), Xerxes Mandviwalla (DHI) og Christian Mohn (DCE)

Maj 2015

Indhold

Resumé	147
1. Introduction.....	149
2. Methods.....	150
2.1 Mesocosmos	150
2.2 Description of the flow field in the mesocosmos using modelling techniques	153
2.3 Empirical measurements of the flow field in the mesocosmos	153
3. Results	154
3.1 Microhabitat usage and non-lethal (territorial) interactions between wrasses and young Atlantic cod	154
3.2 The effect of water flow on fish distribution and activity.....	158
3.2.1 PIT tag experiment.....	158
3.2.2 Video recording and tracking software.....	160
3.3 Behavioral routines and repeatability of Atlantic cod	162
4. Discussion	163
4.1 Remarks on the experimental design.....	165
4.2 Microhabitat usage and non-lethal interactions between wrasses and young Atlantic cod	165
4.3 The effect of water flow on fish distribution and activity.....	166
4.4 Behavioral routines and repeatability of Atlantic cod	166
4.5 Conclusion and recommendations for further studies.....	166
Tak til	168
Referencer	169

Resumé

Introduktion

Stenrevs fysiske struktur og udformning spiller en vigtig rolle for deres egnethed som levested for fisk. Fiskenes præferencer i forhold til fysiske strukturer varierer mellem arter og livsstadier. Muligheden for at gemme sig spiller selvfølgelig en vigtig rolle i denne sammenhæng, men revets fysiske struktur påvirker også småskala strømningsmønstrene på revet, hvilket også har betydning for fiskenes placering på revet. Når fiskenes præferencer i forhold til revets strukturer overlapper, skabes der rum for interaktioner mellem arterne og livsstadierne. Hvis små fisk og mindre dominerende arter fortrænges til mindre attraktive positioner på revet vil det have konsekvenser for vækst og overlevelse. Udenlandske publicerede studier og egne observationer fra Lillebælt peger på, at sådanne interaktioner kan have afgørende betydning for fiskenes adfærd og udbredelse.

Betydningen af fysiske strukturer og interaktioner for et givent revs potentiale som opvækstområde, for f.eks. juvenile torsk, er dog vanskeligt at observere og kvantificere i felten. Dette skyldes til dels tekniske vanskeligheder og mængden af ukendte faktorer som spiller ind på det observerede. I denne AP vil vi derfor benytte storskala akvarieforsøg opstillet på Den Blå Planet til at kvantificere hvorledes den individuelle torsk og læbefisks adfærd og vækst påvirkes af samspillet mellem de fysiske strukturer, småskala strømningsmønstre og artsinteraktioner spiller sammen.

Formålet med denne AP var at muliggøre at adfærdsmæssige aspekter på individniveau kan indgå i beregningerne af fiskeproduktion på stenrev og modellering af adfærd. Resultaterne af denne AP indgår derfor i AP6 Statistisk modellering af fisks produktionspotentiale og AP7 Stenrevs placering og udformning.

Metode

Storskala akvarieforsøg på Den Blå Planet belyste juvenile torsk og territorielle læbefisks præferencer og adfærd på forskellige fysiske revstrukturer. Fiskenes bevægelse blev registreret på baggrund af små såkaldte PIT-tags og strategisk placerede antenner i akvariet. Derudover blev der opsat 3D video-overvågning på udvalgte steder i akvariet. Småskala strømningsmønstre kan ikke observeres med det blotte øje. I stedet benyttedes avancerede numeriske modeller (CFD-modeller som udvikles i AP7 Stenrevs placering og udformning) af det fysiske miljø til at visualisere strømningerne, og afdække hvordan den individuelle fisk forholder sig til disse. Modelresultaterne vil blive verificeret med in-situ finskala turbulensmålinger.

Til oplysning af de besøgende på Den Blå Planet blev et modelrev opstillet med en tilhørende touch screen-baseret formidlingspakke. Herved håber vi at have vakt offentlighedens opmærksomhed omkring vigtigheden af stenrev samt formidlet budskabet om de små faktorer, der kan gøre forskellen mellem succes og nederlag for f.eks. en ung torsk på et stenrev.

Interaktioner mellem gylder og torsk

Gylterne med PIT-tags udviste stor døgnvariation, og de blev alle inaktive om natten. Torsk derimod udviste mindre døgnvariation i deres aktivitetsmønster. Der var to huler på det kunstige rev i Den Blå Planets akvarium. Stort set alle torsk frekventerede hulerne, hvor i mod de mindre gylder benyttede sig af sprækker i revet, hvor torskene ikke kom. Det lykkedes dog en stor savgylte at dominere den ene hule og delvist forvise torskene og mindre gylder til den anden hule eller andre områder på revet. Om natten, når savgylten sov, var torskene mere tilbøjelige til at benytte savgyltens hule, dog foretrak de også om natten den anden hule. Observationerne af

interaktioner mellem torsk og savgylte viste tydeligt, at begge arter var i stand til at ekskludere den anden art fra en hule, mens torskene i de fleste tilfælde var i stand til at deles om samme hule.

Effekt af småskalastrømning

Effekten af småskalastrømning blev analyseret vha. PIT-tags og videoanalyse. Resultatet af disse undersøgelser viste, at vandstrøm havde en effekt på torskens adfærd bl.a. fordeling, bevægelse og brug af revets skjulesteder. En moderat vandstrøm tiltrak primært torsk om dagen. Det er uvist om denne tiltrækning skyldes at de ved at placere sig i vandstrømmen passivt kunne få iltet gællerne og/eller skabe sig en større søgevolumen ved at gå efter byttedyr, der blev bragt med strømmen. Tekniske forbedringer af videoanalysen, som benyttede sig af en teknologi under udvikling, kan formentlig give mere detaljerede svar i fremtidige undersøgelser.

Rutiner hos torsk

På individniveau var nogle torsk hovedsagligt dags-aktive, andre var hovedsageligt nat-aktive, mens andre igen slet ikke udviste døgnvariation. Dette stod i stor kontrast til gylternes adfærd. En analyse af torskens adfærd over 2 måneder delt ind i 6 kortere tidsserier viste, at torsk er udpræget vanedyr og har tendens til at følge samme daglige rutiner. Der var især mange sammenfald i adfærden, hvis man sammenlignede to på hinanden efterfølgende uger. Dvs. at torskene ikke nødvendigvis var fastlåst i en bestemt døgn-rutine gennem hele eksperimentet.

Konklusion

Denne AP er på flere områder den første af sin slags. Dette er så vidt vides den første undersøgelse, der har beskrevet ikke-letale interaktioner torsk og gylter imellem. Resultaterne ledte frem til en hypotese om hvordan torsk og gylter sameksisterer på en balance mellem store gylter, som holder torskene væk fra de beskyttende huler, og torsk, som spiser de mindre gylter. Det er ligeledes den første undersøgelse, som viser tilstedeværelsen af adfærdsmæssige rutiner hos torsk, som tydeligt viser at den gennemsnitlige adfærd på populationsniveau ikke er indikativ for adfærden på individniveau. Sidst men ikke mindst var der indikationer på at torsken, især om dagen, ligefrem opsøgte områder med strøm. Yderligere udvikling af den anvendte kombination af observationsmetodik vurderes at kunne skabe grundlag for en mere dybdegående procesforståelse. Ingen har tidligere kombineret PIT-tags, videoovervågning, 3D-sporing og hydrodynamiske modeller til at beskrive døgnvariation, adfærd, fordeling, aktivitetsniveau og ikke mindst effekten af småskalastrømning på gylter og torsk.

1. Introduction

Fish exploit the caves and crevices on a reef. Some seek these places on the reef to find a refuge against predators; some find shelter from strong currents, while others again use them as love-nests. While the literature on the behavior of tropical reef dwelling species and use of the reef is abundant, very little is known about small-scale patterns in habitat use of reef dwelling fish in temperate regions.

The general picture that can be obtained from the literature is that habitat preference and usage differs between species and is influenced by factors such as season, ontogeny, food availability, and predation risk (Mittelbach 1981; Werner et al. 1983a; Werner et al. 1983b; Tupper and Boutilier 1995). However, when it comes to the effect of non-lethal species interactions (Lima 1998; Ferner et al. 2009) and behavioral routines at the level of the individual (Bell et al. 2009; Wilson and Godin 2009), hardly any information can be obtained from the literature.

Often reefs are exposed to currents that fluctuate in velocity and change direction controlled by the tide and wind. From studies in freshwater streams it has become evident that water flow and its interaction with physical contours of the stream have strong influence on fauna distribution (Vadas et al. 2001). Larger species spend more time in the areas of high-velocity and low-turbulence regions, whereas smaller guppies frequented the low-velocity and high-turbulence regions (Hockley et al. 2014). Similarly when confined in a mesocosm arena, growth in littoral fish species has been found to strongly depend on ocean currents and turbulence levels (Stoll and Fisher 2010). It is therefore reasonable to assume that some of the same behavioral patterns are at play on the marine reefs, causing diurnal and weekly changes to species distribution and behavior on the reef.

It is feasible to think that the scarcity of studies covering the effects of non-lethal species interactions, behavioral routines, and current fluctuations on the behavior of reef fish is likely due to the obvious difficulties of making direct observations that can prove or disprove relevant hypotheses, or design field experiments that can test for some of these effects. In temperate regions, this may be further obstructed by poor underwater visibility, affecting the usage of observations made by divers or video cameras. In contrast, traditional behavioral studies conducted in laboratory based aquariums/containers are useful for testing hypotheses related to species interactions and individual routines. However, because of the relative small size of the aquariums in most laboratories, where quantity is valued over size to allow for rigid statistical designs, a setup allowing for voluntary association between fish and reef habitat in realistic surroundings is difficult to have.

The commercially and recreationally highly priced Atlantic cod is common and do well on reefs (Tupper and Boutilier 1995), although they have become less common in recent years, presumably due to a combination of habitat destruction, climate change and high fishing mortalities (Brander 1997; Drinkwater 2005; Möllmann et al. 2008). Cod mainly feeds on benthos during the first years of its life where after it supplements its diet with fish and becoming increasingly piscivorous with age. It also has a reputation for being potentially aggressive towards conspecifics (Potts 1974). Wrasses are one of the common species groups on temperate reefs, comprising four common species. In the western Baltic and Kattegat, the goldsinny wrasse and corkwing wrasse are the two most common among the four (see also Work Package 2). Male wrasses are highly territorial during mating season, where the dominant males guard a cave, presumably to attract females (Potts 1974).

In the present study we addressed several research questions relating the effects of non-lethal species interactions, behavioral routines, and current fluctuations on the behavior and reef usage of temperate reef fish. This was done in a large indoor cold-water mesocosmos containing a reef-like refuge and an open arena of bare sand bottom. The mesocosmos was inhabited by a batch of Atlantic cod (*Gadus morhua*), two species of wrasses, goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) and corkwing wrasse (*Symphodus melops*), and shrimps for the fish to prey on (*Palaemon adspersus*). We designed a set-up in which the 3D small-scale distribution of whole groups of free-moving relatively large fish could be quantified over an extended period of time (i.e. one month) while they interacted with semi-natural physical environment (i.e. rock reef and moving water masses). Fish were monitored and tracked using a unique combination of PIT tags and stereo-video cameras. The aim was to design an experimental system that would allow us to answer challenging ecological/behavioral questions without separating fish from the possibility to interact with conspecifics in a realistic physical environment.

2. Methods

2.1 Mesocosmos

The National Aquarium Denmark, Den Blå Planet, provided the facility for the present large scale mesocosmos study (**Fig. 5.1**). The experiment was carried out in a 3.2 x 2.2 m² fish tank with a water depth of 1 m with a thick layer of gravel on the bottom. The water was 10°C and 30 psu, and the light:dark cycle ~ 12h:12h. A propeller was placed in one end, circulating the water in the tank. The wall of the tank downstream of the propeller was constructed of net (0.5 x 0.5 cm mesh size), allowing the water moved by the propeller to move through the wall, instead of being reflected from the wall. This was done to reduce turbulence in the tank and create a more laminar flow. However, this design was only partly successful as the net reflected a large proportion of the water hitting it.

A small artificial reef was placed in the tank, made up of rocks of various sizes ranging from 0.2-2 kg. The reef contained one cave (referred to as the “refuge”) (40 x 40 x 10 cm) during the first 40 days of the experiment. After day 40 the reef was rebuilt in order to create two similar sized refuges. This dual-refuge set-up was continued for another 25 days, where after the experiment was ended. The open area around the reef will be referred to as the “arena”.

The tank contained a batch of approx. 15 cod at any time during the first 55 days of the experiment (mean length: 19.0 cm, stdev: 2.8), hereafter 11 cod were removed from the tank and a new batch of 11 cod were released into the tank (mean length: 26.7 cm, stdev: 3.4). The tank also contained two species of wrasse (goldsinny wrasse and corkwing wrasse), and a population of shrimps providing a food source for both cod and wrasse. New shrimp was added once a week. Snorkeling surveys in the tank established that large numbers of shrimps were hiding under the rocks in the reef. The cod grew approximately 0.1 cm/day during the experiment, confirming that they were in fact feeding on the shrimps. By feeding the cod this way it was avoided that they habituated to receiving food at the surface, which can create a behavior where the cod swim to the surface, when somebody approaches the tank.

All fish were caught in the Oresund area and acclimated to the water quality for at least 3 weeks before released into the fish tank. All fish were tagged using 1.2 mm Passive Integrated Transponder tags (PIT tags) inserted into the body cavity of the fish. The initial lengths of the fish were measured both at the beginning and at the end of the experiment, and the gender of

all fish was established after the experiment had ended). Circular shaped PIT tag antennas placed strategically in the tank collected data throughout the experiment. Antennas were placed in the entrance of the reef refuges both during the setup with one and two refuges, respectively. Another two antennas were placed in the arena. Fish were detected on the antenna when passing over the antennas at a distance of 9 cm or less, and when passing through the entrance of a refuge.

After day 40 the fish were also monitored using a stereo video-cam setup and tracking software provided by BIORAS (www.bioras.com). Cameras were placed 5 cm above the bottom against the net wall furthest away from the reef. This location of cameras provided the best view of the arena, reef, and refuges. The tracking software LabTrack developed at BIORAS controlled the video system and it was programmed to record 1.5 minutes of video every 15 minutes. Since we aimed at having realistic environmental conditions, a regular 12 hours light cycle was held in the arena, thus limiting the video observations only during light periods. A total of 2806 files were collected for subsequent analyses with LabTrack (**Fig. 5.2**). Video-clips with detections of wrasses on either of the two antennas placed at the refuge openings were visually inspected to supplement the PIT tag data and video-tracking.

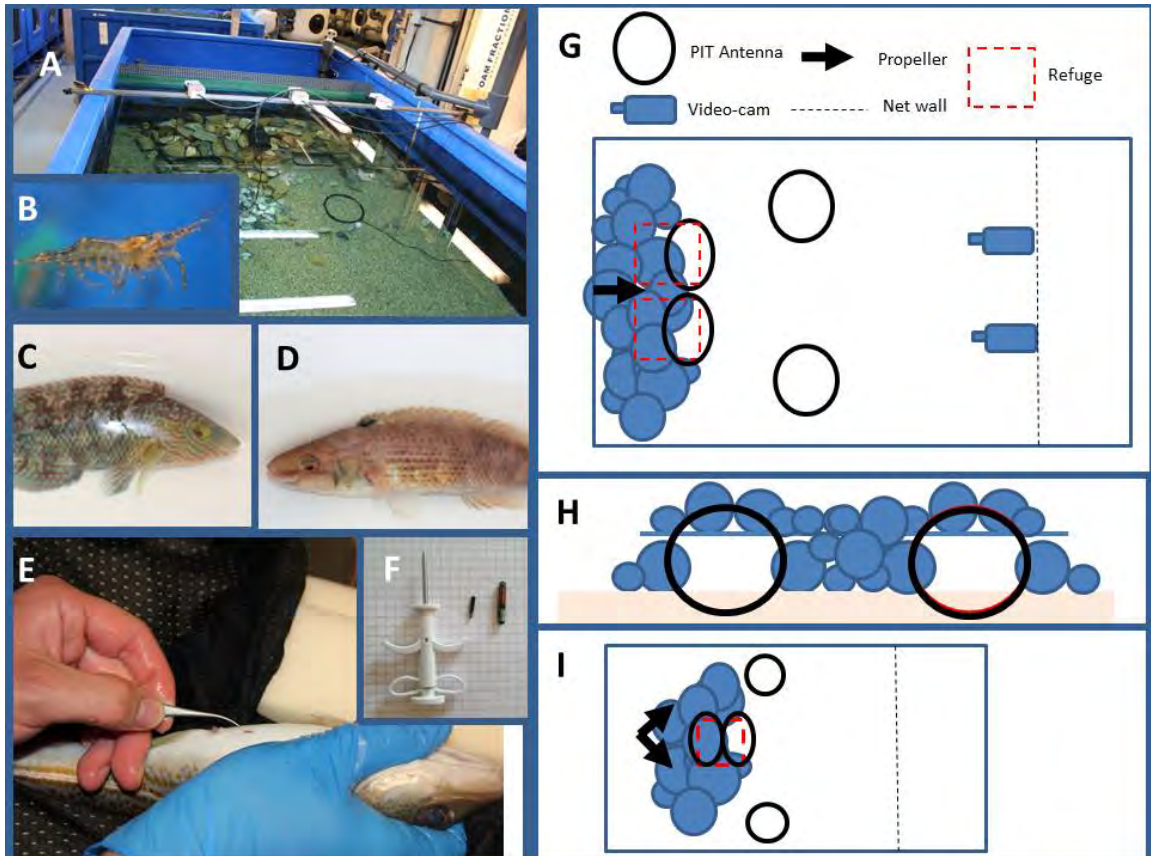


Figure 5.1. Overview of the mesocosmos setup. A: Fish tank. B: Prey shrimp. C: Corkwing wrasse. D: Goldsinny wrasse. E: Insertion of a PIT tag in a cod. F: Examples of PIT tags and insertion device. G: Overview of how the reef, propeller, video cameras and refuges are placed in the tank. H: Illustration of the refuges seen from the front. I: Demonstration of the tank setup during the PIT tag experiment designed to detect cod preference for flow fields.

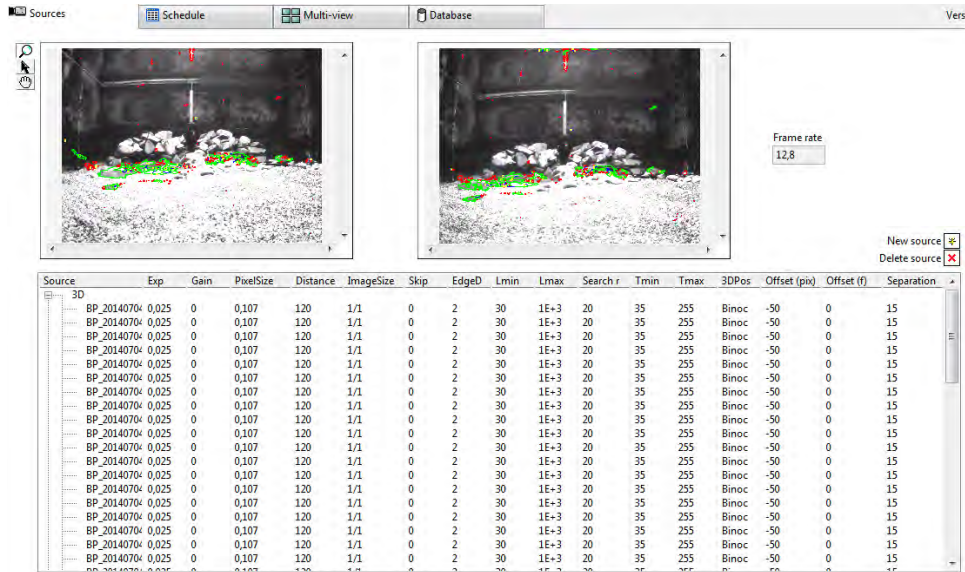


Figure 5.2. The LabTrack tracking software developed at BIORAS has been used for the analyses of the videos and to control the video-recording system based on stereoscopic cameras.

A number of interaction-types were defined and each selected video-sequence was analyzed for the presence of these interaction-types. A given interaction-type was only registered once for each video sequence (**Table 5.1**). Interactions were defined as situations, where one individual encountered another individual, resulting in a change in either swimming speed or direction or in the individuals overall behavior at that time. Registration of interactions with the refuges was done by noting down whether a fish was occupying one of the refuges or swimming in and out. An overview of the tank design during the experimental period is provided in **Fig. 5.1** and **Table 5.2**.

Table 5.1. Example of how four different types of interactions were registered in a selected video-clip. Cod/wrasse represents an interaction event, where the cod causes the wrasse to change swimming direction or display escape response etc. This was done for a total of 334 video sequences were analyzed this way (each lasting 1.5 minutes).

Date	Time	Interaction	Data
04-Jul-14	10.45.02	Cod/wrasse	1
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse/cod	1
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse/wrasse	1
04-Jul-14	10.45.02	Cod/cod	
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse in/out Left	1
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse in/out Right	
04-Jul-14	10.45.02	Cod in/out Left	1
04-Jul-14	10.45.02	Cod in/out Right	1
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse ocup. Left	
04-Jul-14	10.45.02	Wrasse ocup. Right	
04-Jul-14	10.45.02	Cod ocup. Left	
04-Jul-14	10.45.02	Cod ocup. Right	
04-Jul-14	10.45.02	Crevice activity	1

Table 5.2. Overview of the 64 days the experimental period lasted

Day	Cod batch	Wrasses	Refuge	Water flow	Water flow	PIT tags	Video survey
1 to 20	Batch 1	3	1	off	NA	yes	no
21 to 39	Batch 1	10	1	on/off	Right side/left side	yes	no
41 to 40	Batch 1	10	2	off/on/off	middle	yes	yes
54 to 64	Batch 2	10	2	off/on/off	middle	yes	yes

2.2 Description of the flow field in the mesocosmos using modelling techniques

3D Computational Fluid Dynamics (CFD) modelling techniques was used to model flow patterns within the fish tank. The following section details the modelling method. The CFD code used for generating the mesh and calculating the flow was OpenFOAM® (OF) (www.openfoam.com). The geometries for the reef were constructed using a solid body mechanics simulator in Blender (www.blender.org). Single rocks were approximated as skewed spheres and then stacked to form the roughly specified height and width of the reef. Examples of generated reef geometries are shown below. The open source C++ libraries of OF were used for the CFD simulations, in particular the steady-state, porous media, incompressible flow model porousSimpleFoam. Resistance to the flow was added via the porosity module where one can specify darcy-coefficients to apply a resistance at certain cells within the numerical domain. For the rocks in the reef this resistance was infinitely high to model fully impermeable. Resistance was also applied to the netting as this was deemed important to the flow in the tank. An exact value for this resistance is hard to attain, as one would have to approximate the drag from the netting as well account for any marine growth which has manifested. Finding appropriate coefficients for the resistance of the netting could be found by a calibration process comparing model results to hydrodynamic experiments. The k-omega SST model was used for turbulence closure of the Reynolds Averaged Navier-Stokes (RANS) formulation. Rough wall boundary conditions were applied to the tank boundaries. Inlet and propeller have velocity conditions corresponding to their respective flow rates. The spill was modelled with a 'free boundary' imposing a zero normal gradient on velocity. **Fig. 5.3A** and **B** presents the outcome of the CFD model.

2.3 Empirical measurements of the flow field in the mesocosmos

The measurements were carried out with a SonTek Triton ADV (provided for free to the project by MBT Kiel, Germany) in the period 24th of June to 18th of July 2014. Time series of up to 1 hour were taken at 2 discrete depths (45 cm and 95 cm below the surface). The sampling interval of each time series was set to 10 seconds. Measurements were taken at 9 different near-surface locations (45 cm) and 11 near-bottom locations (95 cm) throughout the tank. Each time series was post-processed to remove outliers (at beginning and end of each measurement) and the time averaged mean-flow was calculated at each location. The flow was measured in Earth coordinates (ENU, East-North-Up) and the orientation of the tank is also shown in Earth coordinates. **Fig. 5.3C** and **D** presents the measurements conducted using the SonTek Triton ADV.

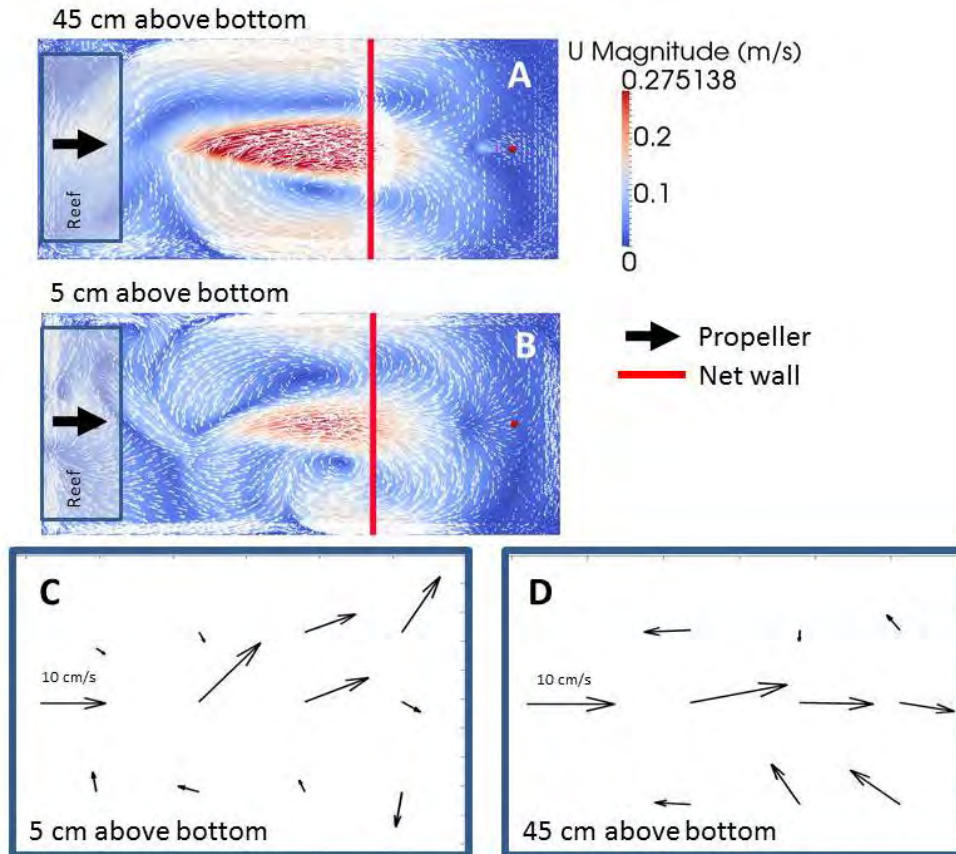


Figure 5.3. Modelled and measured flow patterns in the experimental fish tank. A: Flow patterns 45 cm above the bottom. B: Flow patterns 5 cm above the bottom. C: Empirical measurements of flow directions and velocity 5 cm above the bottom. D: Empirical measurements of flow directions and velocity 45 cm above the bottom.

3. Results

3.1 Microhabitat usage and non-lethal (territorial) interactions between wrasses and young Atlantic cod

Based on a total of 566,095 detections of PIT tags strong diurnal patterns were detected in the activity of wrasses. This was equally evident in both arena and refuge. Essentially all wrasses became inactive at night. In contrast, the average number of cod detections decreased slightly during the day (**Fig. 5.4**). However, as this diurnal pattern was evident in both the arena and refuge, and before wrasses was introduced to the mesocosmos, it could not be ascribed to species interactions.

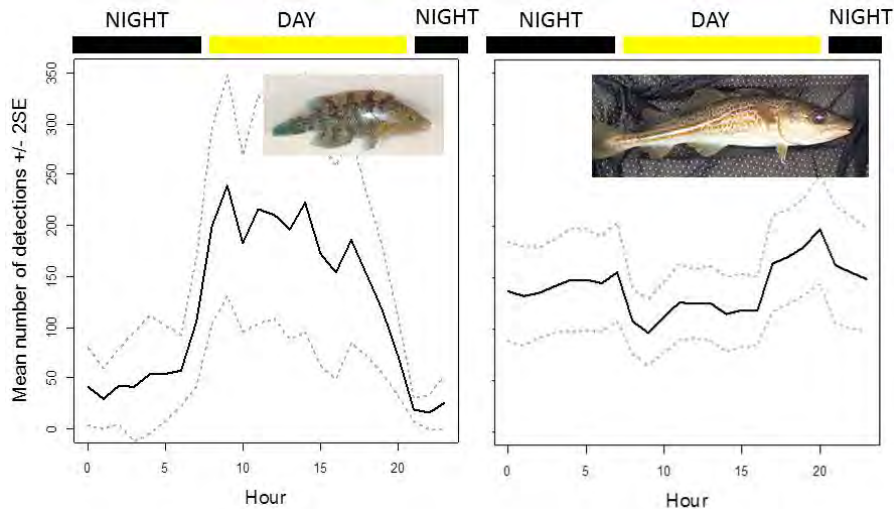


Figure 5.4. Diurnal activity patterns of wrasses (left) and cod (right). The data shown is from the PIT tag system and represent a period of 3 weeks.

The video recordings and PIT tags revealed that, during the day, wrasses frequented both the refuge and smaller crevices in the reef structure, and displayed mainly escape responses in relation to the cod. However, only one wrasse, a large 17 cm male corkwing wrasse, displayed territorial behavior (mean length of remaining nine wrasses: 14 cm, stdev: 0.95). The effect of this territorial behavior on the young cod was investigated in more detail by having two refuges of equal size placed next to each other. The large male corkwing was mainly detected in the entrance of the left refuge, where it was observed displaying territorial behavior. Over a period of 12 days the refuge preference of the 14 cod in the mesocosms were monitored by the PIT tags. Cod were on average 60% more often in the entrance to the right refuge compared to the left refuge that contained the dominant corkwing wrasse. At night when the corkwing wrasse was inactive, cod were still detected more often in the right refuge, although the preference for the right refuge was now less intense. In fact, at night, cod were detected 37% more often in the left cave than during the day. It was then tested if this pattern was consistent when replacing the old batch of cod with a new batch of slightly larger cod (see Methods for more details). The new batch of cod, were allowed to habituate to the new surroundings for five days, where after refuge preference was monitored over another 12 days. Also this time cod preferred the refuge without the dominant wrasse and was 160% more likely to be detected in the refuge without the dominant wrasse, and also this time preference was slightly weaker at night. The average hourly sum of detection at the entrance of the left and right refuge respectively (split into day and night) is presented in **Fig. 5.5**.

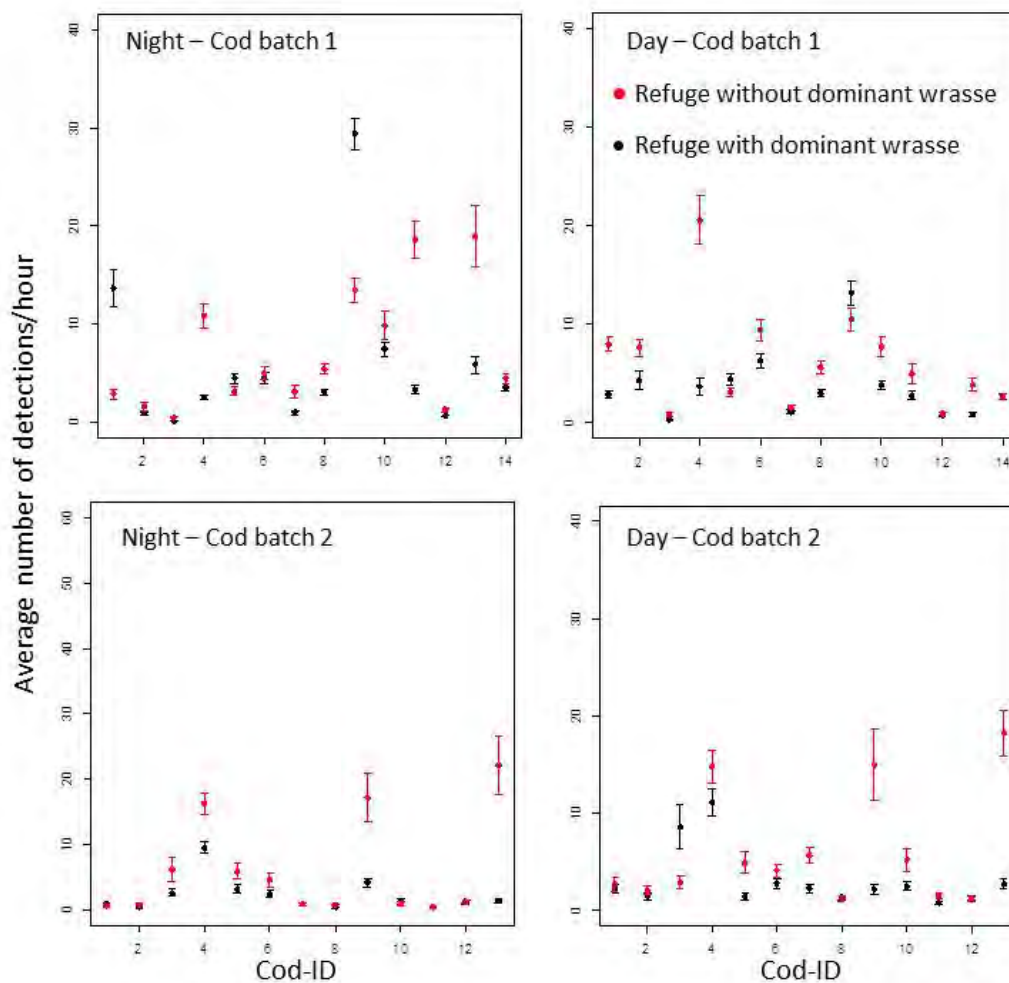


Figure 5.5. Mean number of PIT tag detections for each cod from the antennas placed in the refuge entrances (black figures represents the refuge dominated by the largest of the corkwing wrasses). Data is shown for each batch of cod and for day and night separately.

The visual inspection of video-recordings underpinned the observations achieved by the PIT-tag setup, and added additional elements for the final interpretation. Based on a total of 334 1.5 minute video-sequences visually analyzed, wrasses had a clear preference for the left cave. Cod occupied both refuges more equally but with a weak preference for the right cave (**Fig. 5.6**). The cod avoidance of the left refuge could be seen as a direct result of the massive occupation of this refuge by the largest of the corkwing wrasses. It was clear from the videos that the two species showed no interest in sharing the left refuge. When a wrasse was occupying the cave a cod would often stand outside the entrance waiting for the corkwing wrasse to leave the refuge. Cod was never observed to enter the refuge before the wrasse had left it. The same mechanism also seemed to apply the other way around even though this situation happened less frequently. Co-occupation of the left cave (a cod together with the wrasse) occurred very rarely. Of the 134 video sequences revealing occupation of the left cave it only happened in one video, which equals 0.75 % of the occupations while 94 % of the occupations were made by the dominant corkwing wrasse (**Fig. 5.6**).

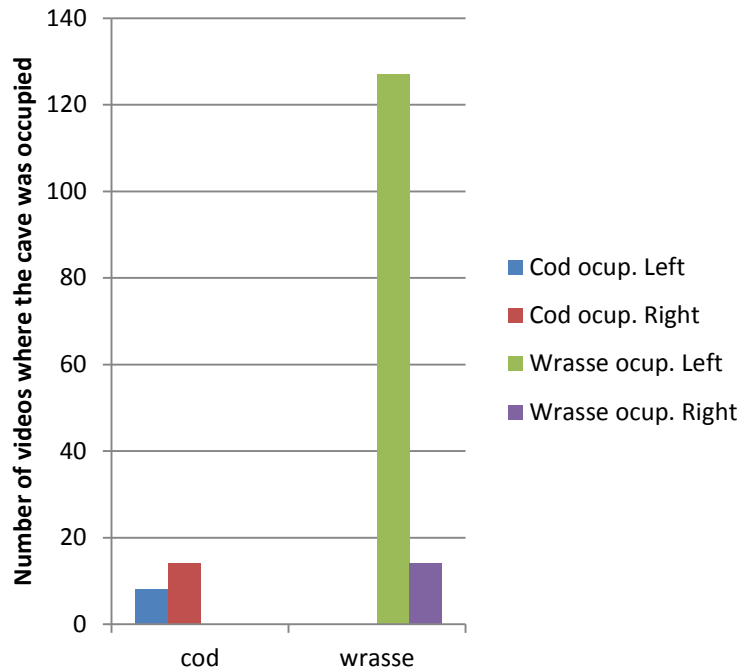


Figure 5.6. Who dominate the refuges, wrasse or cod? The figure displays the number of video sequences where either left or right refuge (or both) was occupied by a cod or a wrasse. Only video sequences where a wrasse was seen in or near one of the refuges were included in the analysis.

The two species showed different kind of occupation behavior. When the refuge was occupied by a wrasse, it was without exception the largest of the corkwings, and all wrasse/cod interactions near a refuge involved this dominant wrasse (**Fig. 5.7**). Interactions where a given fish chased another away or simply made the other fish change its direction by blocking the entrance to the refuge, more than doubled when the dominant wrasse was involved. The smaller wrasses were always the receding part in case of an interaction. This could very well be related to their size and the possibility for the individuals to seek refuge in the crevices, and it appeared as if all smaller wrasses had a high preference for the crevices (**Fig. 5.8**). Interactions between cod happened mainly in the open water and with no special reference to the refuges. These interactions were mainly a result of the overall active behavior of the cod, which resulted in frequent encounters as they cruised around the tank.

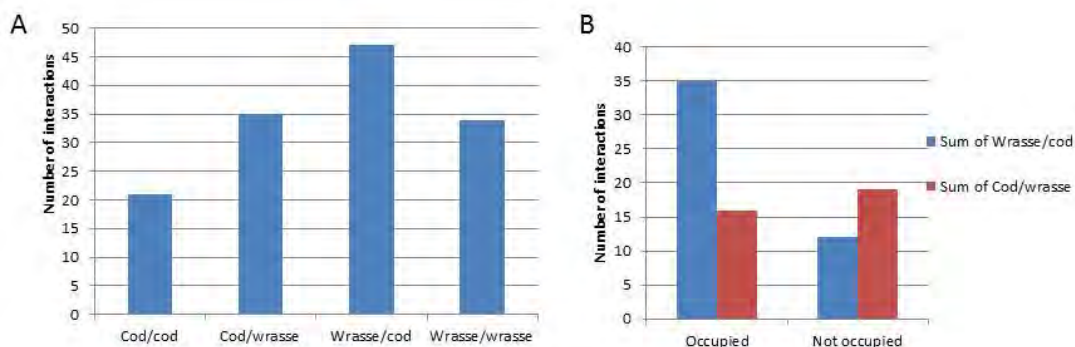


Figure 5.7. Species interactions. A: Total number of interactions between species. “Cod/wrasse” represents an interaction event, where the cod causes the wrasse to change swimming direction or display escape response and vice versa for “Wrasse/cod” etc. B: Number of species interactions related to a situation where one of the two fish involved in the interaction is occupying the refuge (only data from left refuge is shown).

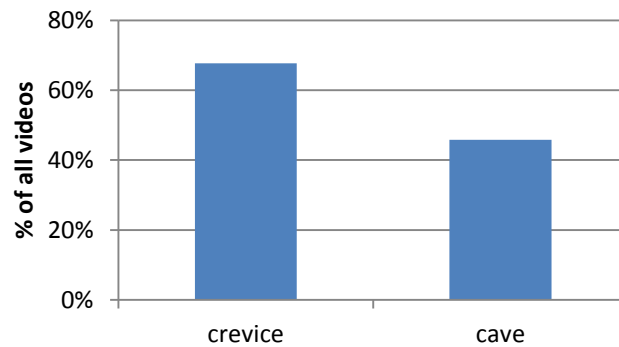


Figure 5.8. Percentage of videos with activity around crevices and caves in the reef or refuges. Crevice activity is due solely to small wrasses, whereas cod and the largest corkwing is responsible for all refuge activity in the caves.

Lastly, it should be noted that in the weeks after the experiment, two cod attempted to eat the corkwing wrasses. These cod were at this time 27 and 29 cm of length, and the two corkwing wrasses 13.5 cm and 15.5 cm, corresponding to a predator:prey length ratio of ~ 1.9 . However, the cod choked on the wrasses, indicating that this predator:prey size ratio represents an absolute minimum when it comes to prey fish like the corkwing wrasses with a relative deep body and fin spines (**Photo 5.1**).



Photo 5.1. Photos of two cod a week after the experiments were terminated. They were found dead in the tank, each with a corkwing wrasse firmly wedged in their mouths, which likely caused congestion, thus impeding ventilation. The predator:prey length ratio was approx. 1.9.

3.2 The effect of water flow on fish distribution and activity

The influence of water flow on fish distribution and activity was investigated using (1) PIT tags (day 21 to 40 of the experiment) and (2) video recordings and tracking software (day 41 to 65 of the experiment).

3.2.1 PIT tag experiment

The experiment using Pit tags lasted 20 days (10 days with water circulation and 10 days without). The two PIT tag antennas in the arena were used to detect if the cod were repelled from or

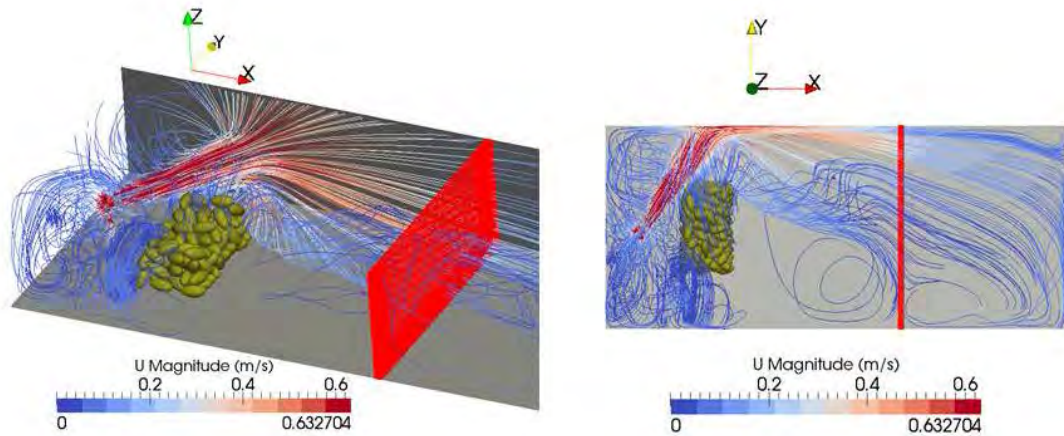


Figure 5.9. The modeled flow pattern during the PIT tag experiment designed to detect cod preference for flow fields.

attracted to the side of the tank where the water flow/circulation was strongest. The flow side was shifted from right to left and back again during the 10 days the flow period lasted (**Fig. 5.9**). This was done to avoid bias from side effect (i.e. the cod preferred the right side of the tank) which would confound the experiment. In addition to the antenna in the entrance of the refuge, an additional antenna was this time placed inside the refuge. This was done to test if the cod spent more or less time in the refuge when the water circulation propeller was turned off (Figure 2 I). During daytime cod were detected more frequently on the antenna placed on the side of the tank where circulation was strongest. In contrast, at night no clear differences was found between the two sides of the tank, indicating movement patterns independent of water flow. Video recordings revealed that cod often aggregated near the bottom in an area of moderate flow velocity ($5-10 \text{ cm}^{\text{s}}$) and where the flow was relative laminar. This pattern was in particular evident in the morning (**Fig. 5.10**). When the propeller was turned off the number of detections inside the refuge was lower and this was consistent throughout the 24 h diurnal cycle (**Fig. 5.11**).

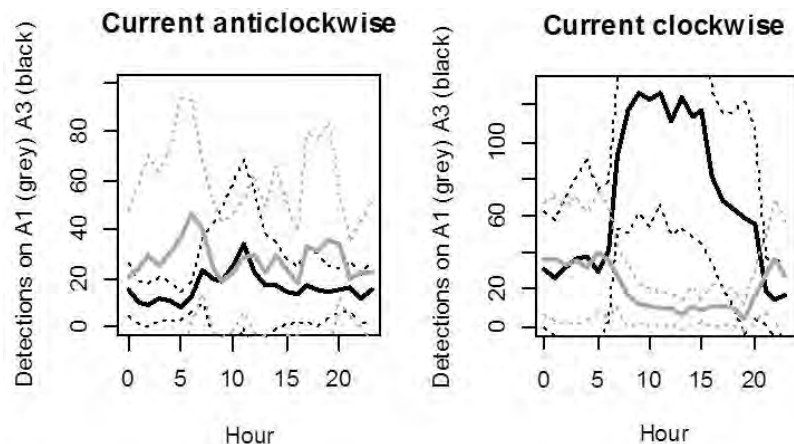


Figure 5.10. Cod preference for flow fields. Left: A1 is the PIT tag antenna placed in the main flow field during the period of anticlockwise circulation pattern, whereas when the current circulates clockwise around the reef, the main flow field shifts to A3. Dashed lines represent 2SE.

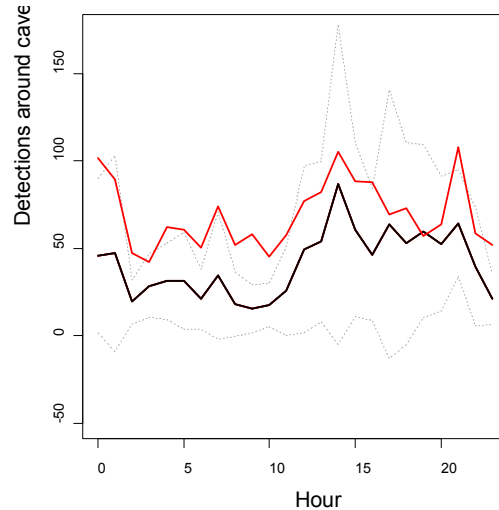


Figure 5.11. Mean number of PIT tag detections for each hour of the day during still water periods (black) and moving water periods (red). Dashed lines are 2SE.

Combined these results indicate that water flow affects the behavior of cod, including distribution, movement, and usage of reef refuges. We suggest that in situations of current cod are more likely to rest inside the refuge, whereas during times of foraging a moderate laminar flow provides an energetic favorable situation and increases the volume of water searched. However, further studies are needed to fully understand these patterns.

3.2.2 Video recording and tracking software

For the analyses of stereo video recordings we constructed a 3D grid of the experimental tank and counted the number of objects tracked in each grid-box. The results are shown using spatial histograms for each day of the experiment and thus represent the frequency of fish activity in the different areas around the reef (**Fig. 5.12**). Batch 1 appears to be more active in areas distant from the artificial reef, especially when the flow is at low intensities. On the other hand, with fast flow conditions the fish distribution appears to have a preferred narrow region, just in front of the propeller. Vertically the fish are mainly aggregated at a distance between 20 cm and 30 cm from the bottom.

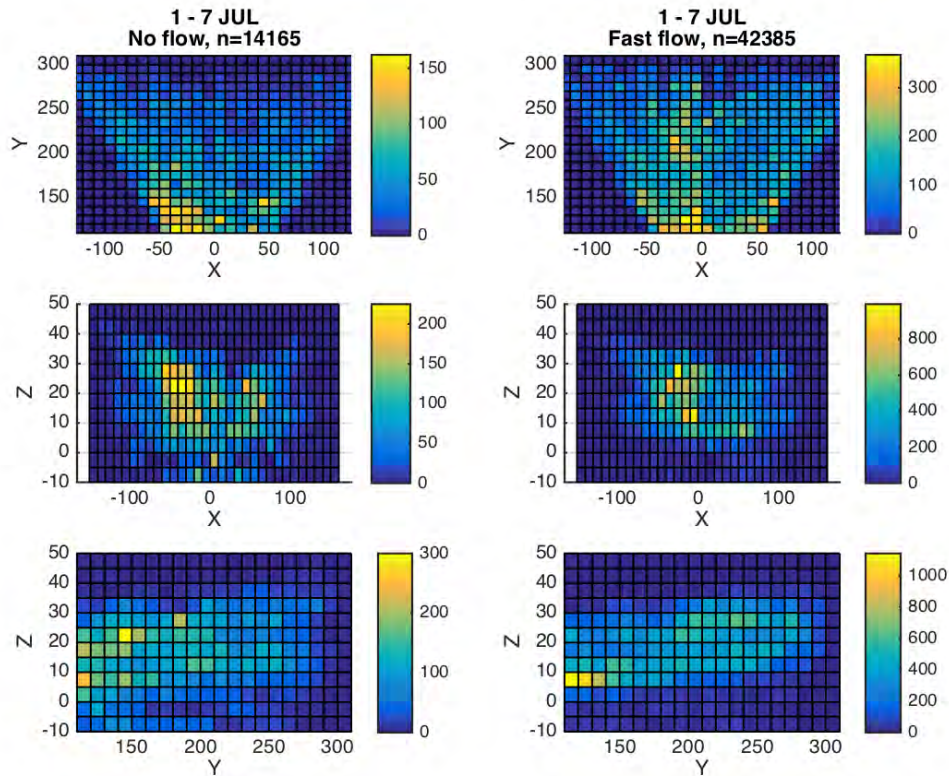


Figure 5.12. Distribution of fish activity for the population 1 (July 1st- 7th) in low flow (left panels) and high flow (right panels) conditions. Distributions are shown on the horizontal plane (X-Y upper panels), and vertical slices (X-Z, middle panels; Y-Z, lower panels).

Batch 2 does not show any major preferential areas in neither low nor fast flow conditions (**Fig. 5.13**). Generally the fish in batch 2 are more evenly distributed horizontally while a weak vertical aggregation is still present. When exposed to fast flow condition, population 1 tend to aggregate in the central and right part of the domain, while population 2 does not show any major aggregation pattern. This outcome could be related to the swimming ability of the different fish groups. Indeed population 2 has a larger average size than fish in population 1; moreover the region of aggregation (central and close to the bottom) is characterized by a highly coherent fluid motion. Turbulence is significantly higher in the tank when the propeller is activated (**Fig. 5.3**). A series of swirls and vortexes are present in several parts of the tank and mainly near the rigid boundaries such as the tank walls or the reef. In the lower central part of the domain the flow is more homogenous and characterized by relatively low velocities. This region is ideal for fish with limited swimming abilities, which could then avoid high velocity and high turbulent waters.

Visual inspection of video sequences also revealed different behavioral patterns depending on whether the tank was exposed to current or not. The activity changed from one situation (without current) where all species were using the entire space of the tank to another (with current) where all wrasses had disappeared and cod gathered at a specific spot, in a small area facing the current. Here they were maintaining bottom position by swimming against the current, similar to what can be observed for trout in a stream.

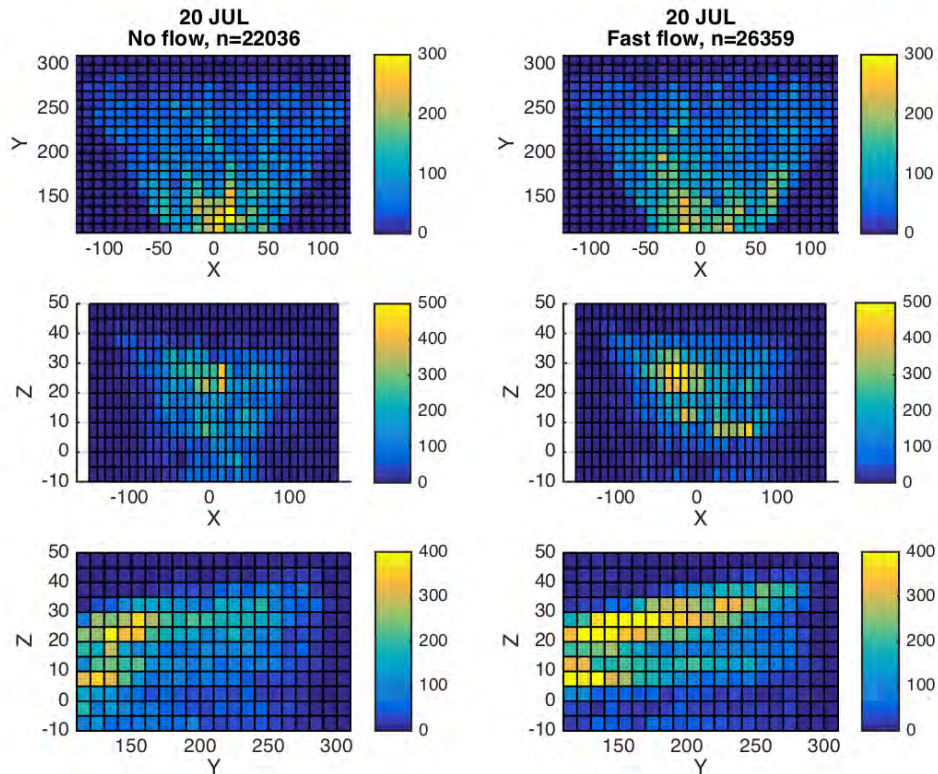


Figure 5.13. Distribution of fish activity for the population 2 (July, 12– 20) in low flow (left panels) and high flow (right panels) conditions. Distributions are shown on the horizontal plane (X-Y upper panels), and vertical slices (X-Z, middle panels; Y-Z, lower panels).

3.3 Behavioral routines and repeatability of Atlantic cod

In contrast to what was the case for wrasses, cod did not display any pronounced diurnal patterns (Fig. 5.4). However, at the level of the individual, patterns looked different. Some cod displayed diurnal activity patterns, and could be either day active or night active, whereas, the activity patterns of other individuals reflected that of the population average. In order to test to what extent these individual differences were consistent over time, the two months of data were divided into six sub periods of approximately equal duration (Table 5.2). For each sub period the ratio between the average number of detections per hour during daytime and the average number of detections per hour during night (day:night ratio) were calculated for each fish. The repeatability was found to be highly significant ($P < 0.001$, using the LMM.REML test in R <http://rptr.r-forge.r-project.org>). Also cod batch 2 showed repeatability between the sub periods (only two sub periods for this batch) (Fig. 5.14), suggesting that these cod were following a daily routine, that appeared to form independently of the environmental context (as all cod experienced the same environmental context). However, further analyses revealed, that repeatability was always strongest when comparing two adjacent sub periods, indicating that the behavioral routines jumped or gradually drifted on a gradient of being more or less night active. The repeatability of the refuge:arena ratio was also tested, and again the ratio of the individual fish was consistent between periods ($P < 0.001$, LMM.REML test), which underpinned the signs of behavioral routines. Lastly, we utilized data collected in WP4 to see if acoustic tags planted on cod in the wild also captured the presence of inter-individual variability in diurnal activity patterns, and also here we found large individual variability in diurnal patterns (Fig. 5.15).

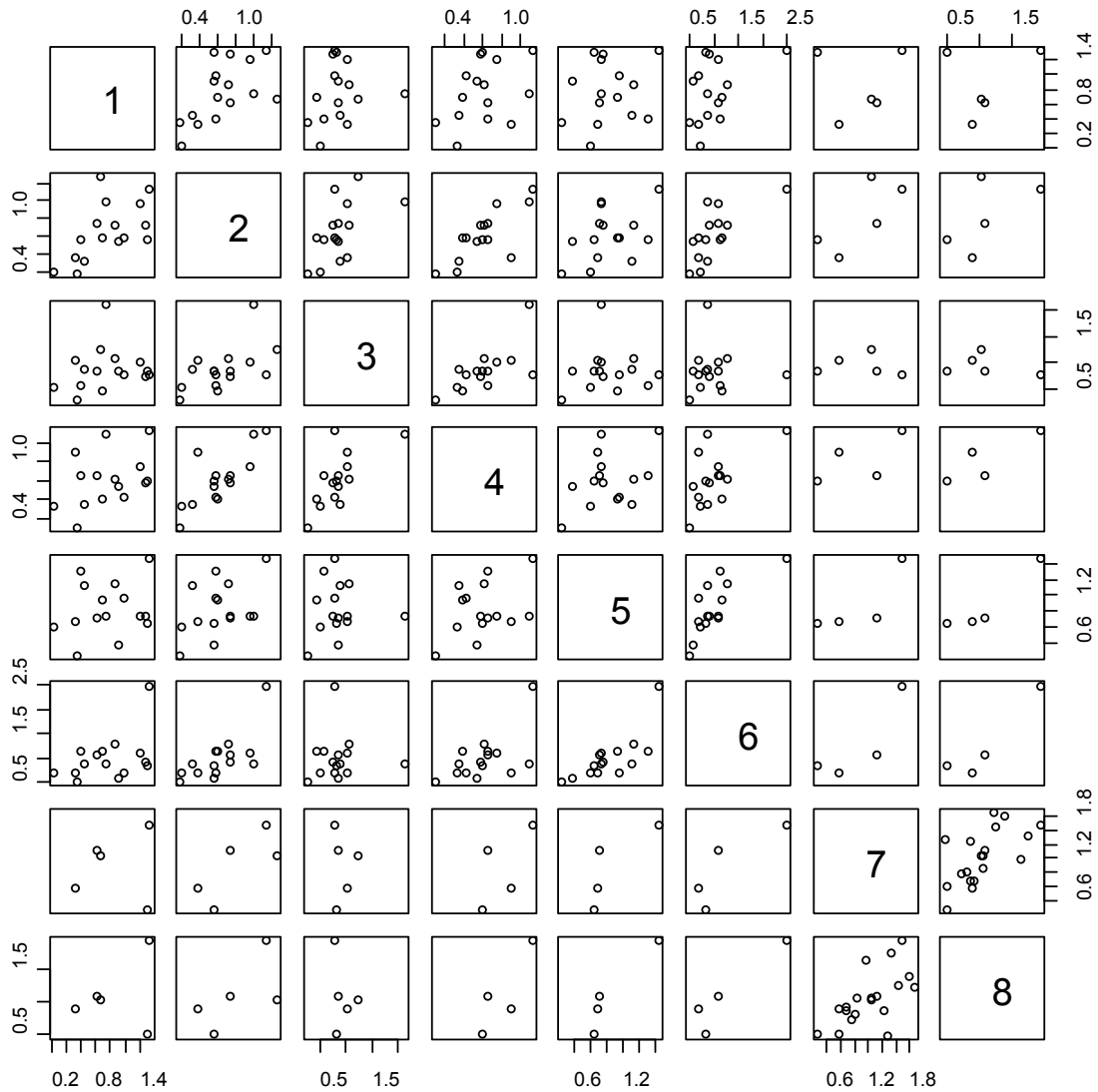


Figure 5.14. Behavioural repeatability of the individual cod. The numbers on axes are the ratio between the number of day time PIT tag detections and night time detections. Each dot in a plot window represents one cod. A high value indicates that the cod was relatively more active during the day. The entire experimental period was broken up into 8 periods of approx. one week each. Cod batch 2 was placed in the tank between period 6 and 7. The figure reveals how the day-night ratio in detection numbers of a given week is often highly correlated to the week before and the week after, but less correlation is found between weeks further apart.

4. Discussion

This is, according to our knowledge, the first study ever conducted on the non-lethal interactions (i.e. territorial behavior) between the three species: Atlantic cod, goldsinny wrasse and corkwing wrasse. It is also the first study to directly investigate the existence of behavioral routines of Atlantic cod and one of few studies that address behavioral repeatability of any fish species at the level of the individual over a period of two months. Last, but not least, this study is unique in its way of combining (1) PIT tags to keep track of diurnal activity patterns at the level of thy individual fish over the two and a half months the experiment lasted, (2) video surveillance to observe

behavior, (3) 3D tracking software to detect shifts in overall fish distribution and activity level, and (4) a combination of high resolution hydrodynamic modeling and empirical flow field measurements to describe the water flow and turbulence in the mesocosmos.

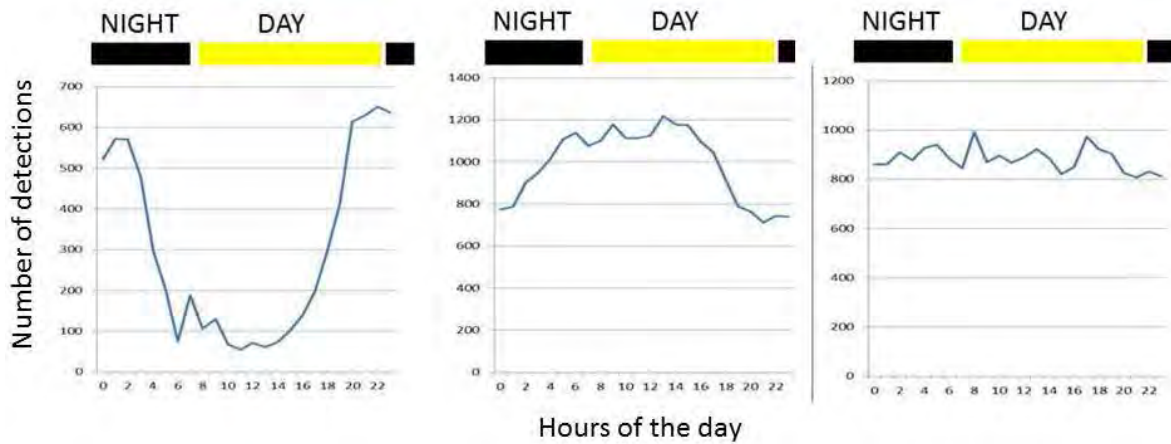


Figure 5.15. Example of three different diurnal activity patterns observed in three different cod with acoustic tags attached. The trend lines are the sum of detection during each hour of the day for a period of approx. 2 months. All data is from the same receiver. Whether the diurnal patterns reflect activity or diurnal excursions away from the reef segment with the receiver is unknown.

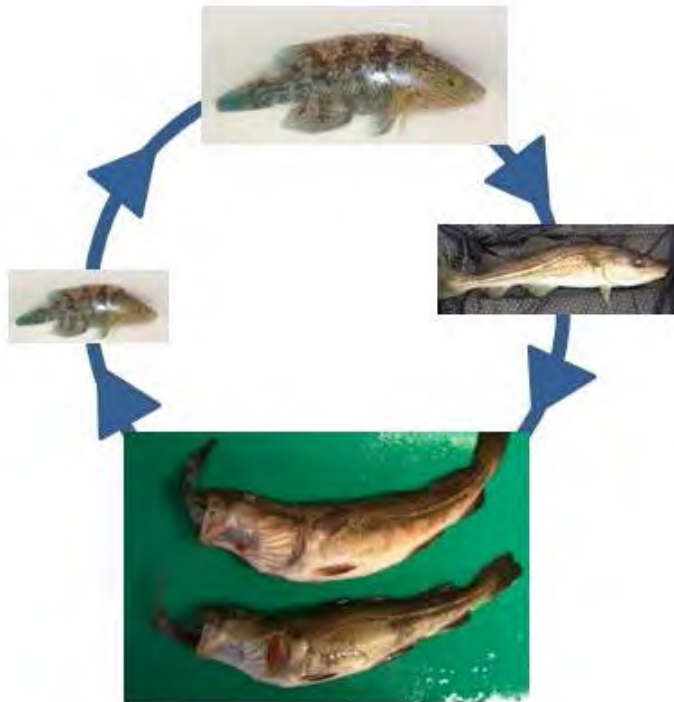


Figure 5.16. Suggested balance between wrasses and cod. The larger cod regulate the wrasse population through lethal predator-prey interactions, and large wrasses affect cod numbers on the reef through competition for shelter. Assuming this feedback mechanism is present, a decrease in the cod population, due to failed recruitment, would lead to more large wrasses, which in turn will hinder or slow down the return of cod to the reef in the future. The same feedback mechanism could also accelerate the effect of over-fishing by decreasing predation pressure on the wrasses allowing more wrasses to survive until a size where they start competing with smaller cod for shelter.

4.1 Remarks on the experimental design

We managed to design a set-up in which the 3D small-scale distribution of whole groups of free-moving relatively large fish could be quantified over an extended period of time (i.e. one month) while they interacted with semi-natural physical environment (i.e. rock reef and moving water masses). This is a technological achievement in itself, and we do not know of other studies that have accomplished something like this. Hence, we see great perspectives in continuing the development, testing and further tuning of this method in realistic environments, as it will allow us to answer ecological/behavioral questions without separating fish from the possibility to interact with conspecifics and a semi-natural physical environment. However, the statistical design of future experiment should be carefully designed with attention paid to dead angles of the video cameras and the bias that may be introduced by having a non-homogenous light-environment. Furthermore, the scene in the experimental setup was chosen to resemble natural conditions as much as possible. Therefore the colors of the reef and of the sand bottom were somewhat similar to the color of the fish. This represented a big challenge for the tracking software since the algorithm for background estimate was not always able to properly measure objects dimensions. Often a single fish was recognized as a set of several pixels and then the tracking was independently performed for those pixels. However, since this effect is the same for all fishes in all zones within the tank, we can consider that the total number of tracked objects is an estimate of the activity of the fish species in the different part of the experimental tank. Also the shadows of fish on the tank bottom and sides were introducing potential errors. However, we believe these are challenges that can be overcome, and we hope for more research opportunities in the future to further develop this setup. In the present study we attempted to test if fish would concentrate over complex bottom (small rocks), reef (large rocks), or flat bottom (gravel). However, this experiment failed to reveal distinct patterns. Whether this negative result has to do with the design of the experiments, processing of data, or reflected a true absence of behavioral responses is unknown.

4.2 Microhabitat usage and non-lethal interactions between wrasses and young Atlantic cod

The largest of the corkwing wrasses and the cod competed for suitable refuges on the reef during day time. The dominant corkwing was taking possession over refuge cave no. 1, and thereby, to some extent, forcing the cod to choose refuge cave no. 2. This pattern was evident from both PIT tags and visual inspections of video recordings. Smaller sized wrasses were less likely to compete for refuge caves as they tended to prefer smaller and more abundant crevices on the reef, where the cod is too large to enter. During night time, all wrasses became inactive, and the cod had the reef to itself. As expected, this increased the number of visits to cave no. 1, although, they were still visiting cave no. 2 more frequently than cave no. 1, despite the nighttime inactiveness of the corkwing. These findings suggest that a large number of suitable sized refuges and few large corkwing wrasses increase the likelihood that the reef will attract large numbers of young cod. We hypothesize that there may even exist a sensitive balance between the number of refuges, the number of large corkwings, and the number of cod on a reef, where the larger cod regulate the wrasse population through lethal predator-prey interactions, and large wrasses regulate the cod numbers on the reef through competition for shelter and territories (**Fig. 5.16**). Assuming this feedback mechanism is present, a decrease in the cod population due to failed recruitment would lead to more large wrasses, which in turn will hinder or slow down the return of cod to the reef in the future. The same feedback mechanism could also accelerate the effect of over-fishing by decreasing predation pressure on the wrasses allowing

more wrasses to survive until a size where they start competing with smaller cod for shelter. As a positive side effect of the experiment we can even say that a predator:prey length ratio of ~ 1.9 is near the tipping point between wrasses chasing away cod and cod eating wrasses.

4.3 The effect of water flow on fish distribution and activity

The PIT tag experiment revealed that moderate water flow attracted the cod only during the day. Whether this behavior was related to the bioenergetics (a passive ventilation of the gills caused by cod positioning them-selves in the water current) and foraging benefits of remain unknown at this stage. The results of the video-tracking experiments were less conclusive in relation to how water flow/turbulence affects the small-scale distribution patterns of cod, although, there were some indications that some cod aggregated near the bottom in the center of the tank, where the flow were moderate and relatively laminar. Furthermore, the video-tracking indicated distinct differences in distribution between the two different cod batches and different behavioral responses to regimes of moving water. These observations may or may not indicate a size effect on the group dynamics of cod (mean cod size in the second population was 8 cm larger than in the first batch). Metrics such as swimming speed, turning frequencies, and acceleration were not included in the results presented here, but these are also potentially available from this experiment, and hopefully we will be given the opportunity to develop data-processing tools that can extract these metrics together with the distribution patterns presented here.

4.4 Behavioral routines and repeatability of Atlantic cod

Knowing that each individual cod follow routines consistent over time is valuable input to Individual Based Models (ABM) developed in WP 7, and allows the model to incorporate more realistic individual differences opposed to applying abstract ways of producing inter-individual variation. The findings of different diurnal activity patterns among individuals is also useful in interpretation of catch rates produced from survey gill nets, which often is placed in the evening and emptied the next morning. It is also tempting to suggest that fishing for either day- or night-active cod could shift the composition of behavioral types on the reef. Lastly, such differential behavior is likely to affect food consumption of cod, with potential consequences for growth and grazing pressure on reef. However, there were also some indications that shifts from day to night activeness or vice versa were taking place, which may or may not counteract these potential effects.

4.5 Conclusion and recommendations for further studies

This work package was in several ways the first of its kind and within the project it provided useful data for work packages involving modeling of cod behavior and production. The main findings and recommendations for “where to go from here” will be summarized below.

The largest of the corkwing wrasses and the cod competed for suitable refuges on the reef during the day time, despite the cod being considerably larger than the corkwing. The dominant corkwing was taking possession over refuge cave no. 1, and thereby, to some extent, forcing the cod to choose refuge cave no. 2. This is to our knowledge the first study that document non-lethal fish species interactions on rock reefs in Danish waters (the commercially important cod and the potentially territorial wrasses). Another clear outcome of the study was the discovery that all wrasse fish became inactive at night, whereas cod were both day and night active. Smaller wrasses did not interacting with the cod, as they occupied smaller crevices on the reef, too small for the cod to access. In contrast, nearly all cod frequented the refuge caves, some to a larger extent than others. Overall, these results lead us to hypothesize that a delicate feed-

back loop exists between cod and wrasses in a reef context (**Fig. 5.16**). This hypothesis needs further testing, as it may be of major relevance to our understanding of rock reefs as nursery habitat for young cod.

There were strong indications that cod often chose to aggregate in zones of relatively laminar flow and moderate flow velocities. Considering the fact that cod are not evolutionarily designed for fast consistent swimming, this was unexpected. However, seen in light of the respiratory- and foraging-benefits of choosing these zones, we anticipate that this may be a type of behavior worth looking further into.

Lastly, this is the first study to document behavioral routines in Atlantic cod and how the average behavior at the level of the population is non-representative of the behavior of the individual cod. This finding is highly relevant for agent based modeling of cod behavior on virtual reefs and when planning how to sample/catch cod on reefs.

Individual fish growth was investigated, but no statistically significant relationship between growth and individual behavior (such as time spent in refuge or diurnal activity patterns) was found. There were some indications that small cod were visiting the refuge caves more often, but the data was inconsistent on this matter. However, in the wild we anticipate that individual differences in diurnal activity patterns and increased competition for refuge (i.e. between cod and wrasses) will affect growth and survival. The latter may even cause newly settled cod to migrate out of the reef area (however, this hypothesis has yet to be tested).

The ultimate aim of this work package was to establish a set of indicators that can be applied when evaluating a given reef's potential as cod habitat. However, before robust indicators are defined, supplementary studies are needed to generate a better understanding of the mechanisms behind the results presented here. Such supplementary studies should focus on large corks, smaller cod (newly settled), more caves of different sizes and shapes, and further analyses of the relation between current velocity and cod size.

We anticipate that the current pioneering combination of a mesocosmos setup, PIT tags, video-surveillance, 3D-tracking software, and hydrodynamic modeling provide a powerful framework for conducting these types of studies without abstracting the experimental environment too much from the natural environment. Especially, after fine tuning of the settings and experimental design based on the lessons learned during the present project. Therefore, despite the fact that all technological challenges were not overcome in the present study, we anticipate that further development of this approach is worthwhile pursuing.

Tak til

Peter Gravlund, Forskningskoordinator, Den Blå planet, for koordinering af vores aktiviteter på Den Blå Planet.

Louise Walther, Dyrepasser teamleder, Den Blå Planet, for pasning af fisk.

BIORAS, Company, for at bidrage med deres tracking-software.

MBT (Meerestechnisches Büro Turla) GmbH (Kiel, Germany), Company, for at bidrage med deres akustiske strømmåler.

Claus Stenberg og Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for konstruktiv kritik af manuskriptet.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevarerministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Brander K (1997) Effects of climate change on cod (*Gadus morhua*) stocks. *FASEB J* 61: 255-278
Cambridge University Press
- Bell AM, Hankison SJ & Laskowski KL (2009) The repeatability of behaviour: a meta-analysis. *Anim Behav* 77: 771-783
- Drinkwater KF (2005) The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. *ICES J Mar Sci: Journal du Conseil* 62:1327-1337
- Ferner MC, Delbert L Smee and Marc J Weissburg (2009) Habitat complexity alters lethal and non-lethal olfactory interactions between predators and prey. *Mar Ecol Prog Ser* 374:13-22
- Hockley FA et al. (2014) Fish responses to flow velocity and turbulence in relation to size, sex and parasite load. *J R Soc Interface* 11.91: 20130814
- Lima SL (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience*: 25-34
- Masselink G, Hughes MG (2003) Introduction to Coastal Processes & Geomorphology. Hodder Education
- Mittelbach GG (1981) Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* 62: 1370-1386
- Möllmann C, Müller-Karulis B, Kornilovs G, St John MA (2008) Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES J Mar Sci: Journal du Conseil* 65: 302-310
- Potts GW (1974) The colouration and its behavioural significance in the corkwing wrasse, *Crenilabrus melops*. *J Mar Biol Assoc UK* 54: 925-938
- Stoll, S., & Fischer, P. (2011). Three different patterns of how low-intensity waves can affect the energy budget of littoral fish: a mesocosm study. *Oecologia*, 165(3), 567-576. DOI 10.1007/s00442-010-1793-z
- Tupper M & Boutilier RG (1995) Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can J Fish Aquat Sci* 52: 1834-1841
- Vadas Jr. RL, Orth DJ (2001) Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work?. *T Am Fish Soc* 130:217-235
- Wilson ADM, Godin JGJ (2009) Boldness and behavioral syndromes in the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Behav Ecol* arp018
- Werner EE, Gilliam JF, Hall DJ & Mittelbach GG (1983) An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology*: 1540-1548
- Werner EE, Mittelbach GG, Hall DJ & Gilliam JF (1983) Experimental tests of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability. *Ecology* 64: 1525-1539

Projekt Revfisk

Arbejdspakke 6: Revs bærekapacitet for fisk

Anders Nielsen (AP leder, DTU Aqua), Niels Gerner (DTU Aqua), Karsten Dahl (DCE AU), Steffen Lundsteen (DCE AU) og Flemming Møhlenberg (DHI)

Maj 2015

Indhold

Resumé	172
1. Introduction	173
2. Methods	174
2.1 Study site	174
2.2 Fish sampling	174
2.3 Prey production	174
2.4 Per capita daily ration	175
2.5 Temperature	175
2.6 Average individual weight	176
2.7 Distribution among dominant species	177
2.8 Fish supported by the three reef designs	178
3. Results	178
3.1 Temperature	178
3.2 Weight	179
3.3 Prey production	179
3.4 Food rations of fish	180
3.5 Fish community	180
3.6 The carrying capacity of the two reefs	182
3.7 Fish supported by the three reef designs	184
4. Discussion	185
4.1 The carrying capacity of the two reefs	185
4.2 Fish supported by the three reef designs	185
4.3 Improvements for future models	186
4.4 Conclusion	186
Tak til	187
Referencer	188
Appendix A: Accounting for selectivity	189
Appendix B: TMB and R code for the basic model	191

Resumé

Formålet med denne arbejdsopgave (AP 6) er at kvantificere de to stenrevs betydning som fødegrundlag for fiskebestande i de indre danske farvande. Der opstilles en model, som kan estimere den relative fordeling af fiskearter henover perioden. Modellen er sammensat så det i nogen grad er muligt at interpolere mellem observationstidspunkterne. Herved kan den estimerede produktion på revene integreres hen over perioden og vha. information om arternes daglige energibehov (ration) oversættes til et antal fisk fra hver fiskeart, som revene kan levere føde til. Sammenligning af de to rev kan så give en indikation af hvilken type rev, der giver anledning til flest fisk af hver art.

Dette studie sammenlignede to rev på hhv. lavt og dybt vand. Det anbefales at fremtidige studier måler på flere forskellige rev typer. Det var nødvendigt at ty til ekstrapolationer, samt at benytte indirekte observationer for at udlede produktionen af byttedyr hen over året. Det anbefales at fremtidige studier bygges på mere direkte observationer.

Til trods for dette var resultatet klart og direkte anvendeligt når nye rev skal planlægges. Det lave rev gav anledning til den størst produktion af byttedyr og var dermed i stand til at levere føde til flest fisk.

Forskellen var mest markant i sommerperioden hvor temperaturen var forskellig på de to rev. På begge rev var (havkarusse) dominerende det meste af året, men aftagende fra oktober, hvorfra andre arter (specielt ulk) udgjorde en større andel. Den observerede andel af torsk var relativt lav på begge rev.

Endvidere blev det estimeret hvor mange fisk 3 forskellige revdesigns kunne understøtte med føde. De tre revdesign er yderligere beskrevet og undersøgt i AP7 og AP3. Her viste de tre flade rev sig at kunne understøtte ca. 75% og 33% flere fisk end hhv. det høje rev og det langstrakte rev.

Denne AP evaluerede og kvantificerede effekten af hhv. det lave og det dybe rev på Hatter Barn på forekomsten og mængden af torsk, havkarusse, ulk og savgylt, som var de fire arter, der blev fanget flest af på Hatter Barn. Resultaterne forventes at kunne bruges i forbindelse med rådgivning om hvordan fremtidige stenrev skal etableres for at få den størst mulige effekt for fisk.

1. Introduction

Stone reefs in temperate waters are known to be highly biological productive. However, their importance for fish in their ability to support fish growth and survival are largely unknown. In this study we combine the results on fish catches (WP2), epi- and infauna abundance and fish stomach contents (WP3) with the aim to estimate prey production and the observed relative distribution of fish species in the catches to estimate how many fish the reef is able to support.

In order to do this it is necessary to obtain a time series of the prey production. According to the original sampling design a time series of total prey biomass is measured several times during the time period and the corresponding production is estimated by application of literature values for the ratio of production to biomass (P/B). However, practical considerations only made it possible to measure the prey mass at one point in time. Instead we therefore use the measured biomass as an average biomass together with the annual P/B to estimate the total annual production. For description of the temporal dynamics of this production we distribute it in smaller time intervals over the time period of the study by use of a function that relates P/B to temperature.

The second part needed is the daily food rations of individual fish by species (collected in five groups). The formulas for per capita daily ration are derived in work package (WP) 3.

From the fish catches over the time period the relative abundance of the different species is calculated. The absolute catch level is expected to be more sensitive to local conditions, which is why the aim is to model the relative abundance. The model constructed has two parts: A simple process is set up to describe the development of the relative abundances over time, and a function to calculate the likelihood of the observed catches, given the current relative abundances. This (state-space) approach allows the model parameters to be estimated in the observational model, but also in the process model. Having the parameters of the process model estimated allows for (modest) interpolation between the observational time points, which is needed to integrate up from prey production to number of fish supported at any time during the period.

Finally the relative abundance of the different fish species is scaled up to absolute numbers via prey production estimates, and the per capita daily food rations of the fish. The two reefs can then be compared to inform managers about which type of reef is the more productive in terms of the species they are mostly interested in. This should prove helpful in planning future artificial reefs or restoration of damaged reefs.

As an additional project WP6 estimated the carrying capacity for fish on three hypothetical reef designs modeled in WP7. The reefs were “constructed” at Hatter Barn sandy areas from the same amount of stones. WP7 modeled the changes in hydrodynamics caused by the three different reef designs. WP3 estimated the food production on the three reefs based on area and the species present in real life. In the present study an estimation of the number of fish each of the three reefs can support is attempted.

2. Methods

The aim of the developed model is to estimate the relative abundance of the most abundant fish species on the reefs that can be supported with food based on suitable, available prey.

2.1 Study site

The survey area Hatter Barn is a Natura 2000 area (H174), pointed out to protect the boulder reef here. It is located in Samsø Bælt in between the two Islands Samsø and Sejerø. Hatter Barn consists of smaller well-preserved reef areas surrounded by sandy areas with scattered smaller reefs. The Hatter Barn reef is estimated to cover 4.8 km² (Dahl et al. 2011, Naturstyrelsen 2011). In the present study two areas of Hatter Barn are used as study areas: at 6-10 m depth (shallow) in the photic zone and at 18-20 m depth (deep) in the lower photic zone.

2.2 Fish sampling

Fish abundance was surveyed in both the shallow and deep area where 5-8 multi-meshed gillnets were deployed. To ensure a wide range of species and sizes each gillnet consisted of 12 panels with different mesh sizes (for further gear specifications see Eigaard et al. 2000). All gillnets were deployed in the afternoon and retrieved the following morning resulting in approximately 12 h of fishing time. All catches were identified to species level. About 40 different species were identified, but many were only caught once or a few times. To ensure a reasonable sample size the most abundant species feeding on the reefs were selected and grouped into four species/categories: Atlantic cod (*Gadus morhua*), goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*), corkwing wrasse (*Symphodus melops*) and sculpins (*Cottidae*). All other catches are collected in a group called "Other". A detailed description of fish monitoring program are found in the WP2 section.

Cod and goldsinny wrasses were sampled for stomach analysis. Fish for stomach analysis was caught in gillnets that were deployed in short period (2 hours) in order to minimize stomach digestion. A detailed description of the stomach sampling and analysis is found in the WP3 section.

2.3 Prey production

In the original design of the experiment a time series of prey production was measured, but practical considerations only made it possible to measure the prey production once. Instead we used the measured biomass as an average biomass together with the annual P/B to estimate the total annual production P_{annual} . For description of the temporal dynamics of this production we distributed it in smaller time intervals i over the year using a function that relates P to temperature:

$$P_i = P_{\text{annual}} e^{0.0989T_i} (\sum_i e^{0.0989T_i})^{-1}$$

where T_i is the average temperature of time interval i . The value 0.0989 for the exponential that describes the relationship between P_i and T_i for invertebrates in general is acquired from Brey (2012).

The diet composition of cod and goldsinny wrasse were not similar. The diet of sculpins was considered equal to that of cod, and the diet of corkwing wrasse equal to that of goldsinny wrasse (see WP 3). The production of fish prey on each of the two reef areas was then split into

three components (see **Figure 2.4** and **2.5** in WP3): one comprising the prey that were targeted exclusively by cod and sculpins, another on which only wrasses was feeding and a third part that formed a common food resource for the two groups of fish.

2.4 Per capita daily ration

Formulas for the per capita daily ration (R) of the selected species are derived in WP3, where the details can be found. The relevant formulas are included here for completion. *Per capita* maximum daily ration R_{max} for cod and sculpins:

$$R_{max} = 0.305e^{0.086T}(1 - e^{0.45(T-19.6)})W^{0.75} \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}\text{)}$$

Per capita maximum daily ration R_{max} for goldsinny wrasse and corkwing wrasse:

$$R_{max} = 0.215e^{0.086T}(1 - e^{0.245(T-23.0)})W^{0.75} \text{ (kJ}\cdot\text{day}^{-1}\text{)}$$

where T is the temperature ($^{\circ}$ C) and W the body mass of the fish (g). The *per capita* mean daily ration $R = fR_{max}$, is a fraction of the maximum ration where the feeding level is set to $f \approx 0.40$ (generic value according to Armstrong & Schindler (2011) and supported by own observations).

The calculations in this work package aims to find the number of fish from the different species a reef is able to support full time. This measure is useful when considering the production from the reef. It is expected that more fish are associated with the reef, as part of their ration is not from prey residing on the reef. The fractions r of mean daily ration constituted by prey residing on the reefs are: cod and sculpins in shallow water: 0.864; cod and sculpins in deep water: 0.511; the two wrasses in shallow water: 0.733; the two wrasses in deep water: 0.804.

2.5 Temperature

To calculate the *per capita* mean daily ration R the daily average temperature for the two reefs is needed. Temperature was measured in the study period using loggers (ONSET HOBO) placed at the shallow (E10 $^{\circ}$ 51.605, N55 $^{\circ}$ 52.416) and deep (E10 $^{\circ}$ 49.672, N55 $^{\circ}$ 52.492) parts of Hatter Barn. Loggers were attached to a rope with an anchor on the seafloor and a float to the water surface. The loggers were positioned 0.5 m above seafloor. They were deployed in April and retrieved in December 2014. Outside the study period no direct measurements are available.

The 3D ocean circulation Hiromb-BOOS model (HBM) coupled to the Ecological ReGional Ocean Model (ERGOM) was used to obtain an additional temperature point for the 31st of Dec 2013, which is the latest model result available. HBM is the newest version of the BSHcmod model (Berg and Poulsen, 2012). The model domain covers the North Sea-Baltic Sea with a 6 nm horizontal resolution and inner Danish transition zone with 1 nm horizontal resolution. The vertical grid uses z-coordinates with 50 layers and a flexible surface layer. The model has open lateral boundaries in the English Channel and the northern North Sea. The model was forced by hourly meteorological data (10 m wind, 2 m air temperature, mean sea level pressure, surface humidity and cloud cover) based on the operational weather model HIRLAM (High Resolution Limited Area Model) for the years 2001-2004. Further details of model configuration and performance can be found in Larsen et al. (2007), and She et al. (2007).

From measured time series and the additional data point from the HBM model a spline interpolation was made for each reef. For the non-observed periods it is assumed that the temperatures are similar for the two reefs, so an average of the two spline predictions is used. The reconstructed temperatures can be found in **Fig. 6.1**.

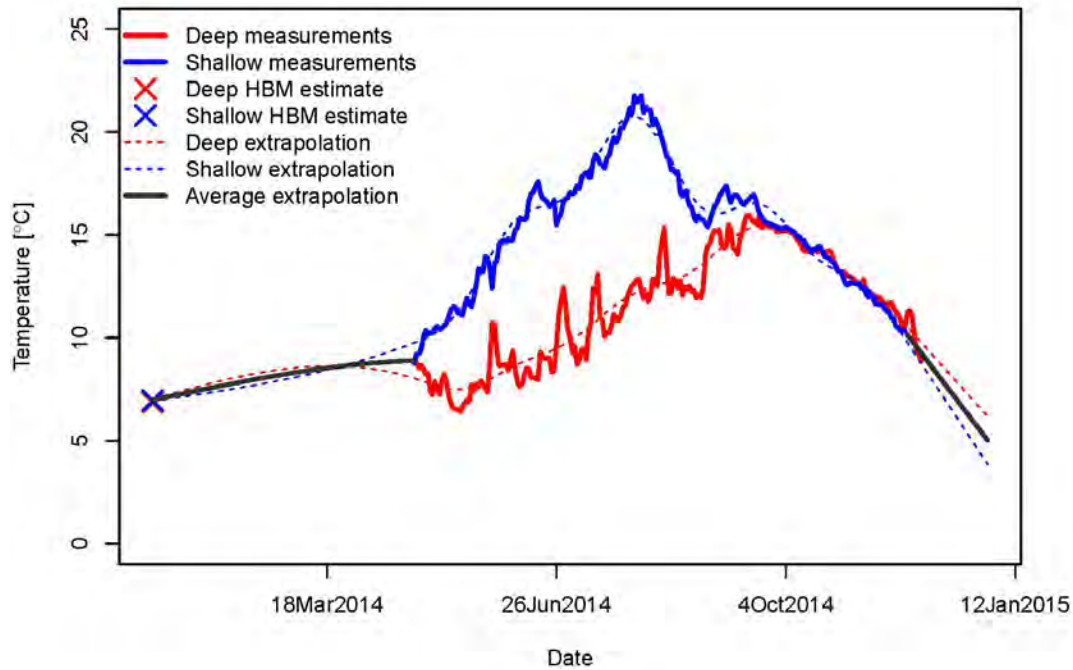


Figure 6.1. The temperature of the actual measurements at the deep (red line) and shallow (blue line) reef area, temperature estimated from the HBM model (crosses), spline interpolated (dashed), and used outside the measurement period (solid gray).

2.6 Average individual weight

Individual average weights for the four fish species in focus here were calculated from the sampling data described above. The weight was needed daily for a year. A periodic spline was used to interpolate between the observed average weights (**Fig. 6.2**).

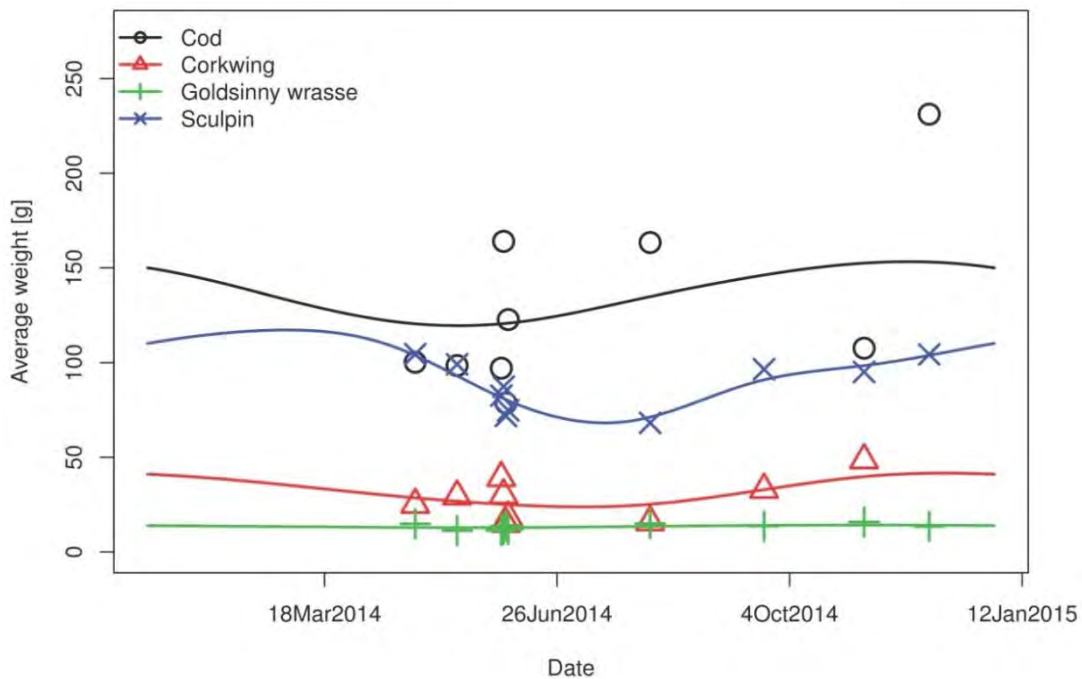


Figure 6.2. The average weight observations (points) and the average weight interpolations.

2.7 Distribution among dominant species

The developed model for the catch observations is a state-space model (Harvey 1992). State space models are increasingly used in marine science (Nielsen & Berg 2014) to describe the situation where a process develops over time, but is not directly observable. The unobserved process is related to some observations, which allows inference about the process. The benefit is that observed correlations can be included in the model, and that the dynamics of the process can be estimated.

The correlation between two catches obtained from two net settings is assumed to be inversely related to the time between the settings. The reason is that the true, but unobserved, relative proportions of the different species evolve over time. The correlation comes from the unobserved process. It is important in itself to account for this correlation in the model to draw correct inference about the system. However for this case it is even more important, as it allows estimation of the underlying relative proportions also at times where no observations are available. This is possible because the parameters of the process are estimated and that allows interpolation, and even extrapolation. The uncertainty naturally increases if we move far away from the observation times.

The model consists of two parts. The catches from the i 'th net is collected into 5 groups cod, sculpin, goldsinny wrasse, corkwing wrasse and "Other", and the number of fish caught is counted and denoted C_{i1} , C_{i2} , C_{i3} , C_{i4} , and C_{i5} respectively. The total number of caught fish in the i 'th net is denoted C_i , and the vector simply consisting of the five catches is denoted C_i . The observations C_i are assumed to follow multinomial distribution, where the total number caught is C_i and a probability vector p_i , which will be defined below. In brief:

$$C_i \sim \text{multinomial}(C_i, p_i) \text{ independent given } p_i.$$

Focus is on modeling the relative proportions in the catch instead of the absolute catch, because the absolute catch is very sensitive to local conditions of the setting of each net, and because the relative proportions are the estimates needed.

The probability vector p_i describes the probability that caught fish belongs to any of the five categories, so each of the five elements should be between 0 and 1 and the sum of the five elements should be exactly 1. These probabilities evolve during the season, and the model should capture that, but in such a way that the probabilities are between 0 and 1 and summing to 1 at all times.

One way to construct such a process is to use the multivariate logistic transformation. The probability vector p_i is 5-dimensional but must sum to 1, so it only has 4 free dimensions. A 4-dimensional process (α_t) is constructed. The process is assumed to follow a multivariate random walk, where the increments are normally distributed with mean vector 0, and covariance matrix Σ . The covariance matrix Σ is setup with separate variance parameters for each process, and a correlation parameter ρ , which allow the processes to be negatively or positively correlated (the actual formula for the elements of the covariance matrix is $\Sigma_{ij} = \sigma_i \sigma_j \rho^{|i-j|}$).

Each coordinate of the 4-dimensional α process can evolve to any value on the real axis. A probability vector for catch in the i 'th net is obtained by transforming the value of the alpha process at the relevant time t_i . The transformation defines $p_{ij} = \exp(\alpha_{t_{ij}}) / (1 + \sum \exp(\alpha_{t_{ij}}))$, for the first four coordinates $j=1\dots 4$, and finally $p_{i5}=1-(p_{i1}+\dots+p_{i4})$.

The mesh size of the nets could influence the distribution on the observed species. To account for this mesh size selectivity a model was developed, where parameters were intro-

duced. The model is described in **Appendix A**. The overall pattern estimated by the model was similar to the model presented here, but the model was less stable (more difficult to get convergence), so it was decided to base the further analysis on the model without accounting for selectivity.

The model hereby defined contains an unobserved random process, which must be integrated over to draw inference. The technical details will not be described here, but can be found in a forthcoming paper (Kristensen et al. in prep.). In summary the Laplace approximation is used to integrate the unobserved part, and automatic differentiation is used to speed up the high dimensional optimizations required. An example implementation can be found in **Appendix B**

2.8 Fish supported by the three reef designs

The effect on the three different reef designs on cod abundance was examined by estimating the total number of cod the three reef designs could support with prey. Each reef was “build” in the area of Hatter Barn on a sandy area in WP7. Each reef consisted of approximately 80.000m³ stones, hence, the reefs only varied in design.

1. scenario 1 was implemented as a steep “cone” extending 4 m above the plain at 10 m depth
2. scenario 2 was implemented as a 5-600 m long ridge extending 1 m above the plain
3. scenario 3 was implemented as three individual shallow cones extending 1 m above the plain

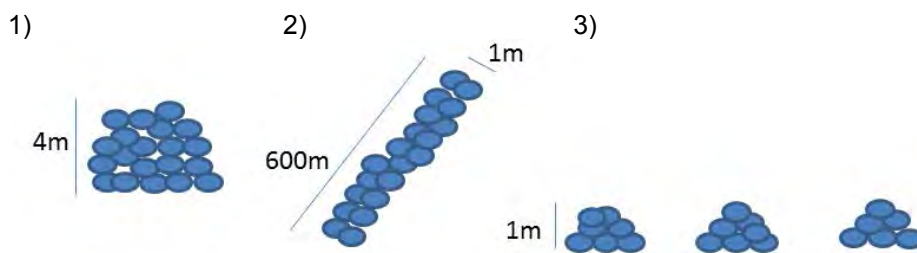


Fig. 6.3. The three different designs tested for potential effect on cod abundance.

For calculations of the total number of cod a reef can support with suitable prey the same temperature, daily ration, and relative proportion of species are used as for the observed case described above. Hence, the three reef scenarios only differ from the real data only in the total yearly production of prey estimates achieved in WP3.

3. Results

3.1 Temperature

Temperature is measured on both reefs in the study period (late April to early December), but in order to partition the yearly prey production it is also needed for the entire year. The spline smoother fits the main features of the observed temperature curves well. The extrapolation, based on the splines and the HBM estimates at the beginning year, can be seen in **Fig. 6.1**. In the last part of the observed time series the temperature on the two reefs are similar, the two

HBM estimates are similar, and the individual extrapolations are similar, so the average of the two extrapolations appears as a robust choice in the period without measurements.

3.2 Weight

The smoothed average individual weights can be seen in **Fig. 6.2**. Due to the relative low number of caught and weighted fish for some of the species (especially cod) the individual data points are very fluctuating. The smoothed curve is more stable, and appears to capture the correct level for each of the four species.

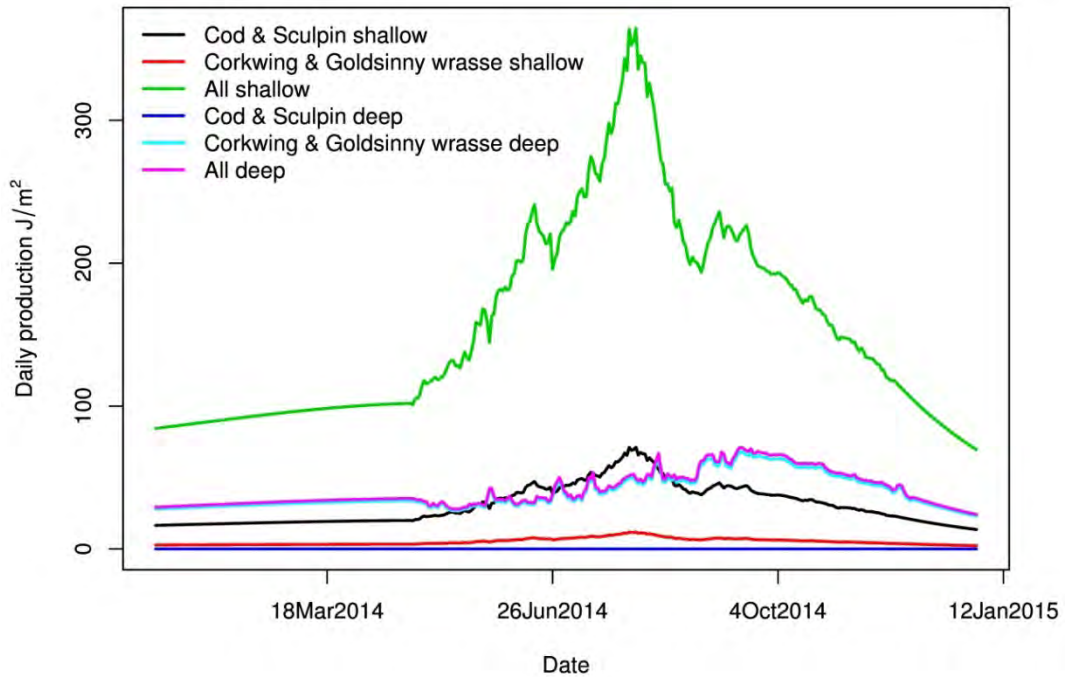


Figure 6.4. The estimated daily production of prey per square meter for the deep and shallow reef. The results are divided into the three prey groups: prey suitable only for cod and sculpin, prey suitable only for corkwing and goldsinny wrasse and prey suitable for all four fish species.

3.3 Prey production

The calculated daily prey production is split into three categories

- prey exclusively for cod and sculpin
- prey exclusively for corkwing and goldsinny wrasse
- prey suitable for all four species

The overall production of prey per square meter was highest for the shallow reef (**Fig. 6.4**). This was the case for both prey exclusively for cod and sculpin and for all four species combined. The production of prey for the wrasses was, however, highest on the deep reef.

The prey production for cod and sculpin peaked around July and August with a daily production of approximately 75 J/m² in the shallow area. In the deep area the prey production for cod and sculpin appeared to be constantly low and did not vary over the year.

In the deep area the highest prey production for the two wrasse species occurred in September and October with an additional smaller peak around August. In the shallow area prey production was much lower for the wrasses and peaked around August with merely 10J/m².

3.4 Food rations of fish

The daily food rations for sculpin and cod were 3-5 times higher compared to that for corkwing and goldsinny wrasse (**Fig. 6.5**). Due to the lower temperatures, and subsequent lower metabolic costs, the energy requirement were lower in the in the deep area compared to the shallow area.

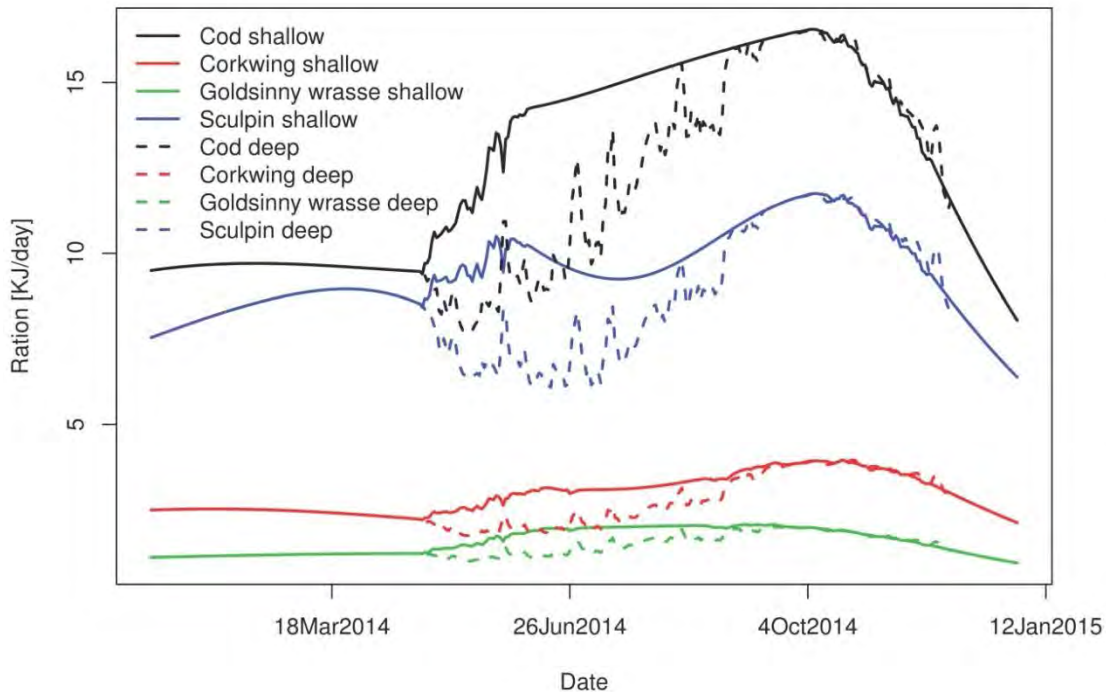


Figure 6.5. The total estimated daily food rations for the four species on the shallow and deep reef.

3.5 Fish community

The estimated relative proportions of the four fish species for the shallow reef (**Fig. 6.6**) and for the deep reef (**Fig. 6.7**) matched the actual proportions from the gillnet catches well and a clear development over time is seen. On both reefs the goldsinny wrasse dominated the catches.

In the shallow reef goldsinny wrasse accounted for approximately 60-80% of the total catches for most of the year. From October the goldsinny decreased where after sculpin and “other” species took over and comprised approximately 58% and 38% of the total catches.

The goldsinny wrasse also dominated the fish community in the deep area. However, the goldsinny demonstrated a sudden drop in April-May where sculpin and “other” species became more abundant.

Cod and corkwing were the two relatively least abundant species at both reefs. The proportion of cod on both reefs was generally low and the abundance only increased above 10% in November-December at the deep reef. The calculated daily food ration for the four species can be seen in **Fig. 6.5**. Cod and sculpin have the highest energy requirement and corkwing and goldsinny wrasse the lowest. The energy requirement is lowest on the deep reef as temperatures generally are lower here.

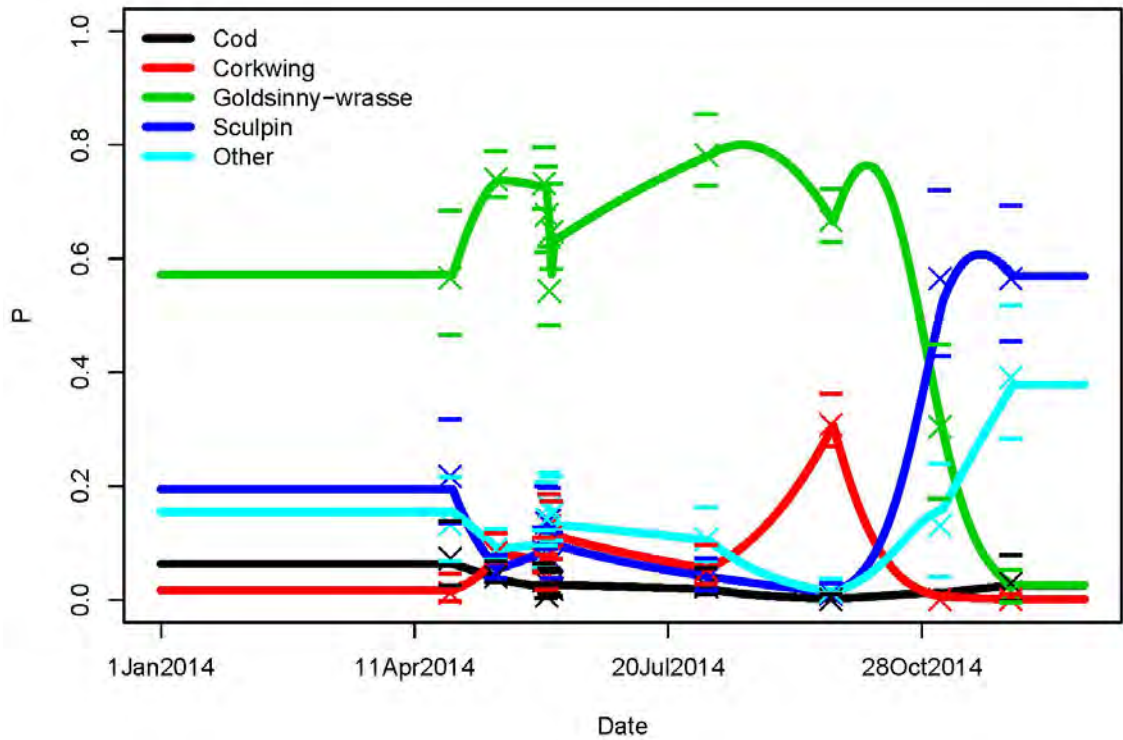


Figure 6.6. The estimated relative proportion of the different species on the shallow reef. The crosses indicate the raw estimates of the proportion at the separate fishing times and dashes indicate the corresponding 95% confidence intervals.

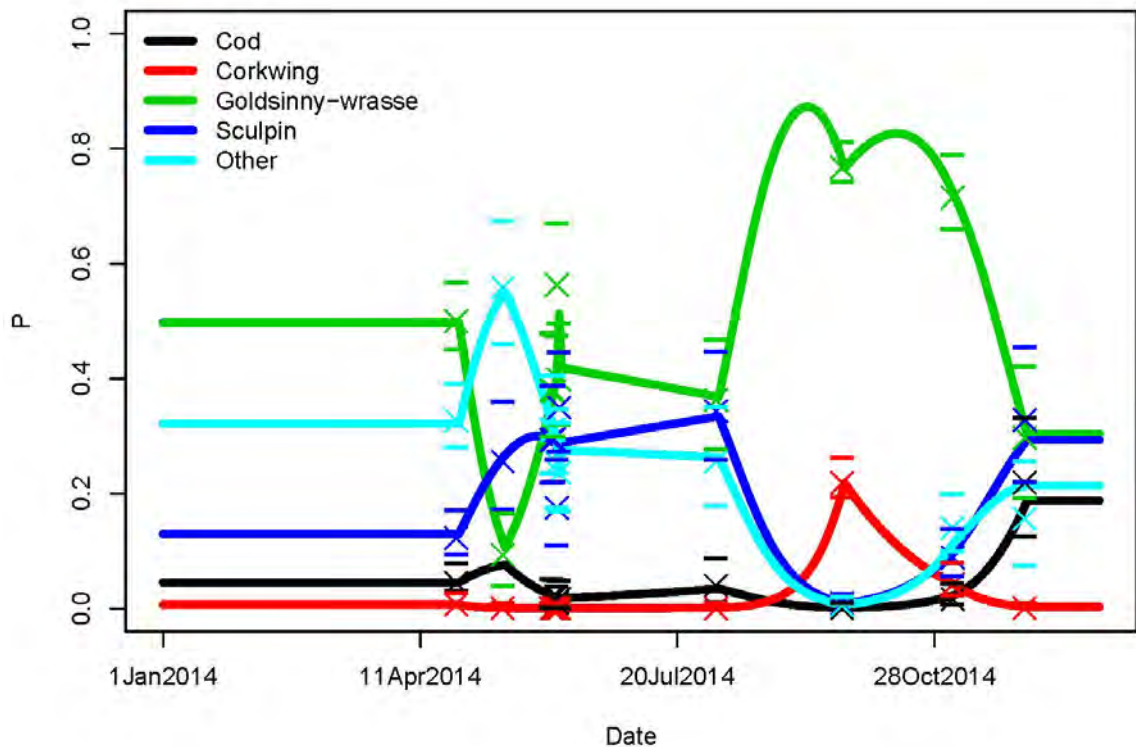


Figure 6.7. The estimated relative proportion of the different species on the deep reef. The crosses indicate the raw estimates of the proportion at the separate fishing times and dashes indicate the corresponding 95% confidence intervals.

3.6 The carrying capacity of the two reefs

Combining prey production, food ration, and relative distribution of species allowed computation of the total number of fish supported with prey by a square meter of the shallow and deep reef combined (Fig. 6.8), the shallow reef alone (Fig 6.9) and the deep reef alone (Fig. 6.10).

The comparison between the shallow and deep reef show that the shallow reef is more productive regarding prey and therefore can support more fish than the deep (Table 6.1). The difference is especially pronounced in the summer time. However, during winter the deep reef clearly supports more goldsinny wrasse than the shallow reef, and marginally more corkwing and cod.

Very few cod could be supported by prey on the reefs, but in the summer time they are mainly supported by the shallow reef and in the winter time by the deep.

The estimated relative proportions of the four species for the shallow reef (Fig. 6.6) and for the deep reef (Fig 6.7) matched the raw proportions well and a clear development over time is seen. On both reefs goldsinny wrasse is dominating for most of the year, but with a decrease from October, where other species (especially sculpin) start to take over. On the shallow reef goldsinny wrasse is more dominating in than on the deep reef, and the decrease happens earlier and to a lower level on the shallow reef than on the deep reef. The proportion of cod on both reefs is low, mostly lower than ten percent.

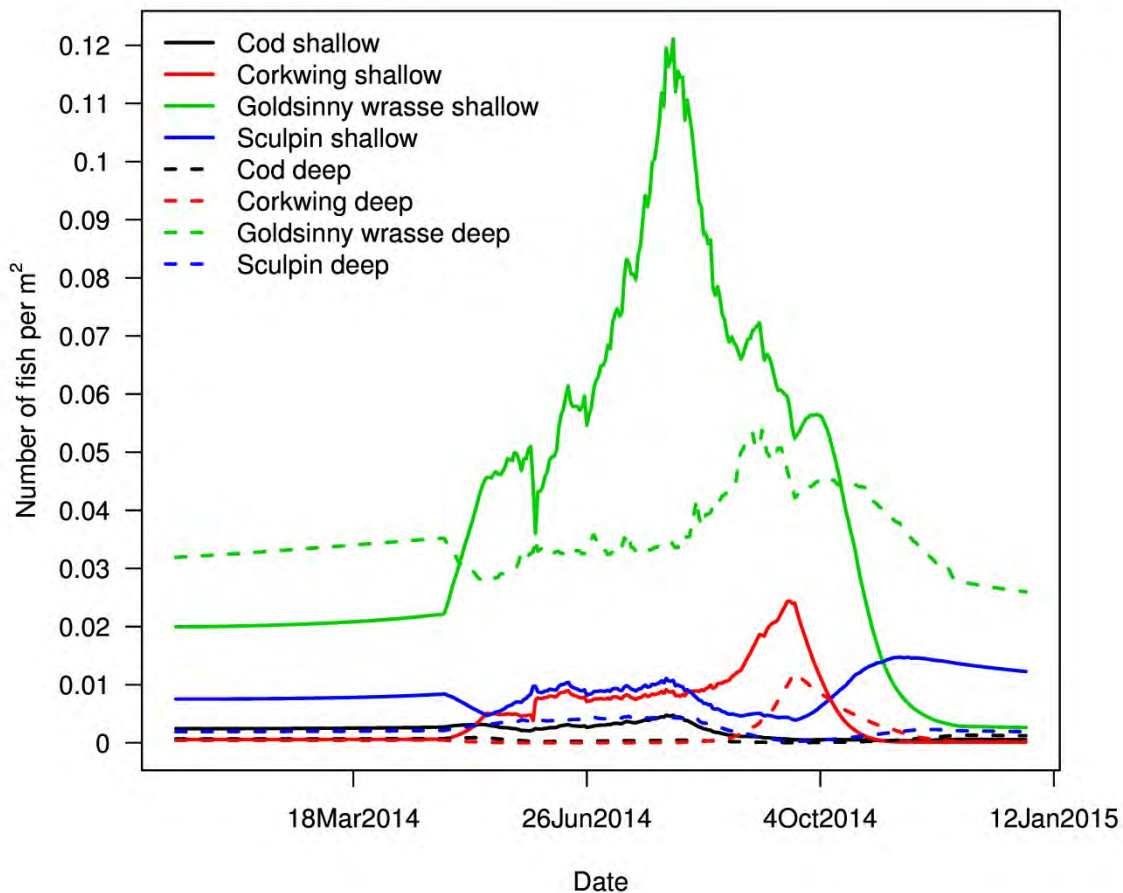


Figure 6.8. The estimated number of fish supported per square meter on both reefs.

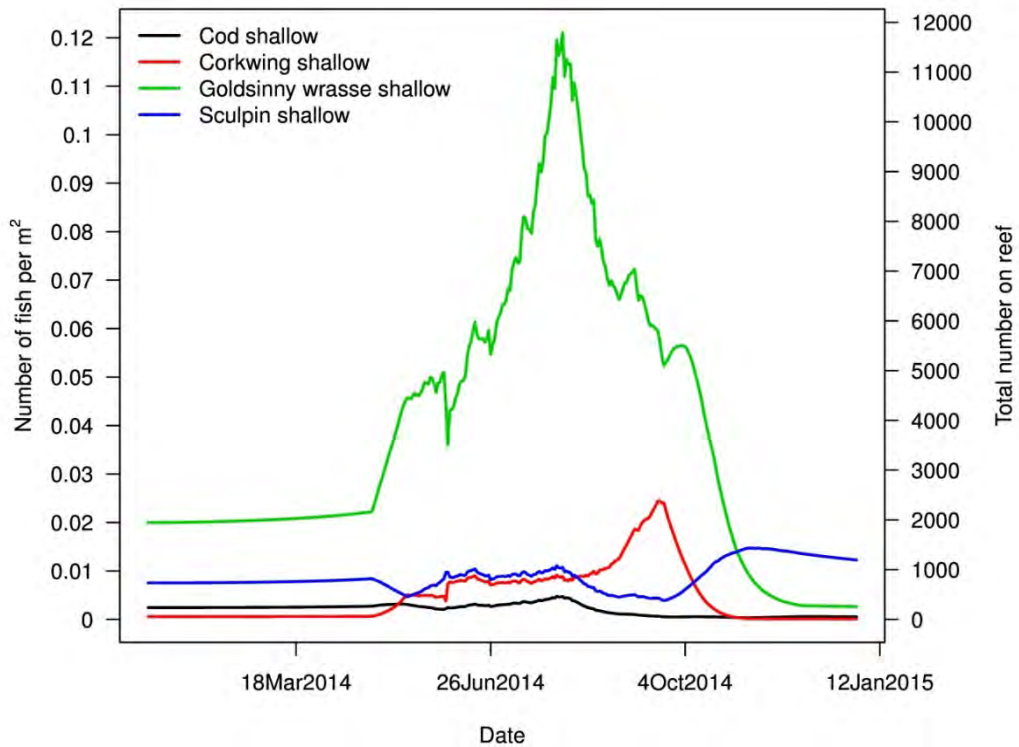


Figure 6.9. The estimated number of supported fish by the shallow reef. The Y-axis gives the estimated number per square meter and the axis on the right gives the estimated number for the entire shallow reef.

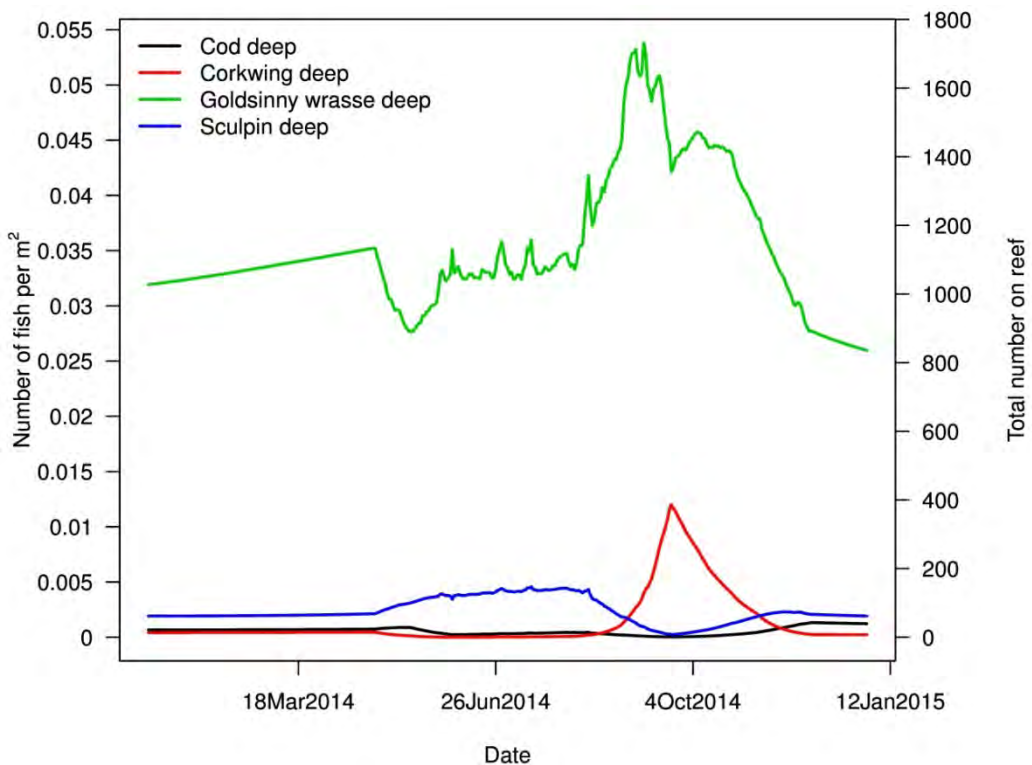


Figure 6.10. The estimated number of supported fish by the deep reef. The Y-axis gives the estimated number per square meter and the axis on the right gives the estimate for the entire deep reef.

	Fish pr. km ² on shallow reef	Fish pr. km ² on deep reef
Goldsinny wrasse	120.000	55.000
Corkwing wrasse	25.000	12.000
Sculpin	15.000	5.000
Cod	5.000	1.000

Table 6.1. The total number of fish the shallow and deep reef can support with food pr. km² depending on season.

3.7 Fish supported by the three reef designs

The results from the three reef scenarios are identical, except for the scale of the graphs (**Fig. 6.11**). This is to be expected, as they only differ in terms of the total yearly production. Reef type 3 has the highest potential for supporting fish species with suitable prey. Reef type 2 can support about 30% fewer fish than reef type 3, and reef type 1 can support about 75% fewer than type reef type 3. The total number of fish the three reef designs can support with food pr. km² depending on season is demonstrated in **Table 6.2**.

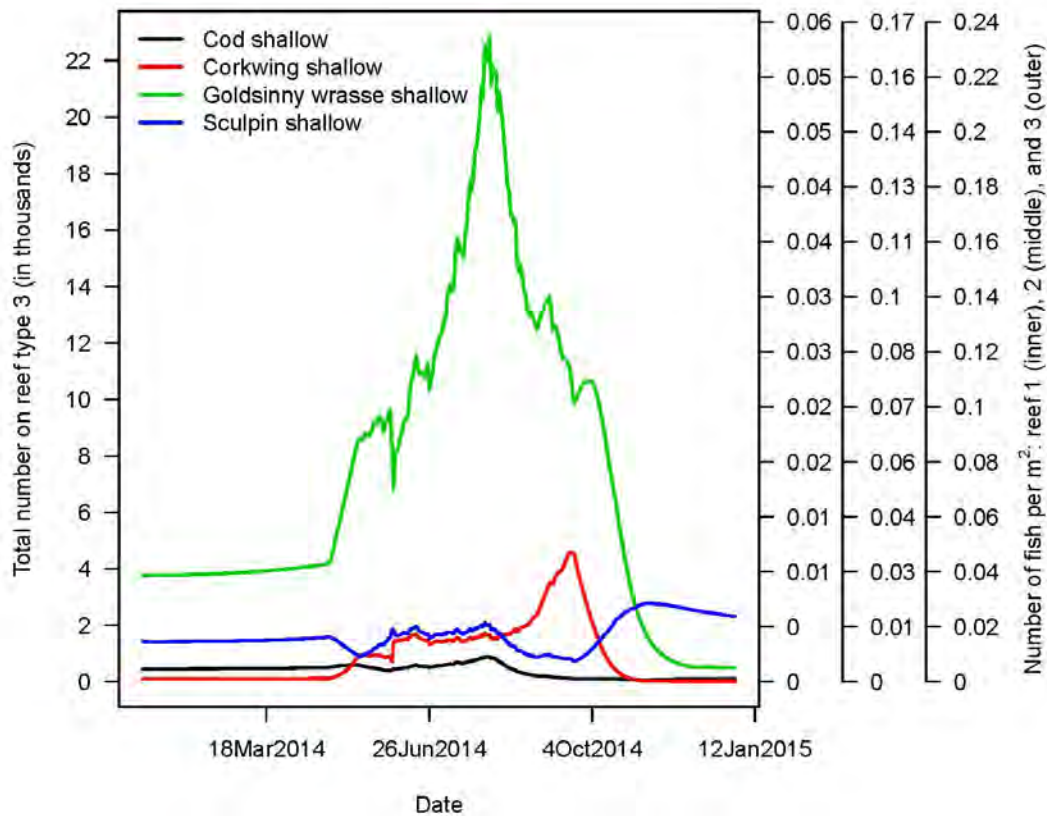


Figure 6.11. The estimated number of fish supported by the three different reef scenarios. On the axis to the far right the number of fish supported by three flat reefs (type 3) is given. On the middle axis the same is given for reef type 2, the long flat reef. And the inner axis is for the tall reef (type 1).

	Fish pr. km ² on Reef 1	Fish pr. km ² on Reef 2	Fish pr. km ² on Reef 3
Goldsinny wrasse	56180	166059	234441
Corkwing wrasse	11312	33436	47205
Sculpin	6843	20226	28555
Cod	2212	6539	9231

Table 6.2. The total number of fish the three reef designs can support with food pr. km² depending on season. Reef 1: the tall reef, Reef 2: the long flat reef and Reef 3: the three individual flat reefs.

4. Discussion

4.1 The carrying capacity of the two reefs

The shallow reef could potentially support more fish than the deep reef. Especially was prey suitable for wrasses abundant on the shallow reef. These results were reflected in the actual analysis of fish abundance and diversity in WP2, where wrasses comprised 77% and 63% of the total catches in the shallow and deep reef, respectively.

The fraction of prey species sampled at Hatter Barn only comprised 86% and 51% of the total stomach content of cod and sculpins combined in the shallow and deep reef area. This suggests that these species spent time off the reefs here and seek food elsewhere. This is supported by the findings of WP4 where only approximately 50% of the acoustical tagged cod spent 50 % of their time off the reef and out of reach for the hydrophones.

The estimations presented here are calculated for fish foraging full time at the reefs, hence the reef is visited by more fish than estimated here, as they all forage only part-time at Hatter Barn. In addition to this it is well established that e.g. cod seek shelter from high currents near structures such as ship wrecks and oilrigs (Karlsen 2011, Soldal et al 2002) – which is also modeled in WP7. Interestingly, the results of WP2 and WP4 concluded that cod preferred the deep reef based on catches and days spend on the shallow versus the deep reef (four times greater at the deep reef), respectively. The reason is not, as presented here, the amount of available food but perhaps the mentioned shelter effect. Other studies on cod found a higher preference towards shallow parts of a stone reef of 0-6 m compared to 6-10 m depth (Stål m.fl. 2007, Støttrup m.fl. 2014), however this might be highly affected by the temperature and season of the study.

Analysis of stomach content in other studies revealed that cod almost exclusively forage in the vegetation zone (Wennhage & Pihl 2002). The deep area of Hatter Barn was in the lower photic zone and the density of macroalgae was much lower in the deep area compared to the shallow area. This explains why the deep reef can support very low levels of cod.

4.2 Fish supported by the three reef designs

The area covered by boulders in the three reef scenarios directly dictates the biomass of algae and fauna produced on the reefs estimated in WP3. Therefore the overall area of physical complexity with hiding places in the vegetation and between boulders is larger on a flat reef structure than on a tall reef structure. As was expected based on the production of prey on the three reef scenarios estimated in WP3, reef type 3 (three flat reefs) could potentially support the highest number of fish. The tall reef could support the lowest number of fish with suitable prey. The same picture is observed for cod, which commercially is the most important fish species of the four mentioned in this study.

On the other hand WP 7 found that cod had a physical preference for scenario 1, as this reef forms the most profound elevation from the surrounding seabed and thus gave the largest range of current speeds.

4.3 Improvements for future models

This study is useful in itself for comparing the two reefs. The results are clear and useful for comparing the production on the two reefs, and for propagating that into the top level fish species. For future studies it would be useful to compare more reefs, as the two reefs compared here could potentially be different due to other factors than depth.

In this study it was necessary to use fairly coarse approximations for the production of prey species on the reefs over time. The approach has likely captured some of the main features over the year, but direct measurements would have been preferred, as it is difficult to quantify the effect of these approximations.

Diet composition of cod and wrasse was extrapolated from a single sampling event in June 2014. It would improve the quality of the data presented here if future studies sampled fish stomachs regularly over the year to include seasonal variation. The same should be recommended for temperature sampling.

The biomass of fauna on the two reefs at Hatter Barn was sampled thoroughly but only once. The mean daily ration of prey residing on the reef found in wrasse stomachs on the shallow and deep reef were 73% and 80%, respectively. As wrasses are reef-associated species that rarely leave the reef structures, the stomach content of wrasses were expected to be 100% based on available prey found at the reefs. Thus, the wrasses have succeeded in foraging locations at the reef that was difficult to sample such as between stones.

The biomass of available prey should have been sampled several times over the year and this would have improved the ratio of production to biomass (P/B). Instead we used the measured biomass as an average biomass together with the annual P/B to estimate the total annual production of prey.

4.4 Conclusion

The aim of this study was to quantify the effect of the shallow and deep reef, respectively, on the distribution and abundance of cod, sculpin, goldsinny wrasse and corkwing wrasse. This is, to our knowledge, the first study to attempt estimation of the carrying capacity of a temperate stone reef. The results found clearly show that the shallow stone reef in the mid-photic zone had the capacity to support far more fish of the four selected species than the deep reef in the lower photic zone. The results presented here are expected to be very useful for future management of existing or planning of new artificial stone reefs.

Tak til

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for konstruktiv kritik af manuskriptet.

Asbjørn Christensen, DTU Aqua for arbejdet med 3D ocean cirkulationsmodellen.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Armstrong JB, Schindler DE (2011) Excess digestive capacity in predators reflects a life of feast and famine. *Nature* 476:84-87. doi:10.1038/nature 10240
- Berg P, Poulsen JW, (2012) Implementation Details for HBM. DMI Technical Report 12-11, DMI, Copenhagen.
- Brey, T. (2012) A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 10: 581-589
- Dahl K, Lundsteen S, Helmig SA (2003) Stenrev – havbundens oaser. Gads Forlag
- Eigaard OR, Støttrup, J., Hovgård, H. (2000) Udvikling af standard garnserie til brug ved bestandsanalyse af flad og rundfisk i marine lavvandede områder. Book 78-00. Danmarks Fiskeriundersøgelser
- Harvey AC (1992) *Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter*. Cambridge University Press
- Karlsen J (2011) Hot on the tail of hefty Atlantic cod: an interdisciplinary study on the behaviour at ship wrecks in the North Sea. PhD thesis. Aarhus University & Technical University of Denmark.
- Kristensen K, Nielsen A, Berg CW, Skaug HJ, and Bell B (2015) TMB: Automatic differentiation and Laplace approximation. *Journal of Statistical Software* (Submitted)
- Larsen J, Hoyer JL, She J, (2007) Validation of a hybrid optimal interpolation and Kalman filter scheme for sea surface temperature assimilation. *Journal of Marine Systems* 65:122-133
- Nielsen A & Berg CW (2014). Estimation of time-varying selectivity in stock assessment using state-space models. *Fisheries Research* 158:96-101
- She J, Berg P, Berg J, (2007) Bathymetry impacts on water exchange modelling through the Danish Straits. *Journal of Marine Systems* 65:450-459
- Soldal AV, Svelling I, Jørgensen T, Løkkeborg S (2002) Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES J Mar Sci* 59:S281-S287. Doi:10.1006/jmsc.2002.1279.

Appendix A: Accounting for selectivity

This appendix describes the model, which accounts for differences in selectivity.

The observations C_i are again assumed to follow a multinomial distribution, where the total number caught is C_i and a probability vector p_i , which will be defined below. In brief:

$$C_i \sim \text{multinomial}(C_i, p_i) \text{ independent given } p_i.$$

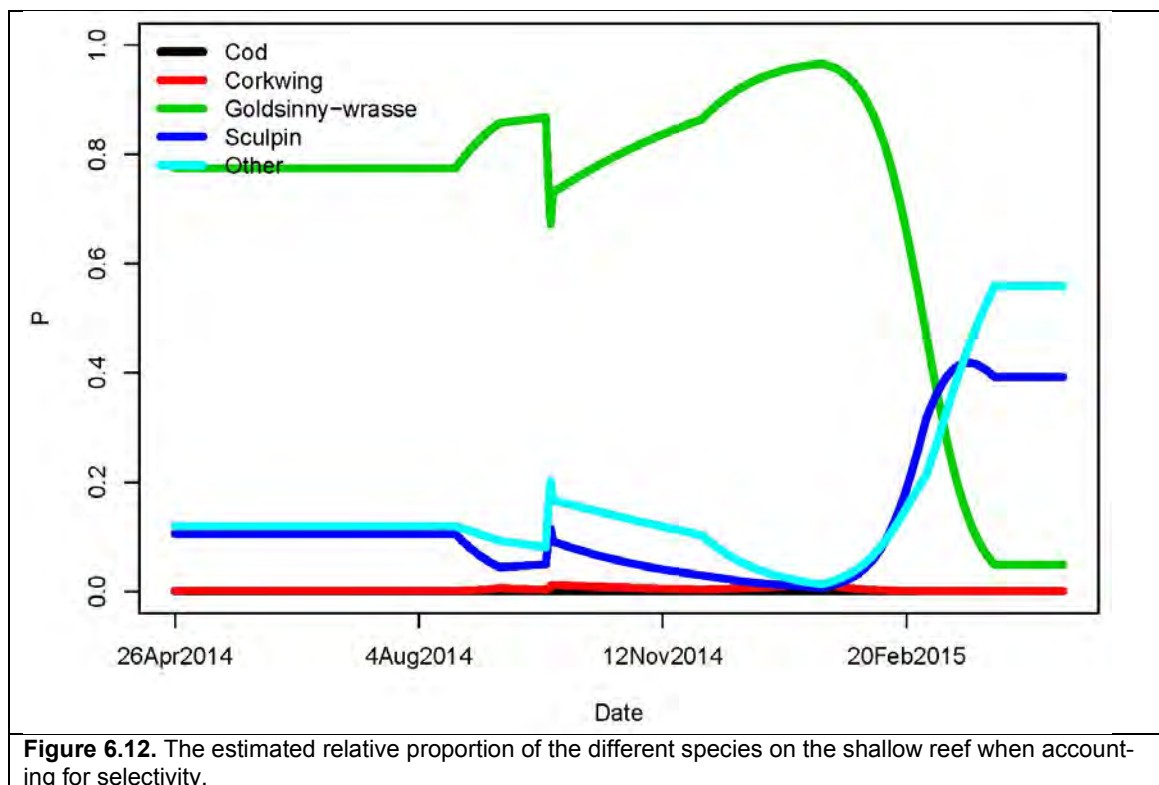
Again the multivariate logistic transformation is used. A 4-dimensional process (α_t) is constructed. The process is intended to describe the true probabilities (on a transformed scale). It is assumed to follow a multivariate random walk like the simpler model. For all mesh sizes m except the the smallest size (which is assumed to be non-selective) additional parameters are introduced $\log Q_m = (\log Q_{1m}, \log Q_{2m}, \log Q_{3m}, \log Q_{4m})$. These parameters will scale the selectivity amongst the species separately for each mesh size.

The transformation is then updated to:

$$p_{ij} = \exp(\alpha_{t,j} + \log Q_{jm}) / (1 + \sum \exp(\alpha_{t,j} \log Q_{jm})),$$

for the first four coordinates $j=1\dots 4$, and finally $p_{i5}=1-(p_{i1}+\dots+p_{i4})$.

The updated proportions becomes:



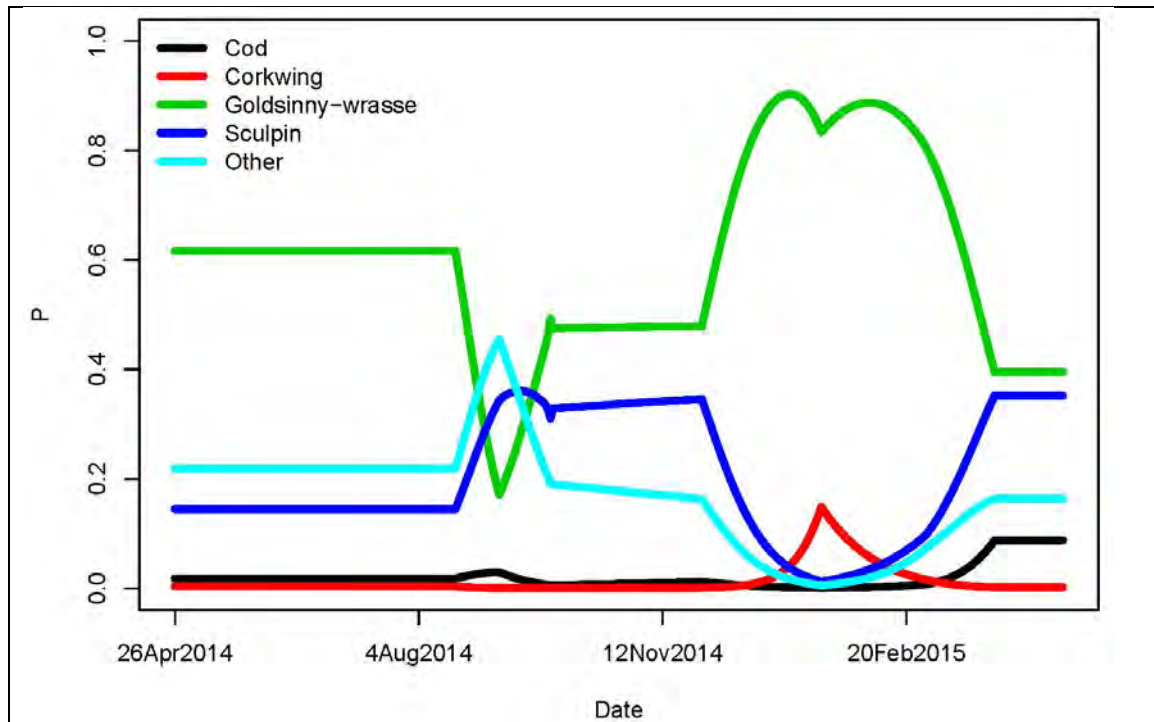


Figure 6.13. The estimated relative proportion of the different species on the deep reef when accounting for selectivity.

Appendix B: TMB and R code for the basic model

Included here is a basic example of the implementation of the basic model. The full code splits into low and deep and optional takes account of selectivity, but this example is included to illustrate the principle. The cpp file computes the negative log likelihood function, and the R file calls the compiled cpp file and carries out the minimization.

R file:

```
library(TMB)
source("reshape.R") # sets up data in suitable format
load("data.RData")
compile("mvrw.cpp")
dyn.load(dynlib("mvrw"))

param <- list(
  transf_rho=0.1,
  logsds=rep(0,dim(data$obs)[1]-1),
  u=matrix(0,nrow=nrow(data$obs)-1, ncol=length(data$times))
)

obj <- MakeADFun(data,param,random="u",DLL="mvrw")
obj$fn()
obj$gr()
opt<-nlminb(obj$par,obj$fn,obj$gr)

# not needed but convenient.
pl <- obj$env$parList()
rep<-obj$report()
jointrep<-sdreport(obj, getJointPrecision=TRUE)
sumup<-summary(jointrep)
names<-rownames(sumup)
est<-sumup[,1]
std<-sumup[,2]
#allsd<-sqrt(diag(solve(rep$jointPrecision)))
#plsd <- obj$env$parList(par=allsd)

P<-t(matrix(est[names=="P"],nrow=nrow(data$obs)))
Psd<-t(matrix(std[names=="P"],nrow=nrow(data$obs)))

names<-c("Cod","Corkwing","Goldsinny-wrasse","Sculpin","Other")
```

Cpp file:

```
#include <TMB.hpp>
/* Parameter transform */
template <class Type>
Type bound(Type x){
  return Type(2)/(Type(1) + exp(-Type(2) * x)) - Type(1);
}

template <class Type>
Type square(Type x){
  return(x*x);
}

template <class Type>
vector<Type> a2p(vector<Type> x){
  int n=x.size();
  vector<Type> p(n+1);
  vector<Type> expx=exp(x);
  Type psum=0;
  for(int i=0; i<n; ++i){
    p(i)=expx(i)/(Type(1)+sum(expx));
    psum+=p(i);
  }
  p(n)=Type(1)-psum;
  return(p);
}

template<class Type>
Type objective_function<Type>::operator() ()
{
  DATA_VECTOR(times)
  DATA_IVECTOR(timeidx)
  DATA_ARRAY(obs); /* stateDim x (timeSteps+1) */
  PARAMETER(transf_rho);
  PARAMETER_VECTOR(logsds);
  PARAMETER_ARRAY(u); /* State */
  int timeSteps=times.size();
  int stateDim=obs.dim(0)-1;
  Type rho=bound(transf_rho);
  vector<Type> sds=exp(logsds);
  array<Type> P(stateDim+1,timeSteps);
  matrix<Type> cov(stateDim,stateDim);
  for(int i=0;i<stateDim;i++)
    for(int j=0;j<stateDim;j++)
      cov(i,j)=pow(rho,Type(abs(i-j)))*sds(i)*sds(j);
  using namespace density;
```

```

MVNORM_t<Type> neg_log_density;
/* Define likelihood */
Type ans=0;
for(int i=0;i<timeSteps;i++){
  P.col(i)=a2p(vector<Type>(u.col(i)));
}
for(int i=1;i<timeSteps;i++){
  neg_log_density.setSigma(square(times(i)-times(i-1))*cov);
  ans+=neg_log_density(u.col(i)-u.col(i-1));
}

for(int i=0;i<obs.dim(1);i++){
  ans-
  =dmultinom(vector<Type>(obs.col(i)),vector<Type>(P.col(timeidx(i))),true);
  //a2p(vector<Type>(u.col(timeidx(i))),true);
}
ADREPORT(rho);
ADREPORT(P);
return ans;
}

```

Projekt Revfisk

Arbejdsopakke 7: Stenrevs placering og udformning

Flemming Møhlenberg (AP leder), Flemming Thorbjørn Hansen, Thomas Uhrenholdt, Xerxes Mandviwalla (DHI)

Maj 2015

Indhold AP7

Resumé	196
1. Introduction	198
1.1 ABM – Agent-Based Model of juvenile cod on Hatter Barn	198
1.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs	199
1.3 CFD model of a mesocosm experiment	199
1.4 Overview of numerical models applied	199
2. Methods	202
2.1 Hydrodynamic modelling	202
2.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs	203
2.3 Agent-based model	204
2.3.1 Correlated Random Walk	206
2.3.2 Diurnal migration	206
2.3.3 Territorial behavior and home range	208
2.3.4 Rest duration and frequencies	210
2.3.5 Agents response to currents	210
2.3.6 Vertical adjustment	211
2.3.7 Combining movement behaviors	211
2.3.8 Agent Based Model parameterization	212
2.4 CFD model of mesocosm experiment	213
2.4.1 Geometry and Modelling Objective	213
2.4.2 Geometries	215
2.4.3 CFD Model	216
3. Results	217
3.1 Hydrodynamic model	217
3.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs	219
3.3 Agent Based Modelling of juvenile cod	221
3.4 CFD model of mesocosm experiment	225
4. Discussion	227
4.1 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs	227
4.2 Agent Based Modelling of juvenile cod	228
4.3 CFD model of mesocosm experiment	229
4.4 Conclusion	229
Tak til	230
References	231

Resumé

Arbejdspakkens overordnede formål var i) at beskrive nøglefiskearters adfærd under varierende forhold omkring et stenrev med det sigte at kunne prioritere restaureringsindsats til ophjælpning af fiskebestande og ii) at udvikle en model der kan beskrive detaljerede strømningsmønstre omkring test-stenrev, der sammen med resultater fra AP5 'Præferencer og interaktioner' om fiskenes adfærd kan identificere de fysiske strukturer og udformninger af stenrev der bedst tilgodeser funktioner som gyde- og opvækst områder.

Arbejdspakkens overordnede formål opfyldes ved:

- I. Numerisk modellering af juvenile udvalgte nøglefisks adfærd (antageligt torsk og en eller flere læbefisk arter) i et revområde med en variation af habitattyper (fx dybde, dække af makroalger, substrat).
- II. Analysere usikkerhed og sensitivitet af modelresultater ved at variere kritiske modelparametre.
- III. Undersøge betydning af udformningen af stenrev for det samlede revområdes værdi som opvækstområde.
- IV. Detaljeret modellering af strømningsfelter omkring stenrev (input til aktiviteter beskrevet i AP 5 "Præferencer og Interaktioner").

ABM modellen blev opbygget så den kunne beskrive bevægelsesadfærden af juvenile torsk (i størrelsen 4-30 cm) baseret på en række regler der blev defineret på baggrund af resultater fra en lang række undersøgelser (**Tabel 7.1**). De mange regler – flere end 30 (fx territorial adfærd – store individer skræmmer mindre individer væk når komfortzonen overskrides) - blev anvendt hierarkisk i modellen. ABM modellen blev anvendt på Hatter Barn revet over en periode på 6 måneder med metrologiske og hydrodynamiske forhold som i 2011. Den bagvedliggende hydrodynamiske model var forinden kalibreret mod målinger af salt, temperatur, vandstande etc. i nærområdet. Agenterne (de juvenile torsk) blev ved modelleringens start fordelt tilfældigt i revområdet og deres position logget ved hvert af modellens tidsskridt (1 min). Et eksempel på torskenes rumlige fordeling initialt, dag 2 (nat og dag) samt dag 5 (nat) er vist i **Fig. 7.29**. En oversigt af den gennemsnitlige fordeling i 3 forskellige sæsoner (april-maj, juni-juli og august-september) er vist i **Fig. 7.32**. Alle resultater viser at de juvenile torsk primært opholder sig på den nordvestlige kant af den centrale del af Hatter Barn revet og på det sydligt beliggende del af revet. I modellen foretrækker torskene områder med store dybdegradienter, således at de hurtigt kan foretage døgnvandring mellem de dybe områder og de algebevoksede områder på toppen af revet. ABM parameteriseringen blev udviklet før data fra de akustiske undersøgelser af torskenes aktivitet og placering på Hatter Barn (AP4) var tilgængelige. Selv om der ikke var fuldstændig overensstemmelse mellem torskenes fordeling i de to vidt forskellige undersøgelser så var tendensen dog den samme; begge viser at de mest besøgte områder er det centrale rev med store dybdegradienter og at torskene kun i mindre grad opholder sig på de lavvandede områder.

Med udgangspunkt i den højopløselige hydrodynamiske model for Hatter Barn blev det undersøgt, hvordan tre rev med forskellig udformning påvirkede de bundnære strømforhold, og derfor også de fysiske forhold som er vigtige for habitatkvaliteten for juvenile fisk. Revene blev "placeret" på det jævne 10 m dybe område syd for Hatter Barn og "opbygget" af 30 cm sten (størrelsen er bestemmende for revoerfladens ruhed og dermed for dannelsen af turbulent strømning). Revtype 1 blev arrangeret i en keglestub med en højde på 4 m, revtype 2 som en 600 m lang kam med en høj-

de på 1 m, og revtype 3 som tre individuelle keglestubbe af 1 m højde (**Fig. 7.6**). Der blev anvendt samme mængde "sten" – ca. 80.000 m³ – til hvert af revene. Revenes påvirkning af de bundnære (40-60 cm over bunden) strømforhold blev undersøgt ved at beregne ændringerne i strøm (hastighed og retning) i forhold til situationen uden rev.

Fælles for de tre typer rev så øgedes strømhastigheden på toppen(-e) af revene samt på siderne, mens strømhastigheden blev reduceret på både forside og bagside af revene med øget turbulens og modstrømning i læsiden (**Fig. 7.24-7.26**). Som forventet havde det høje rev (type 1) den største påvirkning af de absolutte strømhastigheder (positiv og negativ), men det var uventet at (habitat)arealer med signifikante ændringer (>10 % ændringer) var betydeligt større for revtype 1 med det mindste bundareal (foot-print). Især var arealet med "idvand" langt større ved revtype 1.

En af grundene til stenrevenes store produktivitet skyldes den rumlige og tidlige variation i strømforholdene – forhold som man ikke finder på den jævne bund. Revenes store produktion af potentiel fiskeføde skyldes optimale forhold for filtrerende dyregrupper (muslinger, sækdyr, mosdyr, svampe) der er afhængige af en stadig tilførsel af plankton. På revene sikres dette af høje hastigheder. Fiskenes udnyttelse af revenes store fødeproduktion er betinget af at de i perioder med stærk strøm kan opholde sig i områder med svag strøm (som i revenes læside), men også at der er perioder med svag strøm som muliggør at de kan fouragere i de produktive områder uden at blive udsat for voldsomt strømpres. Baseret på strømstatistik udtrukket af Hatter Barn modellen (**Fig. 7.35**) er hastighederne på revenes sider under 10 cm/s i 25 % af tiden. Dette er antagelig tiltrækkeligt for en effektiv fouragering. De stille perioder opstår især i forbindelse med tidevandets strømskifte. Med de forbehold den nødvendigvis må tages ved denne type undersøgelser så indikerer modeløvelsen med de tre revtyper, at under forhold som ved Hatter Barn vil reetablering af et rev med optimale betingelser for juvenile fisk bedst løses ved at bygge i højden i stedet for i bredden. Dette forhold understøttes også af ABM resultaterne.

Som støtte til AP 5 blev der etableret en højopløst (cm-skala) fluid-dynamisk model (CFD) af forsøgstanken opstillet på Den blå Planet for at beskrive strømmønstre og undersøge, hvordan forskellig placering af stenrev og andre påtrykte randbetingelser (net, pumpeplacering) påvirkede strømforholdene i tanken (**Fig. 7.20**). Eksempler på 2- og 3-dimensionale strømningsmønstre er vist i **Fig. 7.33** og **7.34**.

1. Introduction

Structures in the sea, such as artificial or natural reefs have the potential to attract and concentrate fish and to act as potential means to enhance fish recruitment. Whether they only act to attract and aggregate fish or act to increase production and recruitment is, however, a subject of debate and has been so far for more than three decades. Besides the physical protection of coastal erosion and preventing trawling, the reefs may act as “recruitment boosters” –, and it is essential to consider how their design affects the productive capacity and how reconstructed reefs can be designed to maximise the enhancement of important exploitable species such as cod.

Past published experience is inconclusive; reef size, layout and structure affects species abundance (Borntrager & Farrell 1992), large reefs support high fish biomass, but it may be composed of large but few individuals (Pickering & Whitmarsh 1997) or conversely, greater densities of fish on smaller artificial reefs have also been reported (Bohnsack et al. 1994). The height of a reef, relative to water depth, can also influence abundance and diversity. In temperate waters, diversity has been shown to be greater on low-relief artificial structures than on natural structures (Ambrose & Swarbrick 1989), but in contrast on high-relief reefs a greater diversity was found on natural reefs than on artificial reefs (Burchmore et al. 1985).

In AP-7 the importance of location, placement and physical design of reefs were studied using an engineering approach by developing, testing and applying numerical models focussing on juvenile cods behaviour on an existing reef (ABM), comparing hydrodynamic features of different type of reefs (Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs) and characterization of fine-scale flow patterns in an experimental mesocosm (CFD model).

1.1 ABM – Agent-Based Model of juvenile cod on Hatter Barn

The number of studies applying ABM in the field of fish behavior ecology is limited. Although ABM has been applied in a number of fish behavioral studies in the past in both marine and freshwater ecosystems (Goodwin et al. 2001, Hölker and Breckling 2002, van Nes et al. 2002, Humston et al. 2004, Goodwin et al. 2006, Saul et al. 2012, Rose et al. 2013, Watkins et al. 2014), the number of studies are few compared to analogous studies within terrestrial ecology, where animal behavior models have been widely used (e.g. Grimm and Railsback 2005, Railsback and Grimm 2011). A likely reason is that telemetry data of fish movement is relatively scarce and often only captures movement behavior at a low temporal and spatial resolution. As telemetry methodologies for fish improves the need for applying methodologies that mimics individual behavior, such as ABMs, will grow.

Utilization of stone reefs by juvenile Atlantic cod as nursery areas depend on various factors such as food availability, presence of predators, shelter provided by macroalgae, vicinity of deeper water for daytime migration, and import of settling larvae originating from spawning areas. The relative importance of these factors depends on the ontogenetic stage and inter- and intraspecific behavior the cod and other species (Link & Garrison 2002, Otterlei et al. 2002, Ottersen et al. 2014), while the overall physical and biological dynamics controlling the factors is related to the location, size and shape of a given stone reef.

In WP7 we demonstrate how ABM techniques can compile various behavioural traits into a mechanistic model. We then use this model to explore how the interaction of behaviour and environment may explain the spatial and temporal distribution of juvenile cod on a stone reef. The compilation of available knowledge into a mechanistic model will also facilitate the identification of knowledge gaps necessary to address a better understanding of the determining factors of distribution of juvenile cod on existing and re-established or new stone reefs.

1.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs

When a (new) structure such as an artificial reef or a reconstructed reef is established on the seabed, the presence of the structure will change the flow pattern locally and in its neighbourhood. This may lead to local increases in the current speed, the development of vortices and generation of turbulence and increased mixing as the flow is partially diverted around or above the structure (Seaman & Jensen 2000). Such local changes in flow pattern may be beneficial to filtering epifauna increasing their access to food, increase habitat suitability for epibenthic macrofauna (Howard & Nunny 1983, Zhang and Sun 2001), for fish such as cod, but higher bed shear stress can increase risks for scour around the reef structure. Hence, prior to planning the (re-)establishment of reefs physical conditions and hydrodynamic changes should be examined prior to final choice of site and design.

1.3 CFD model of a mesocosm experiment

Pelagic and demersal fish commonly experience unsteady flows and hydrodynamic perturbations associated with physical structures in the sea such as around reefs. To reduce energy expenditure during high flow conditions reef-associated fish either seek shelter (to escape excessive flow-pressure and predators), migrate to the wake zone of the reef or they can use the high-pressure, reduced-flow bow wake zone in front of the reef (Liao et al. 2003; Liao 2007).

Detailed (cm-scale) flow fields around reef sections are traditionally solved by employing finite volume method (FVM) model simulations or using particle image velocimetry (PIV) measurements. In WP7 CFD modelling was carried out to support flow characterisation in tank experiments carried out in WP5. CFD is a high fidelity flow analysis and hydrodynamic performance estimation tool. It is extensively used for flow visualization, resistance prediction and as tool to assist in structural designs. In WP7 CFD was used to visualize flow patterns in the mesocosm tank (WP5).

The overarching aim of work package 7 was to study how the design of stone reefs can enhance fish recruitment. For this purpose four specific aims were defined:

1. “Hydrodynamic modelling” of fine scale currents on Hatter Barn stone reef and provide details on hydrodynamics in the area around Hatter Barn regarding statistics of salinity, temperature and current speed as GIS maps (input to WP4 and WP6).
2. “Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs”. Development of model tools for prioritizing the optimal design and shape of stone reefs in relation to habitat restoration and improve habitat conditions for important fish stocks such as Atlantic cod.
3. Development of an “Agent Based Model (ABM) of juvenile cod” and apply the model on Hatter Barn to support “The utilization of stone reefs by fish” (WP5). In the ABM development activity knowledge gaps are identified regarding behavior of juvenile Atlantic cod to strengthen further application of such type of models in future reef restoration efforts.
4. Develop and apply a high resolution Computational Fluid Dynamic (CFD) model of current field around stone reefs established in a 10 m³ flow tank. Experimental layout, routines and results are coordinated with WP5.

1.4 Overview of numerical models applied

Numerical models constituted the back-bones of all work carried out in WP7. Three types of models were applied ranging in spatial resolutions from 100 km (covering inner Danish waters) providing hydrodynamic boundary conditions for (a) a coupled hydrodynamic-Agent-Based Model of juvenile cod behaviour on Hatter Barn (20 to 500 m horizontal resolution) and (b) hydrodynamic characterisation of three different reefs established on a 10 m plain south of Hatter Barn. In addition, a high-resolution (cm-scale) CFD model was established for a 5 m mesocosm tank (to support interpretation of behav-

journal studies with juvenile cods and wrasses). The tank study was carried out at The National Aquarium Denmark, Den Blå Planet (see WP5).

Well-calibrated hydrodynamic models are vital for any computations of transports, mixing, exchange processes in the sea but also constitute the foundation for Bio-Geo-Chemical (“Ecosystem”) models. In the present study the MIKE 3-dimensional Hydro Dynamic Flexible Mesh (Mike 3 HD FM) modelling system to provide boundary data (water level, salinity, temperature, current speed) for the much finer scale MIKE3 HD FM model covering the Hatter Barn (**Fig. 7.1**). After calibration, the Hatter Barn hydrodynamic model was used to force the conditions (e.g. current speed and direction) required for characterizing hydrodynamic changes after establishing three stone reefs with different layouts and by the ABM to simulate the behavior of juvenile cod on Hatter Barn.

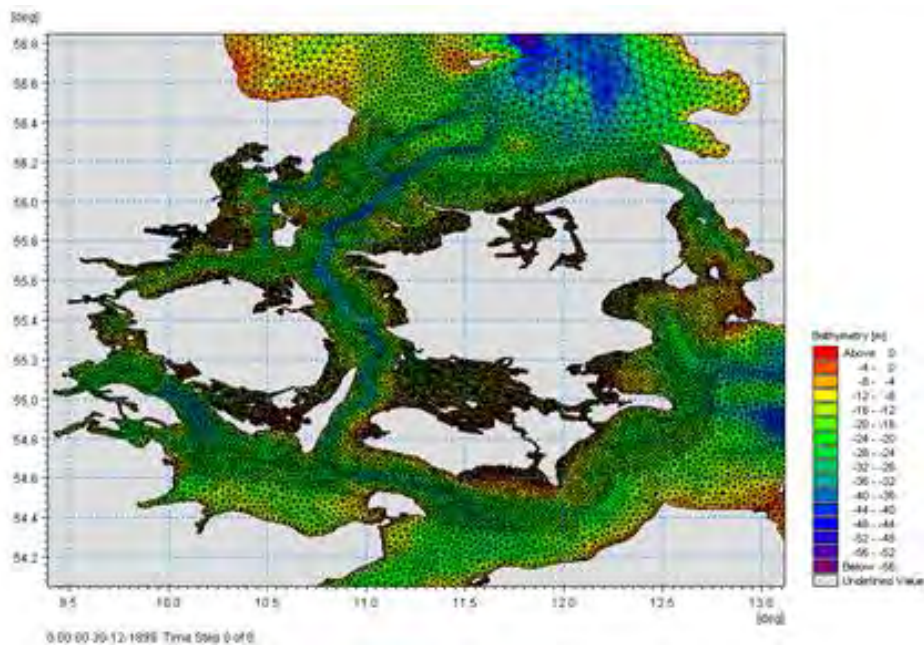


Figure 7.1. Coverage and spatial resolution of MIKE-3 HD FM model for inner Danish waters

The domain for the hydrodynamic and ABM study covers the immediate neighborhood of Hatter Barn as indicated in **Figs. 7.2** and **7.3** with depth ranges from less than 10 m to depths exceeding 40 m. A previous study on Hatter Barn using data acquired through side-scan sonar indicated substrate in terms of rugosity index representing hard bottom substrate (**Fig. 7.4**). For further details on Hatter Barn see Dahl et al. (2011).

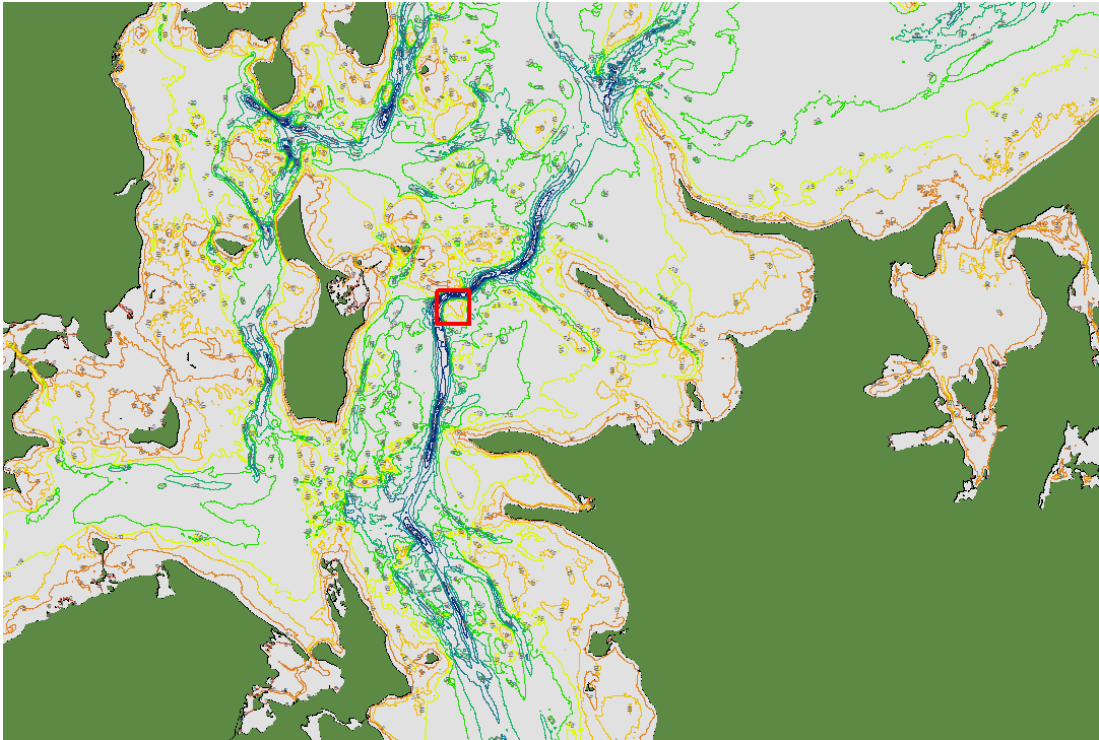


Figure 7.2. The extend of the Hatter Barn model area covered by hydrodynamic model (red square) located between Samsø and Sejerø.

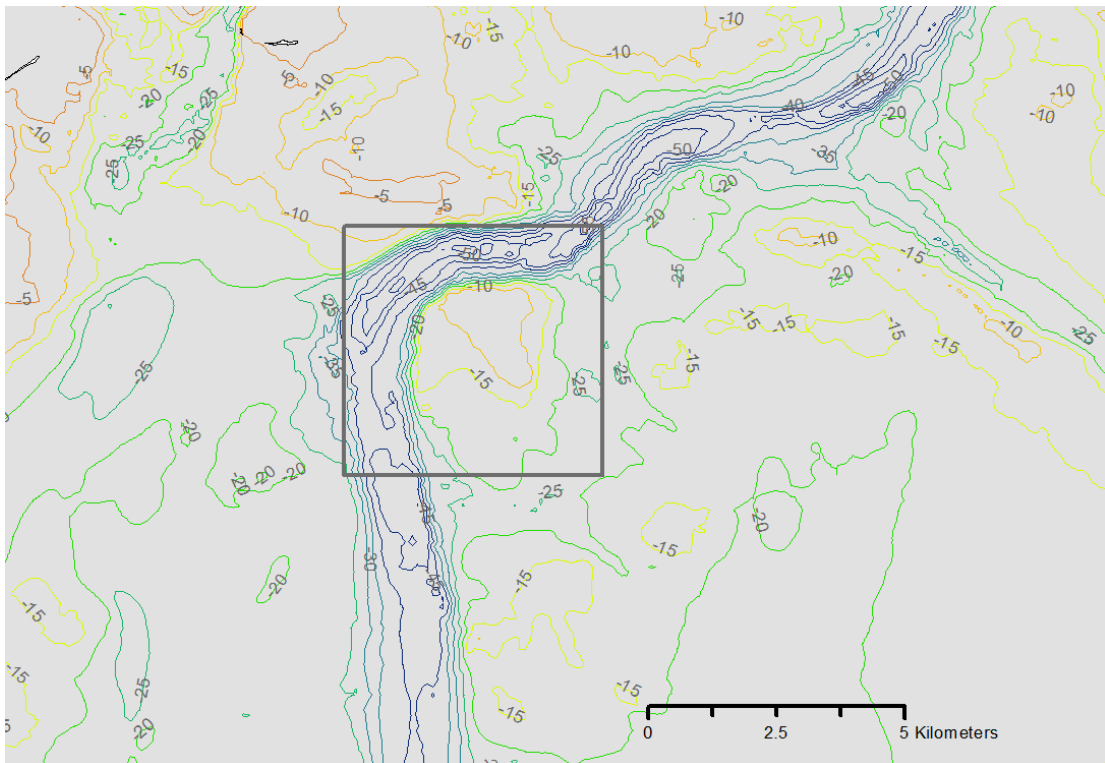


Figure 7.3. Bathymetry of the model area (black square) of Hatter Barn indicated by 5 meter depth curves.

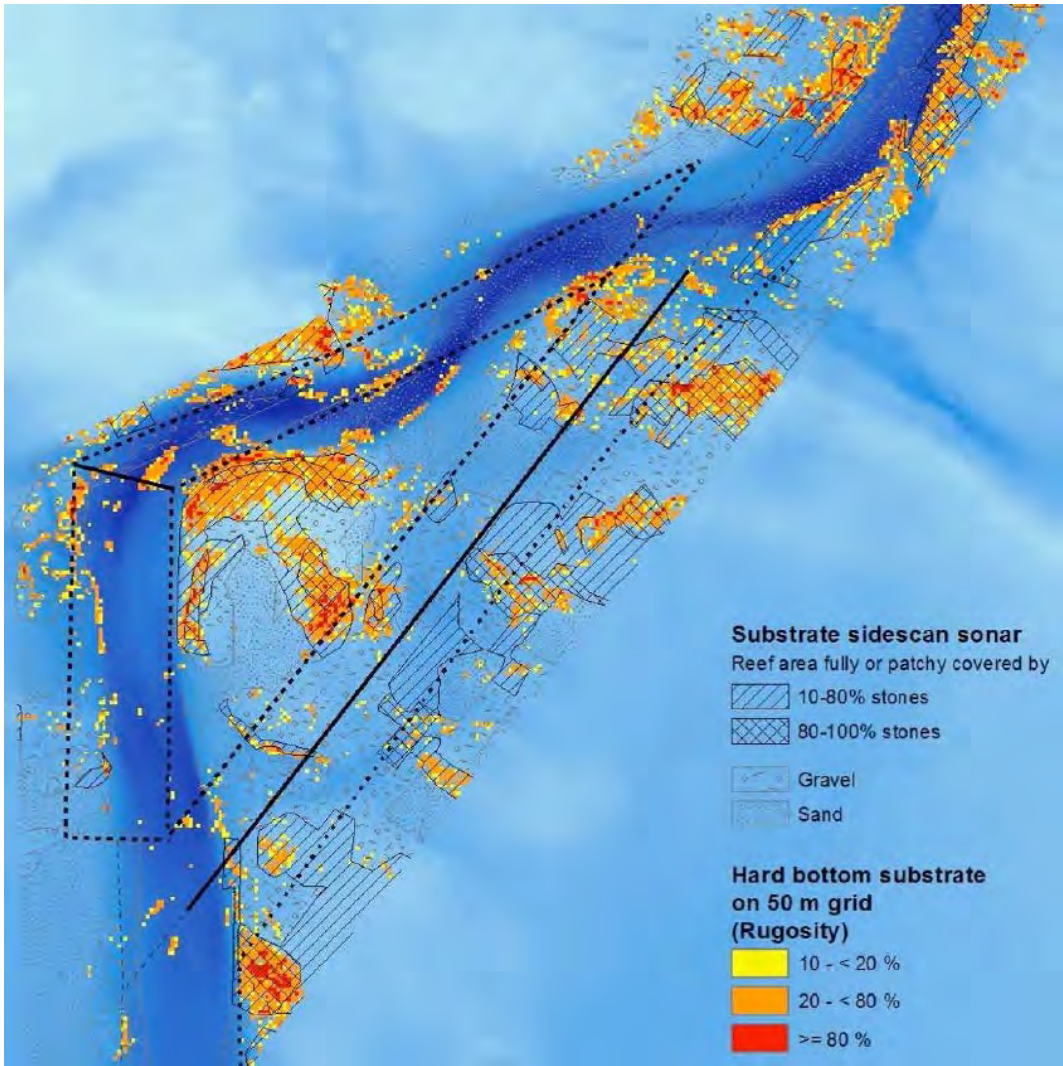


Figure 7.4. Comparison of the areas with 10-80 % and ≥ 80 % hard bottom substrate detected with side scan sonar and a rugosity index (for details see Dahl et al. 2011).

2. Methods

2.1 Hydrodynamic modelling

The fine-scale model focusing on Hatter Barn covers an area of $10 \times 11 \text{ km}^2$ centered on the reef and also includes the deep channel N and W of the reef and parts of the Samsø Belt in general. The 3D model has a horizontal resolution of 20-50 m at the reef and up to 500 m outside the reef. The vertical resolution is 1 m (**Fig. 7.5**). The model bathymetry is based on data delivered by Geo-DataStyrelsen.

The model is based on the MIKE 3 HD FM modelling system encompassing the numerical solution of the 3D incompressible Reynolds averaged Navier-Stokes equations invoking the assumptions of Boussinesq and of hydrostatic pressure. Thus, the model consists of continuity, momentum, temperature, salinity and density equations and it is closed by a turbulent closure scheme.

A total of six months from April to September 2011 were modeled. The model is forced by time-varying meteorological fields (wind, air pressure, air temperature, humidity, cloudiness) ob-

tained from StormGeo and by dynamic boundary conditions (water level, currents, salinity and water temperature) from DHI's operational models covering the inner Danish waters (**Fig. 7.1**).

The output consists in simulated spatially and temporally varying fields of water level, current speed and direction, salinity, water temperature, density and other variables during the model period.

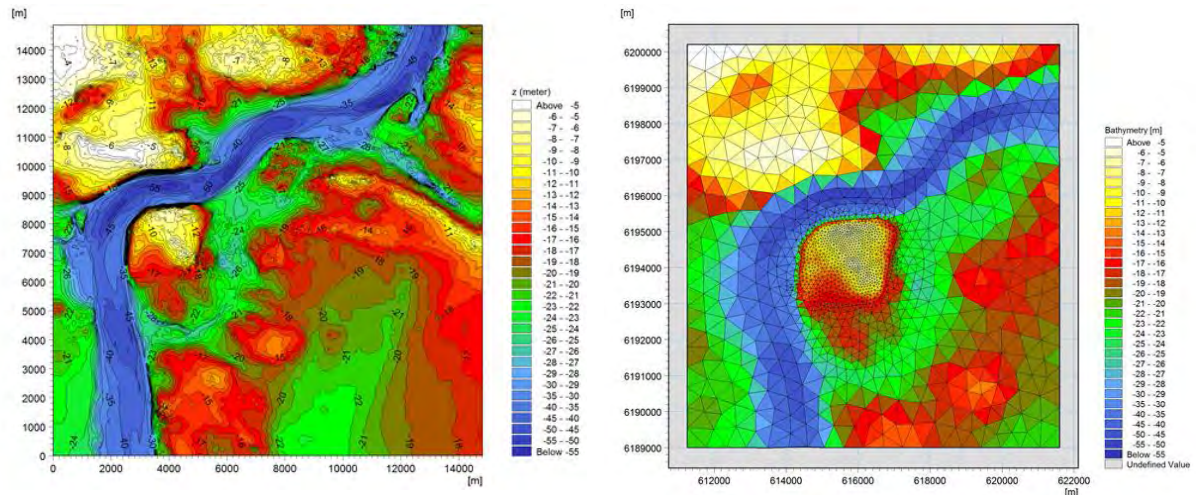


Figure 7.5 Bathymetry (5 m resolution) of Hatter Barn model area (left) and MIKE 3 HD FM model mesh (right).

2.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs

In WP7 we made an initial attempt to predict changes in near-bed hydrodynamic conditions following establishment of three different reef designs. The reefs were established in connection to the Hatter Barn and implemented in the hydrodynamic model by placing a volume of ca. 80,000 m³ boulders in three different configurations (scenarios) on the 10 m depth plain south of Hatter Barn (**Fig. 7.6**):

1. scenario 1 was implemented as a steep “cone” extending 4 m above the plain at 10 m depth (**Fig. 7.6** upper right)
2. scenario 2 was implemented as a 5-600 m long ridge extending 1 m above the plain (**Fig. 7.6** lower left)
3. scenario 3 was implemented as three individual shallow cones extending 1 m above the plain (**Fig. 7.6** lower right)

The effect on the three different reef layouts on hydrodynamic conditions was examined by quantifying changes in current speed and direction, and change in salinity as a proxy for vertical mixing.

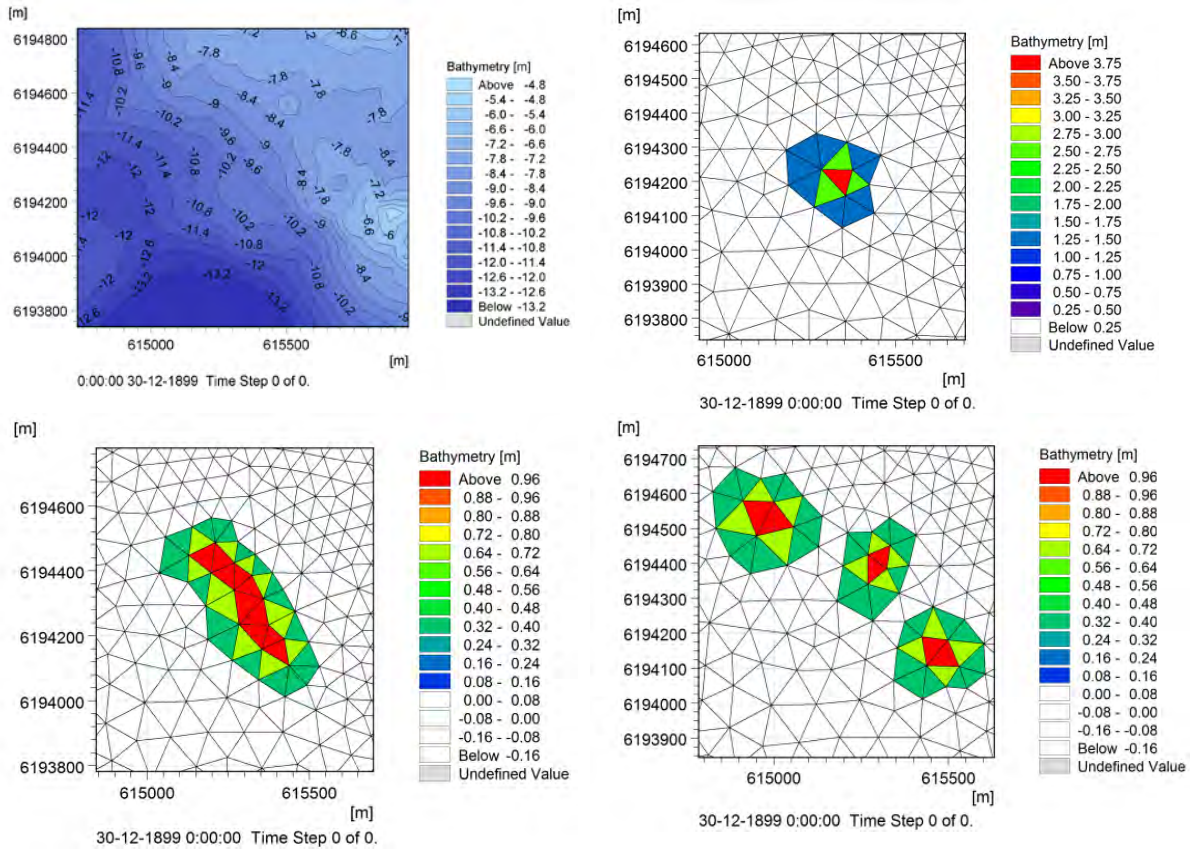


Figure 7.6 Local bathymetry of reference model (top left) and corresponding absolute differences between scenarios and reference ($Bathy_{scen} - Bathy_{ref}$); scenario 1 (upper right), scenario 2 (lower left), scenario 3 (lower right).

2.3 Agent-based model

We applied a relatively simple approach in order to provide a generic framework for ABM of juvenile cod. The modelling framework consists of a basic movement mechanism capturing both stochastic movement patterns as well as more directional behavior. For this type of movement we apply a simple correlated random walk (CRW) model. To account for distinct movement behaviors apart from CRW we add biases and hierarchical behavior choice representing individual responses to environmental cues. The modelling framework comprises:

- Correlated random walk
- Diurnal migration
- Territorial behavior and home range
- Rest duration and frequencies
- Agents response to currents
- Vertical adjustment
- Combining movement behaviors

The parameterization of the ABM was based on available literature studies. Values are listed in **Table 7.1**. The validity of model predictions was checked by comparing model results to the acoustic telemetry tagging of cod in WP4. In the following paragraphs we present the background and argumentation for the parameterization of the model.

Table 7.1. Applied ABM parameters used for simulating juvenile cod migration and distribution.

Parameter	Description	unit	value
RASF_Scale	Scaling parameter controlling the size of the restricted search radius		5
CRW_MODULE			
SWspbl	Swim speed as bodylength per sec	bl/sec	1
p	CRW DIR shape parameter (0-1)		0.8
MDmean	MDmean, move duration MEAN	min	30
MDvar	MDvar, move duration VARIANCE	min	100
RDmean	RDmean, rest duration MEAN	min	10
RDvar	RDvar, rest duration VARIANCE	min	10
TERRITORY_BEHAVIOR_MODULE			
AVspbl	Avoidance speed	bl/sec	2
Pte	Probability of establishing a territory as a function of macro-algae or hard bottom coverage, per time step		0.5
PTeCof	Exponent coefficient of Territorial Probability		1
aTe	Coefficient a - Territorial radius as function of length		0.17
bTe	Coefficient b - Territorial radius as function of length		0.2
DIURNAL_MIGRATION_MODULE			
MIGDUi	Light threshold for initiation of DUSK migration		0.2
MIDUduration	Duration of dusk migration periode	min	120
MDUp	Migration at DUSK probability	1/timestep	1
MIGDAi	Light threshold for initiation of DAWN migration		0.01
MIDAduration	Duration of dawn migration periode	min	120
MDAp	Migration at DAWN probability	1/timestep	0.07
dmaxopt	Optimal depth threshold for DAY foraging/encampment in deeper waters	m	30
dminopt	Optimal depth threshold for NOCTAL foraging/encampment in shallowwater	m	10
TeHOMEdist	Distance to centre of territory considered home	m	50
HYDRAULIC_DRIFT_MODULE			
vcspON	Include vertical current speed (on/off 1/0)		0
hcspON	Horizontal current speed (on/off 1/0)		1
VERTICAL_MOVEMENT_MODULE			
vswspmax	Maximum downward swimming speed	m/s	0.1
CURRENT_RESPONSE_MODULE			
hcspmax	Max current speed for fish attraction	m/s	0.15
hcspmin	Minimum current speed for fish attraction	m/s	0.05
RESULTING_MOVEMENT_MODULE			
pbiasDM	Bias strength 0-1 Diurnal Migration		0.5
pbiasCR	Bias strength 0-1 Current Respons		0.2

2.3.1 Correlated Random Walk

Different types of random walk models including random walk (RW), correlated random walk (CRW) and biased-RW/CRW have been proposed by many studies of animal behavior including marine mammals (e.g. McClintock et al. 2012, Nabe-Nielsen et al. 2013) and fish (Heithaus et al. 2002, Kadota et al. 2011). McClintock et al. (2012) proposed a general modelling framework for animal movement using multistate random walk models to distinguish between different movement behavior of grey seals such as foraging, exploration, milling etc. To potentially be able to adjust movement patterns to reflect different types of movement from pure (biased) random walk to various levels of (biased) correlated random walk, we here apply a simple CRW model proposed by Bartumeus et al. (2005):

$$CRW1_{DIR} = [HDIR] + 2 \cdot \arctan\left(\left(\frac{1-p}{1+p}\right) \cdot \tan\left(\pi \cdot \left(U_{RAND} - \frac{1}{2}\right)\right)\right)$$

$$CRW1_{SPD} = N(\mu_{CRW1}, \sigma_{CRW1})$$

where:

$CRW1_{DIR}$	Correlated random walk direction
$CRW1_{SPD}$	Correlated random walk speed
$HDIR$	The direction of the previous time step
U_{RAND}	Uniform random number between 0 and 1
p	Shape parameter between 0 and 1
μ_{crw1}	Average speed
σ_{crw1}	Variance speed

Correlated random walk formulations differ from pure random walk descriptions by having the previous movement vector of an agent to correlate with the next one. If p is set to 1 the movement will follow a straight line, while a value of 0 will result in a non-correlated random walk movement.

2.3.2 Diurnal migration

Tank experiments of habitat preferences of juvenile cod (7-13 cm and 17-28 cm length, respectively) showed that during daylight hours small juveniles preferred vegetated habitats (*Fucus*, *Zostera* and *Cladophora*) at all times over bare sand habitats, while larger juveniles were restricted to areas with *Fucus* cover (Borg et al. 1997). This indicates a stronger attraction to vegetation by small juveniles probably because of a greater need for cover from predators. During night time there was no affinity for vegetation. Grant and Brown (1998) suggests that diurnal feeding activity among 0 age juvenile cod, dwelling at the bottom during night and feeding on plankton etc. in the water column during day was tightly related to presence of predators (e.g. 1+ age cod).

Juvenile coastal cod demonstrate diurnal variation in horizontal habitat preferences as they stay in deeper waters during the day and more shallow waters during the night resulting in diurnal migration of 100 meters or more (**Fig. 7.7**) (Cote et al. 1998, Pittman and McAlpine 2003).

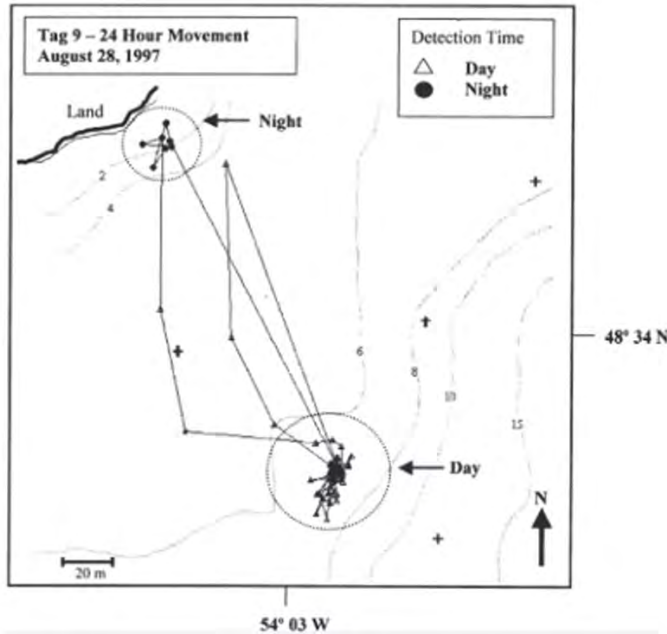


Figure 7.7. Temporal trace of an individual Atlantic cod for a 24 hour period off Newfoundland August 1997 (Cote et al. 1998).

Survey on Læsø Trindel including tagging of juvenile cod (30 cm) found a significant diurnal behavior of fish occupying the reef during night, and between half and two thirds of the fish leaving the reef during the day presumably moving to deeper waters (**Fig. 7.8**) (Dahl et al. 2009).

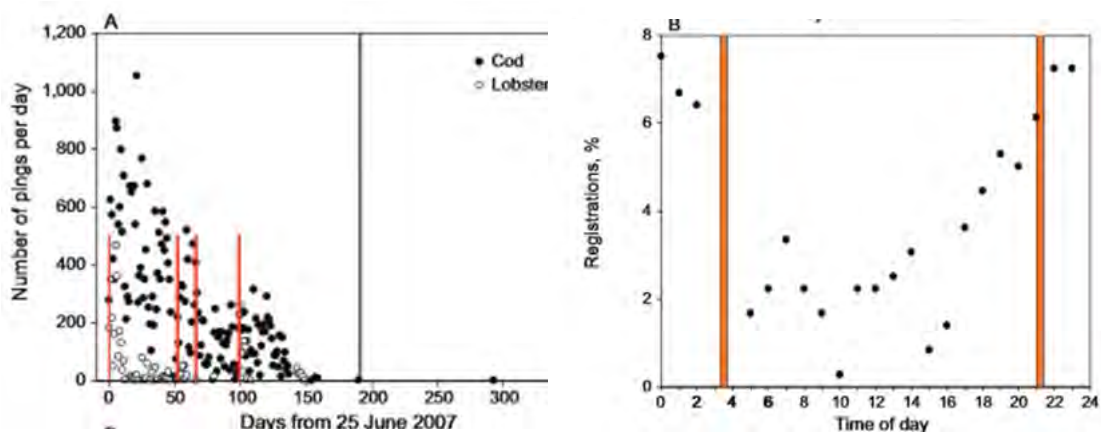


Figure 7.8. Acoustic tagging of cod (filled circles) and lobster (empty circles) from survey on Læsø Trindel (Dahl et al. 2009).

Based on these studies diurnal migration of cod is implemented in the ABM as triggered by light thresholds at dawn and dusk, respectively. During dusk at a given light threshold agents (i.e. cod) will start migration with a given probability per time-step. The duration of the migration period is set as user input and agents, who have not initiated migration within the migration period, will skip the migration until next time. The probability setting for initiation of migration controls e.g. the number of agents that will remain on the reef during night hours. Agents performing dawn migration will move towards deeper waters below a given depth threshold (alternatively this can be controlled by light, temperature or salinity thresholds or a combination of these), and remain there until dawn. Agents will return to the reef at dusk in a similar way. Direction of dusk migration is applied as biases to the CRW of 1, pointing at the last XYZ position of territorial behavior (see below); and pointing in the di-

rection towards shallow water until a an optimal depth is reached. This means that agents will return to previously visited sites moving towards more shallow water, and may select alternative suitable sites if such are encountered during the migration with a given likelihood.

2.3.3 Territorial behavior and home range

Tupper and Boutilier (1995) studied the home range behaviour of juvenile cod (4-20 cm length) on the shallow Back Cove reef, in Sct. Margarets Bay, Nova Scotia, and found strong correlation between fish length and area of home range around shelters (**Fig. 7.9**). As temperature decreased fish moved farther away and eventually all fish had left the reef at temperature of 5 °C during late autumn. Hence the observed site fidelity is only maintained during the first year and is lost before the winter. All fish exhibited a strong territorial behavior with largest fish controlling the largest territories and having the largest growth rates. Authors argue that the observed territorial behavior obviously does not exist on pure sandy habitats with no cover (where schooling or shoaling can be observed), and the degree of territorial behavior may differ significantly depending on habitat (e.g. seagrass, macroalgae, rubble etc.)

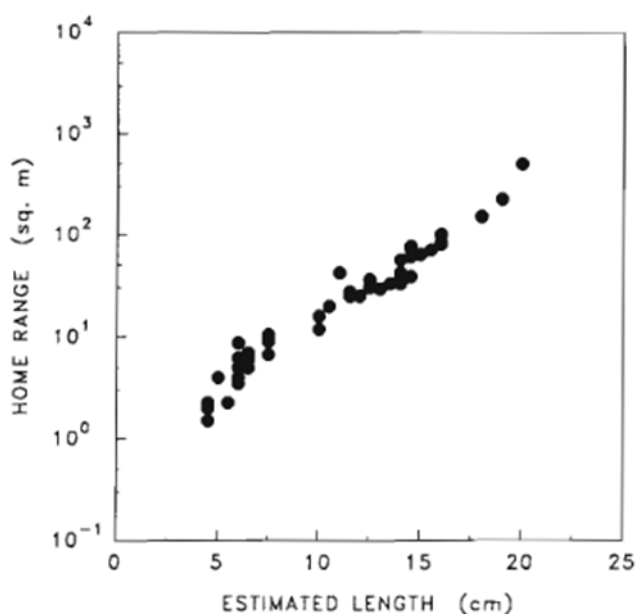


Figure 7.9. Relationship of home range size to length of 10 individual 0+ Atlantic cod measured at 2 weeks intervals from July to November 1992 (Tupper and Boutilier 1995).

Territorial behavior is implemented into the model depending on substrate so that an agent will exhibit territorial behavior only if present on a habitat with sufficient macroalgae cover and/or stone coverage. The principle of territorial behavior is shown in **Fig. 7.10**.

An invading agent (IA) is discovered by a defending agent (DA) if IA moves inside the territory of DA, i.e. if the distance between center of DA's territory and the location of IA is less than radius (R) of DA's territory which is assumed to be circular. Once IA is discovered, DA updates a state variable of IA with a value corresponding to direction (degrees) of escape away from DA. In the following time-step the IA will move away from the DA until it has reached a location outside the territory of DA when the IA is smaller than the DA. If a larger IA moves into the territory of a smaller DA and establishes a territory, the former DA will now be the IA and escape.

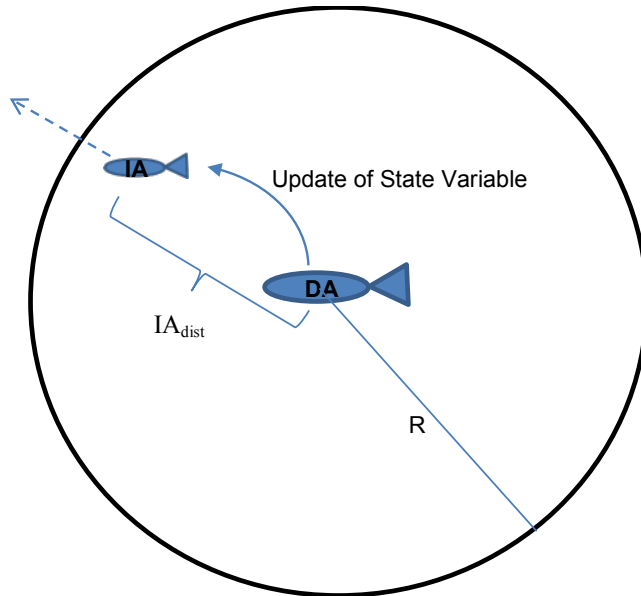


Figure 7.10. Territorial behavior as implemented in the ABM for juvenile cod. During night most agents (4-30 cm length) moves to the reef area. When larger agents find a center of territory, each agent will defend a territorial areas (defined by a radius) proportional to its body length. When an agent appear within the territory and the invading agent (IA) is smaller ($<$ body length-threshold) that the defending agent (DA), the DA will update a state variable in the IA triggering an escape behavior of the IA and move away from the DA center of territory.

The probability of discovery of the IA by the DA may depend on several factors:

- increase as the intruder gets closer to the center of DA's territory
- decrease as habitat fractality increases (due to reduced visibility range of DA)
- increase with temperature

The size of the territory is calculated as a simple exponential relation between fish length and radius of territory assuming a circular territory – a relationship derived from Tupper and Boutilier (1995). The area of territory and fish length for larval/juvenile cod between 4 and 30 cm is demonstrated in **Fig. 7.10**.

An example of simulation with 30 sec time-step and an initial even distribution of size classes from 4 to 15 cm are shown in **Fig. 7.11**. A total of 100 agents were released on the reef (20x40 m, red color) at one location. Agents were programmed to establish a center of territory immediately while on the reef and stayed there until discovered by a (larger) defender. To discover and respond to any invader, each agent searches for the nearest agent (if any) within the neighborhood of the territorial radius each time step.

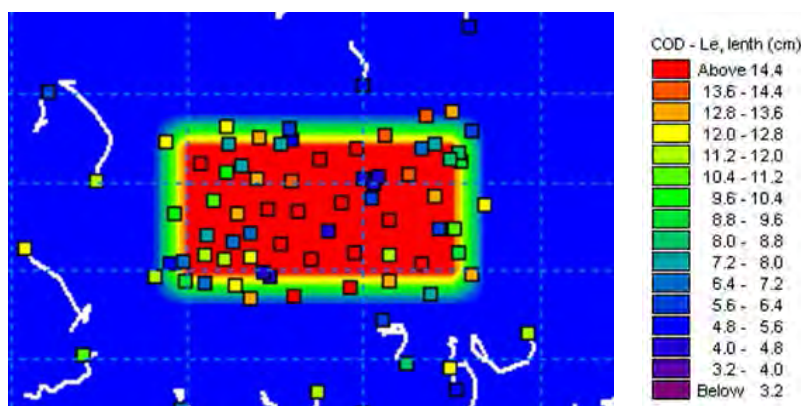


Figure 7.11. Test of territorial behavior mechanism in the ABM For juvenile cod. Colors of agents indicate body length of 4-15 cm. Background colors represent stone reef (red).

During territorial maintenance no movement was simulated, while during defender avoidance and outside the reef a swimming speed of 0.5 times body length per second was used (1 bl/sec

would be more appropriate but will require a smaller time step.) In this simple model the reef became fully occupied and divided into territories after approximately 2 hours. Excess, predominantly smaller, agents were forced away from the reef. By altering the probability of establishing a center of territory the ABM can be applied mimic all levels of behavior from behavior without any territoriality to strong territoriality for all individuals.

2.3.4 Rest duration and frequencies

Observation from the experimental study carried out at The National Aquarium Denmark, Den Blå Planet (WP 5) showed different levels of activity of cod. The activity level varied between individuals and as a response to diurnal cycle. Different behavioral patterns such as continued swimming activity as well as shorter or longer periods of inactivity on the bottom were observed.

Foraging behavior of juvenile cod (~30 cm length) on artificial reefs at offshore wind farm (scour protection) vary with peak activity in hours of sunrise and sunset (Reubens et al. 2013) (**Fig. 7.12**). Although such diurnal activity has been observed elsewhere, this is not always the case, and in general activity has been shown to be correlated to the activity and abundance of prey and presence of predators.

Observational data for juvenile cod behaviour specifically for Hatter Barn or other stone reefs were not available prior to building the model. Thus, the duration and frequency of rest were implemented in the ABM as user specified duration of resting periods (average \pm SD) and activity periods (average \pm SD). The same values were applied for the whole dial cycle. However, activity in terms of displacement per time unit will increase during dusk and dawn as consequence of migration behavior. How much diurnal behavior may contribute to the activity pattern observed in the North Sea is not clear.

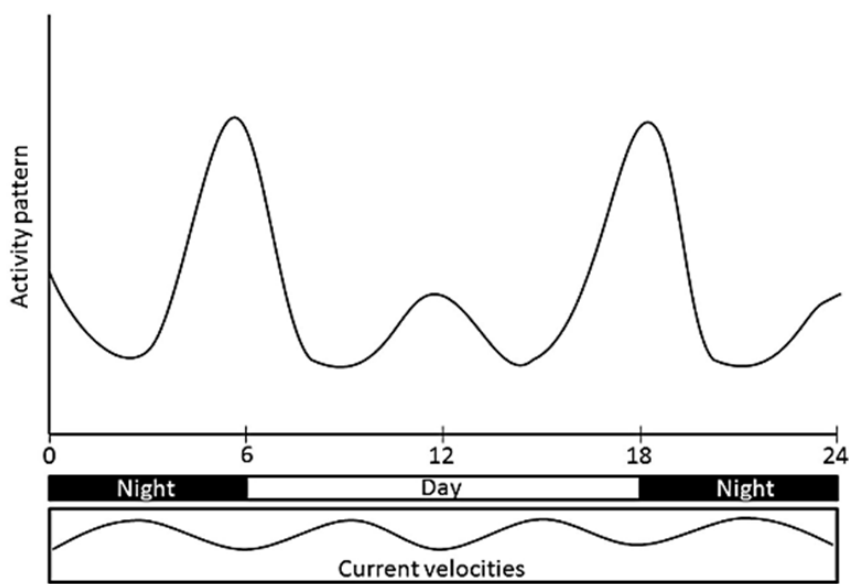


Figure 7.12. Conceptual representation of the diurnal activity patterns of Atlantic Cod at the artificial reefs at offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Time in hours on the x-axis, and activity level on the y-axis. (Reubens et al. 2013).

2.3.5 Agents response to currents

Hatter Barn is located between Samsø and Zealand on the edge of the deeper parts of the connection between the Great Belt and Southern Kattegat and is therefore is subject to high current veloci-

ties and velocity gradients in both space (vertical and horizontal) and time. The ability of agents to mimic cod behavior under highly variable current conditions must include some kind of response to current velocities. The experimental work carried out in WP5 showed consistent behavior of juvenile cod positioning themselves in parts of the mesocosm tank with relatively high current velocity especially during daylight they were able to maintain their position for considerable time, or to drift off and returning to previous or nearby positions with irregular frequency. Obviously the ability to maintain “height” in the current environment depends on the length and thus the maximum swimming speed of the fish. Large fish will be able to maintain their position in higher current velocities than smaller fish.

The considerations mentioned above constitute the basis for the ABM formulation. From the tagging study at Hatter Barn (WP4) it was not possible to identify current response among tagged individuals on the reef. However, from the mesocosm tank experiments (WP5) night time behavior revealed less current response than daytime behavior. Thus current response was only implemented as a process for agent on deep water locations during daytime.

Three processes were included in current response mechanism:

1. Search for optimal current speed within a search radius
2. Move away from large current speeds when exceeding a threshold
3. Maintain position in an optimal current speed

Search radius was adjusted dynamically and spatially to cover all neighboring grid cells in any grid resolution.

2.3.6 Vertical adjustment

During agent movement and especially dusk migration where agents move towards more shallow water, agents will have to ascend gradually following the seabed level. This is done by continuously adjusting the vertical position of the agents to a user-specified distance above seabed, e.g. 1 m. Similarly, during dawn migration the downward movement of agents can be controlled by a maximum threshold for vertical movement.

2.3.7 Combining movement behaviors

The outcome of each set of algorithms (~movement mechanism) for each agent at each time-step is defined as a direction and a speed. While response to currents and dusk migration is implemented as a bias to the predicted CRW, the dawn migration moving towards deeper water and the movement away from an agent defending its territory are implemented as switches disabling all other movement mechanisms until the movement behavior is no longer active. The biases have been implemented following:

$$DIR_{res} = DIR_{CRW} \cdot (1 - \min\left(1 - \sum_{i=0}^n (p_i)\right) + \sum_{i=0}^n (p_i * DIR_{bias,i})$$

where

DIR_{res} is the resulting direction
 DIR_{CRW} is the direction predicted by the CRW model
 p_i is the strength of bias of the bias direction i
 $DIR_{bias,i}$ is the bias direction i

The strength of bias p can either be a constant or derived as function of distance to center of attraction as proposed by Barton et al. (2008) and McClintock et al. (2012). Here we apply a constant value for dawn migration and DA avoidance. Movement speed is specified as a constant speed in body-length per second (average \pm SD).

For each agent and for each time step the current velocity vector predicted by the hydrodynamic model is added to the calculated active movement vector described above.

2.3.8 Agent Based Model parameterization

The ABM were setup and run for 6 month from 1st of April to 30th of September 2011 using a 30 sec time-step and 1000 agents. Input data on hard substrate cover and macroalgae cover was provided by Karsten Dahl (described in Dahl et al. 2011) (**Fig. 7.13** and **Fig. 7.14**).

Diurnal light cycles applied for triggering the dusk and dawn migration were calculated based on latitude without correcting for cloudiness.

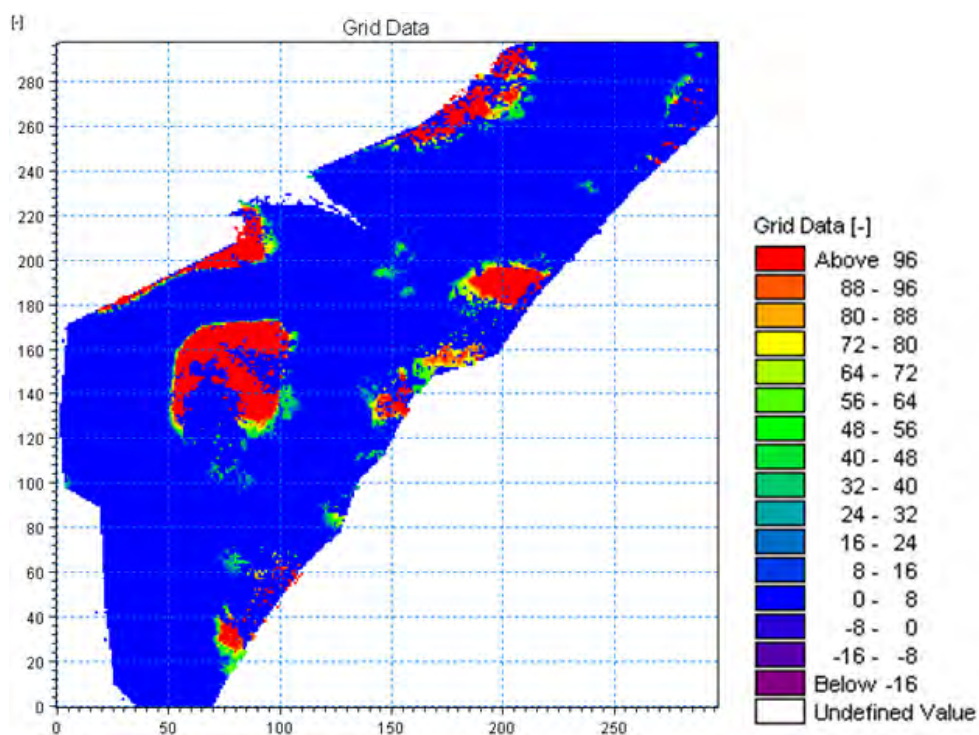


Figure 7.13. Estimated distribution of macroalgae cover in percentage at Hatter Barn. Data provided by Karsten Dahl (DCE)

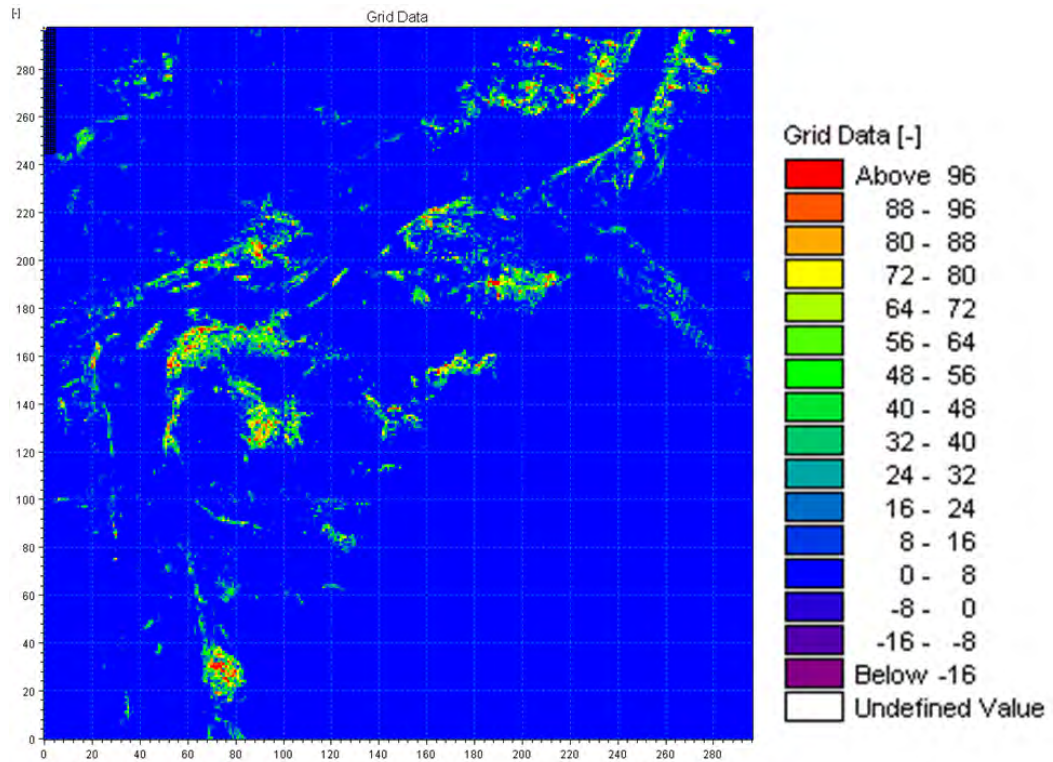


Figure 7.14. Estimated distribution of hard-bottom cover in percentage at Hatter Barn. Data provided by Karsten Dahl et al. (2011).

2.4 CFD model of mesocosm experiment

Detailed (cm-scale) flow fields around reef sections are traditionally solved by employing finite volume method (FVM) model simulations or using particle image velocimetry (PIV) measurements. In WP7 CFD modelling was carried out to support flow characterisation in tank experiments carried out in WP5.

2.4.1 Geometry and Modelling Objective

The objective of this study was to demonstrate 3D Computational Fluid Dynamics (CFD) modelling techniques to describe flow patterns within fish tanks with rock reefs, where a current is applied with a submerged impeller fan. The tank dimensions are sketched in **Fig. 7.15**.

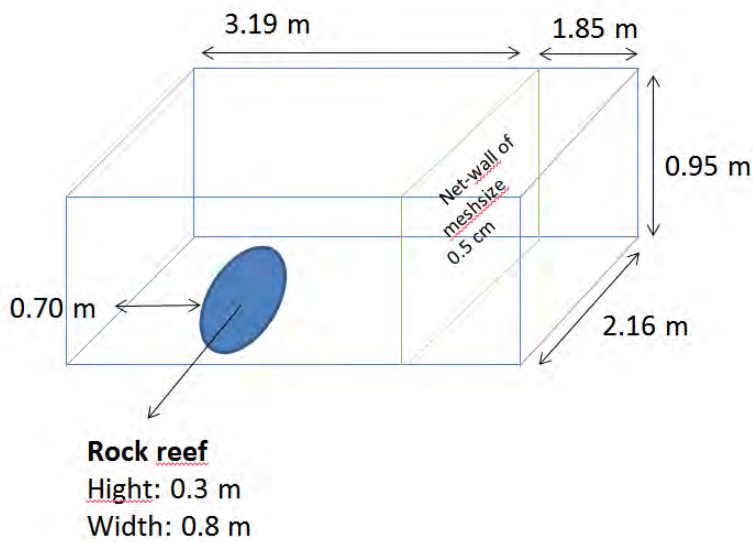


Figure 7.15. Illustration of Experimental tank dimensions in WP5.

Various experimental setups were used with varying configuration of reef and position of impeller fan. An example with the reef positioned approximately 1 m from the outflow end of the tank and in front of the impeller is shown in **Fig. 7.16**.

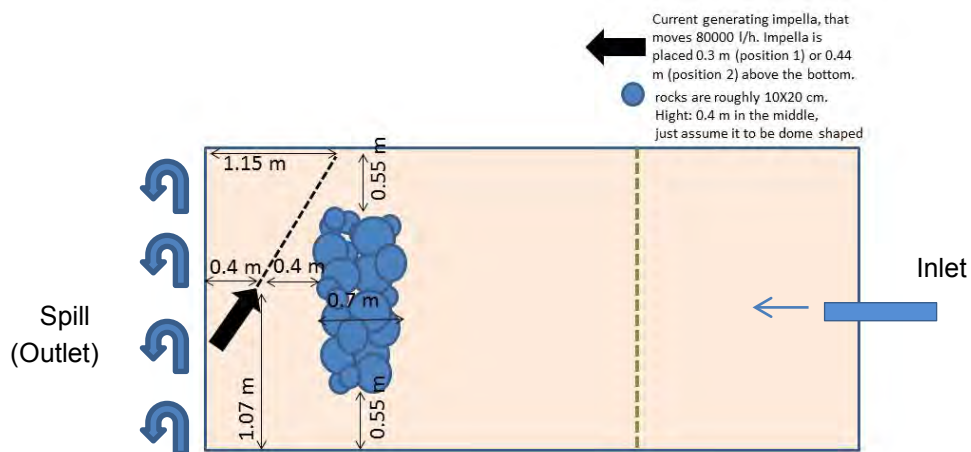


Figure 7.16 Birds view of experimental setup at Den Blå Planet.

Key Features of the mesocosm tank setups were:

- Submerged Impeller generating the current (flow = 80,000l/h)
- Netting represented by the green dashed line in **Fig. 7.15**
- Collection of stacked rocks acting as the reef
- Inlet pipe pumping at 5400l/h
- Spill for water to exit the tank

2.4.2 Geometries

The geometries for the reef were constructed using a solid body mechanics simulator in Blender (www.blender.org). Single rocks were approximated as skewed spheres and then stacked to form the roughly specified height and width of the reef as implemented in the tank. Examples of generated reef geometries are shown in **Fig. 7.17** and **Fig. 7.18**.

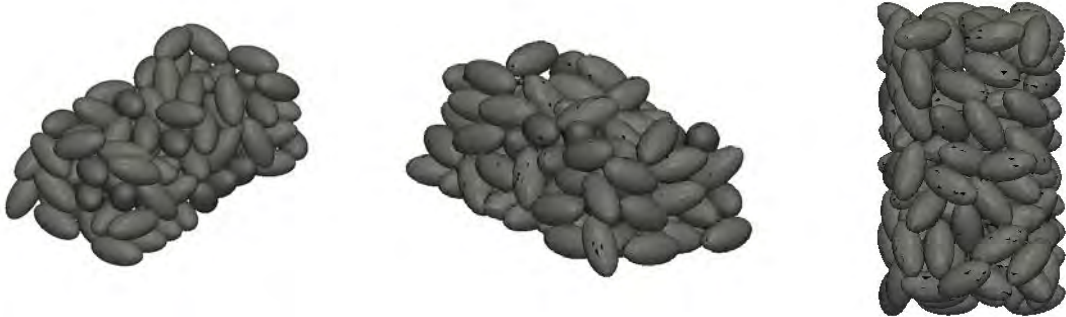


Figure 7.17 Example of reef setup with pile of stones in a central position within the water tank

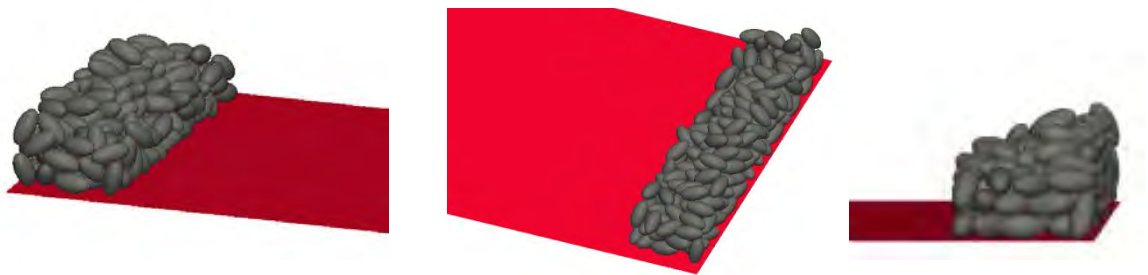


Figure 7.18. Example of reef setup with pile of stones up against the wall of the tank near the spill (see **Fig. 7.15**)

The impeller source was modelled as a cylinder with an inlet/outlet as illustrated in **Fig. 7.19**. An overall view of the tank geometry is shown below with the impeller, reef, side walls, bottom wall, netting, and inlet is shown in **Fig. 7.20**. The geometry was then exported to .stl format (a typical surface format used by CAD programs).

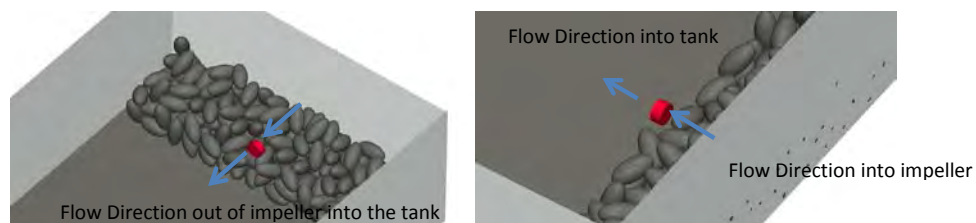


Figure 7.19. Example of impeller geometry (position and flow direction).

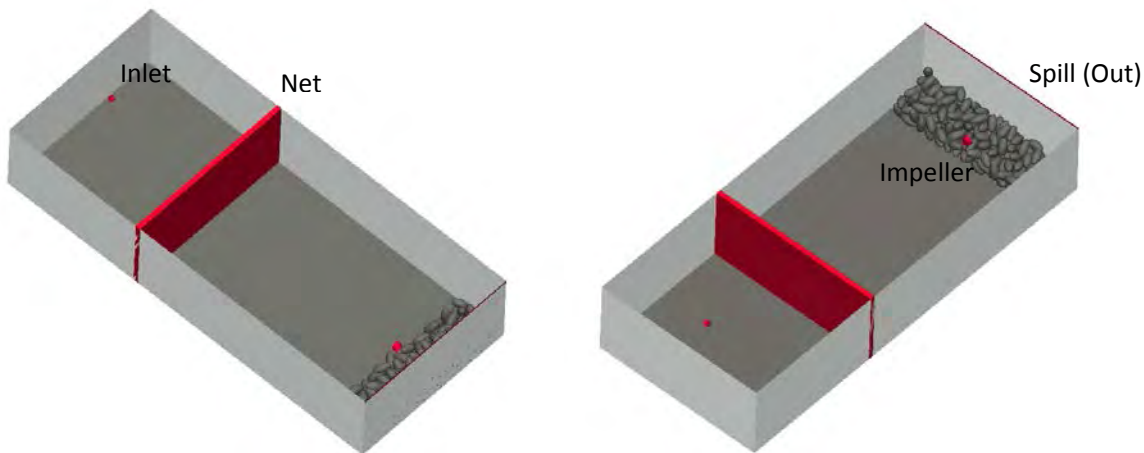


Figure 7.20 Example of full tank geometry

2.4.3 CFD Model

The CFD code used for generating the mesh and calculating the flow was OpenFOAM® (OF) (OpenCFD Ltd (2009) - www.openfoam.com). The open source C++ libraries of OF were used for the CFD simulations, in particular the steady-state, porous media, incompressible flow model “porousSimpleFoam”. The mesh was generated using the OpenFoam meshing utility “snappyHexMesh” (**Fig. 7.21**). Refinement can be observed around the rocks, walls and impeller. It should be noted that the mesh is not excluded in the region of the rocks. The geometry file of the reef acts as a guide to refine and shape the grid according to its shape. Grid cells which lie within the reef structure will have an applied resistance to that the flow will go between the rocks.

Resistance to the flow was added via the porosity module where one can specify Darcy-coefficients to apply a resistance at certain cells within the numerical domain. For the rocks in the reef this resistance was infinitely high to model fully impermeable. Resistance was also applied to the netting as this was deemed important to the flow in the tank. An exact value for this resistance is hard to attain, as one would have to approximate the drag from the netting as well account for any marine growth which has manifested. Finding appropriate coefficients for the resistance of the netting could be found by a calibration process comparing model results to hydrodynamic experiments. The k-omega SST model was used for turbulence closure of the Reynolds Averaged Navier-Stokes (RANS) formulation.

Rough wall boundary conditions were applied to the tank boundaries. Inlet and impeller walls have velocity conditions corresponding to their respective flow rates. The spill was modelled with a ‘free boundary’ imposing a zero normal gradient on velocity.

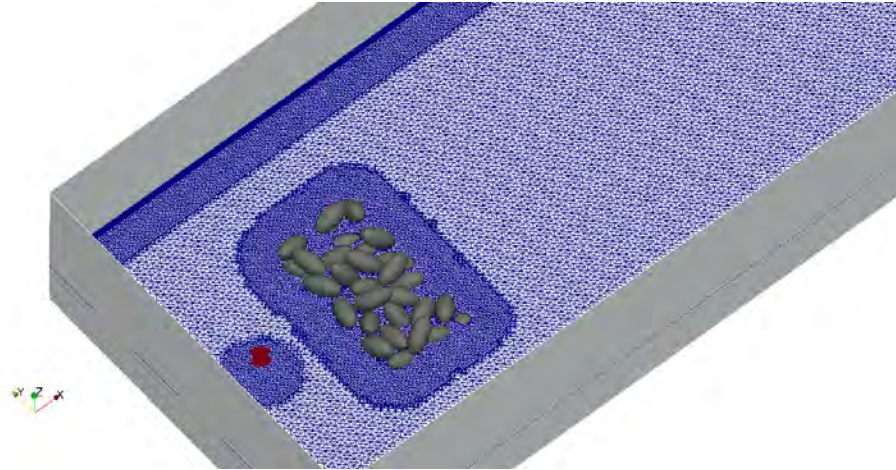


Figure 7.21 Example of the mesh showing refinement in the region of the walls, rocks and impeller.

3. Results

3.1 Hydrodynamic model

Salinity and current speed in the deep channel west of Hatter Barn was modelled along a 15 km longitudinal transect (**Fig. 7.22**). Surface waters were weakly stratified with gradually decreasing salinity (22 psu => 19 psu) from 20 m depth to surface. The primary pycnocline was located between 25-30 m where salinity increased from 24 to 30 psu. On 21st of April at 20:00:00 h currents were northbound in surface and southbound below the primary pycnocline.

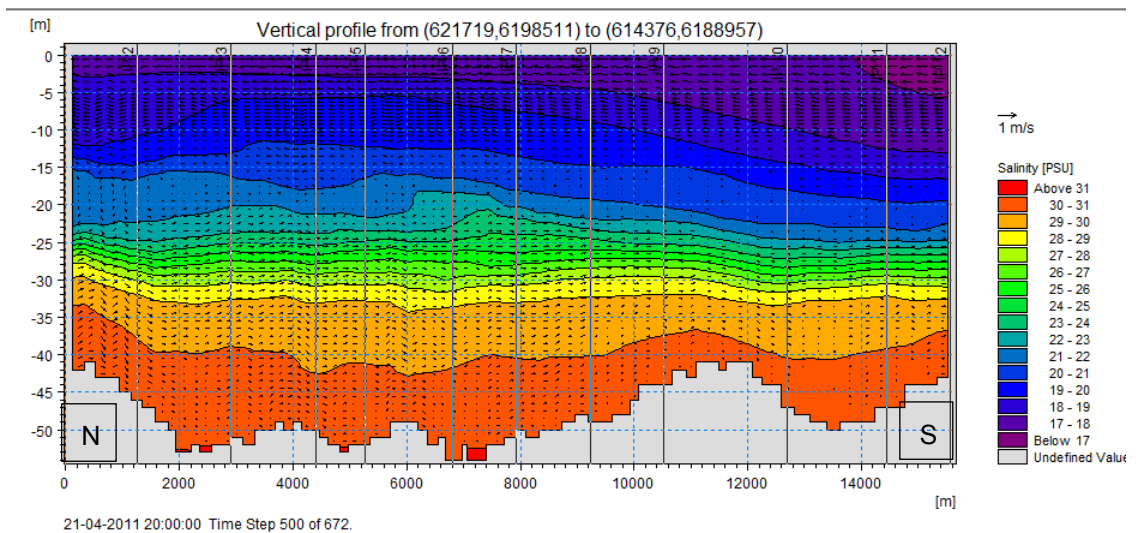


Figure 7.22. Modelled depth distribution of salinity and current speed along the deep channel west and north of Hatter Barn.

The Hatter Barn reef acts as a local resistance to flow and water at mid-water depth are diverted around the reef with local reduction in current speeds near the reef (**Fig. 7.23**). During north-going flows upwelling will occur along the gentle south-western slope of the reef (**Fig. 7.23** right).

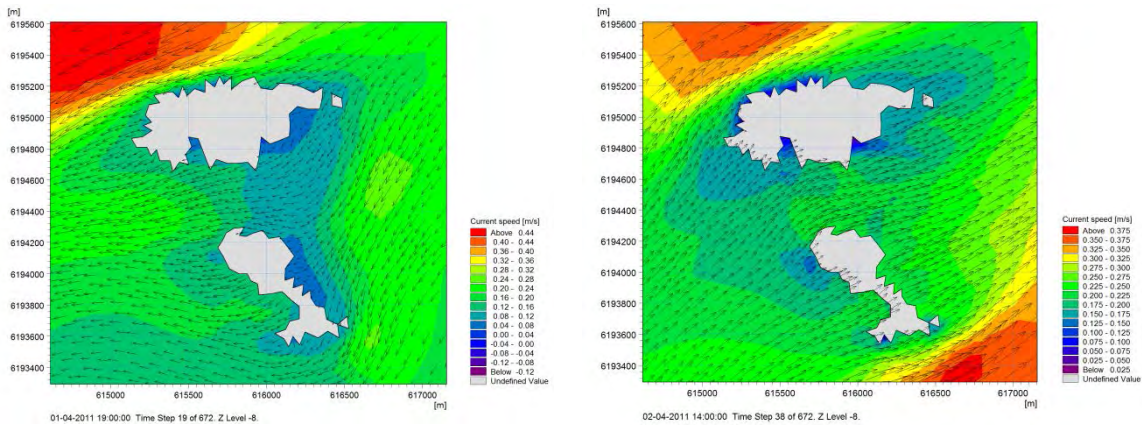


Figure 7.23. Modelled current speed and direction during south-going (left) and north-going currents (right) at 8 m depth around Hatter Barn. Arrows intercepting “land” (left) indicate upwelling along south-western slope of Hattern Barn.

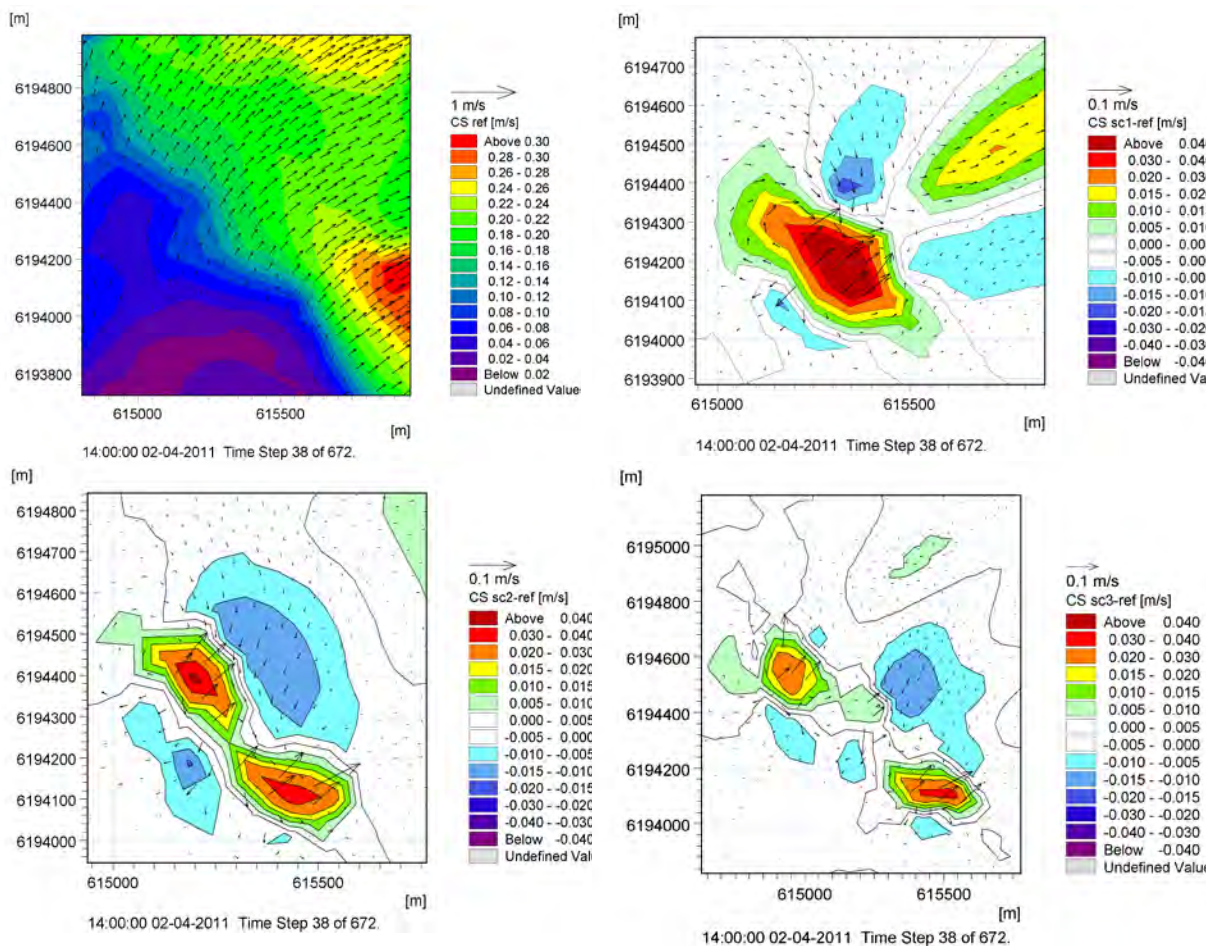


Figure 7.24 Instantaneous modelled northeast-going bottom current speed (CS) on 2nd of April 2011 in reference model (top left) and corresponding absolute differences between scenarios and reference ($CS_{scen} - CS_{ref}$). Baseline scenario: upper left; scenario 1: upper right; scenario 2: lower left; scenario 3: lower right.

3.2 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs

Changes in near-bed current speed and direction were visualized for two dominating current directions; north-east going (Fig. 7.24), southwest going (Fig. 7.25) and quantified as changes in currents averaged over a month (Fig. 7.26).

During northeast going surface currents, the near-bed current speed increases in the baseline scenario from southwest to northeast (Fig. 7.24 upper left) concomitant with the decreasing water depth (Fig. 7.6 upper left). The largest change in current speed is predicted for scenario-1 with increases of 0.03 to 0.05 m/s above a baseline speed of 0.10 to 0.16 m/s (Fig. 7.24 upper right). Vortices and reductions in horizontal current speeds are expected on the lee side of the reefs (especially for scenario 2).

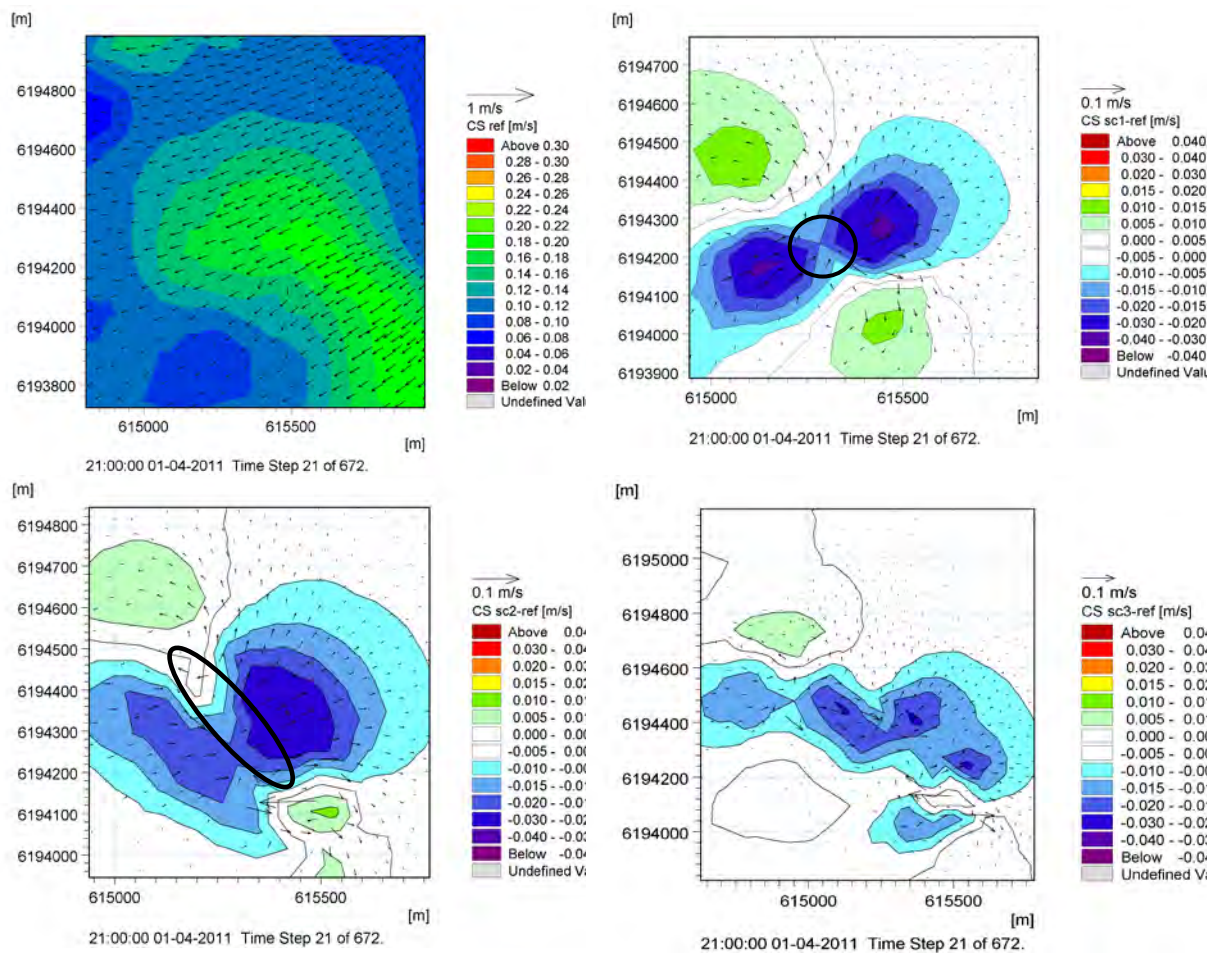


Figure 7.25. Instantaneous modelled southwest-going bottom current speed (CS) on 1st of April 2011 in reference model (top left) and corresponding absolute differences between scenarios and reference ($CS_{scen} - CS_{ref}$). Baseline scenario: upper left; scenario 1: upper right (ring show cone top); scenario 2: lower left (reef rim indicated by ellipsoid); scenario 3: lower right.

During southwest going surface currents the introduced reefs (scenario 1-3) are located on the lee side of Hatter Barn and near-bed current speeds are reduced both up-stream and down-stream of the new reefs caused by their additional obstruction of flow. On the sides of the reefs (perpendicular to current direction) current speeds are accelerated (up to 0.01 m/s in scenario-1) (Fig. 7.25 upper right).

Northwards surface currents (northeast at Hatter Barn) dominates in the Kattegat driven by the freshwater surplus in the Baltic Sea catchment area and the estuarine circulation in Kattegat and the Belt Sea. In April 2011 the average near-bed current speeds varied from 0.12 m/s at the baseline depth of artificial reefs to 0.20 – 0.22 m/s at 7-8 m depth on the Hatter Barn (**Fig. 7.26** upper left). The largest change in currents is predicted for scenario 1 with increase in near-bed currents up to 0.03 m/s at the reef cone apex. Upstream and downstream the cone reef vortices are established resulting in reduction in horizontal current speeds. For scenario 2 and 3 changes in near-bed current speeds are smaller at 0.005-0.015 m/s (**Fig. 7.26** lower panel).

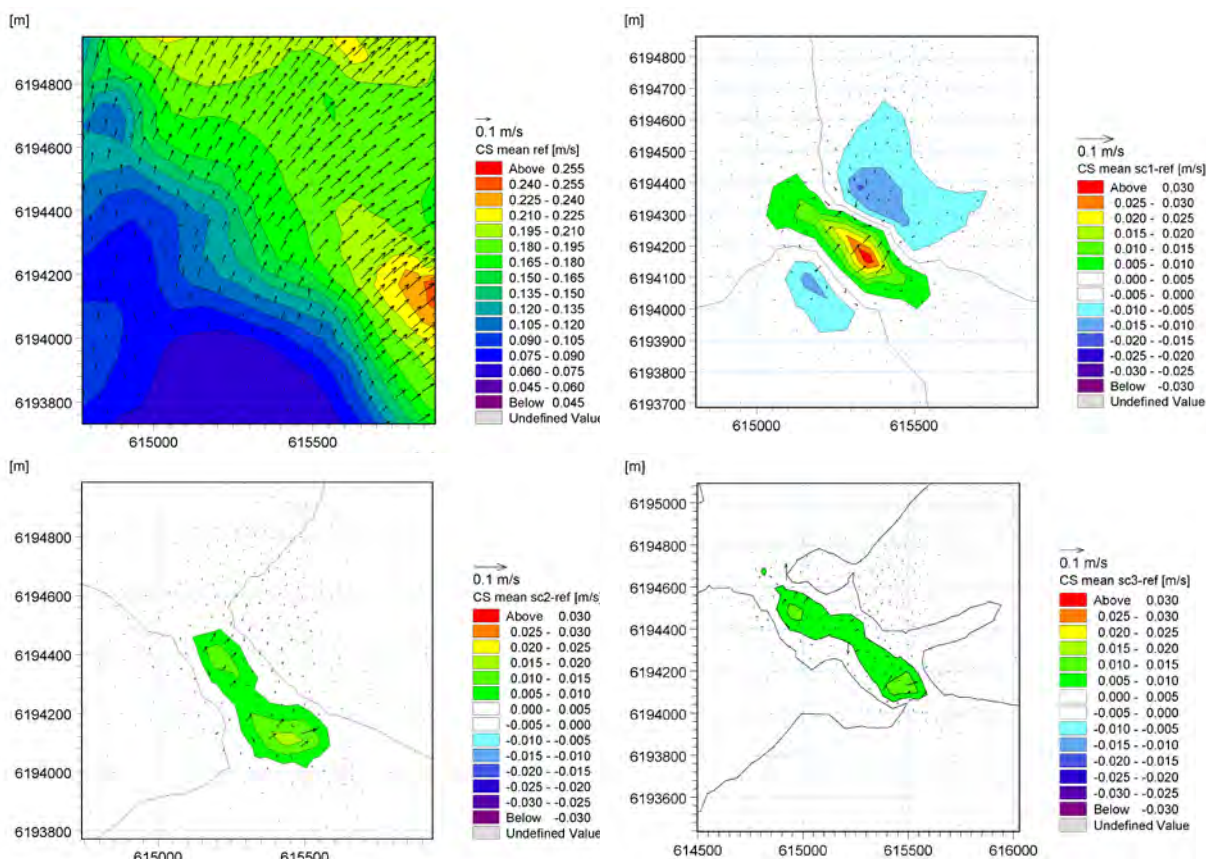


Figure 7.26 Mean of modelled bottom current speed in April 2011 in reference model (top left) and corresponding absolute differences in mean current speed between scenarios and reference ($CS_{mean,scen} - CS_{mean,ref}$). Baseline scenario: upper left; scenario 1: upper right; scenario 2: lower left; scenario 3: lower right.

In April 2011 the average near-bed salinity in the Hatter Barn area varied between 22.5 psu (at depths between 10 and 13 m) and 21 psu (at 7-8 m depth), see **Fig. 7.27** upper left. The introduced reefs in the model led to minor reductions in salinity, most pronounced for scenario-1 where the cone apex came in contact with water 4 m further up in the water column (**Fig. 7.27** upper right). The introduced structures (especially scenario-1) also affected the downstream salinity above seabed because of increased vertical mixing. However the reduction in salinity in the wake of structures was below 0.1 psu (**Fig. 7.27**) and assessed to be insignificant for the benthos.

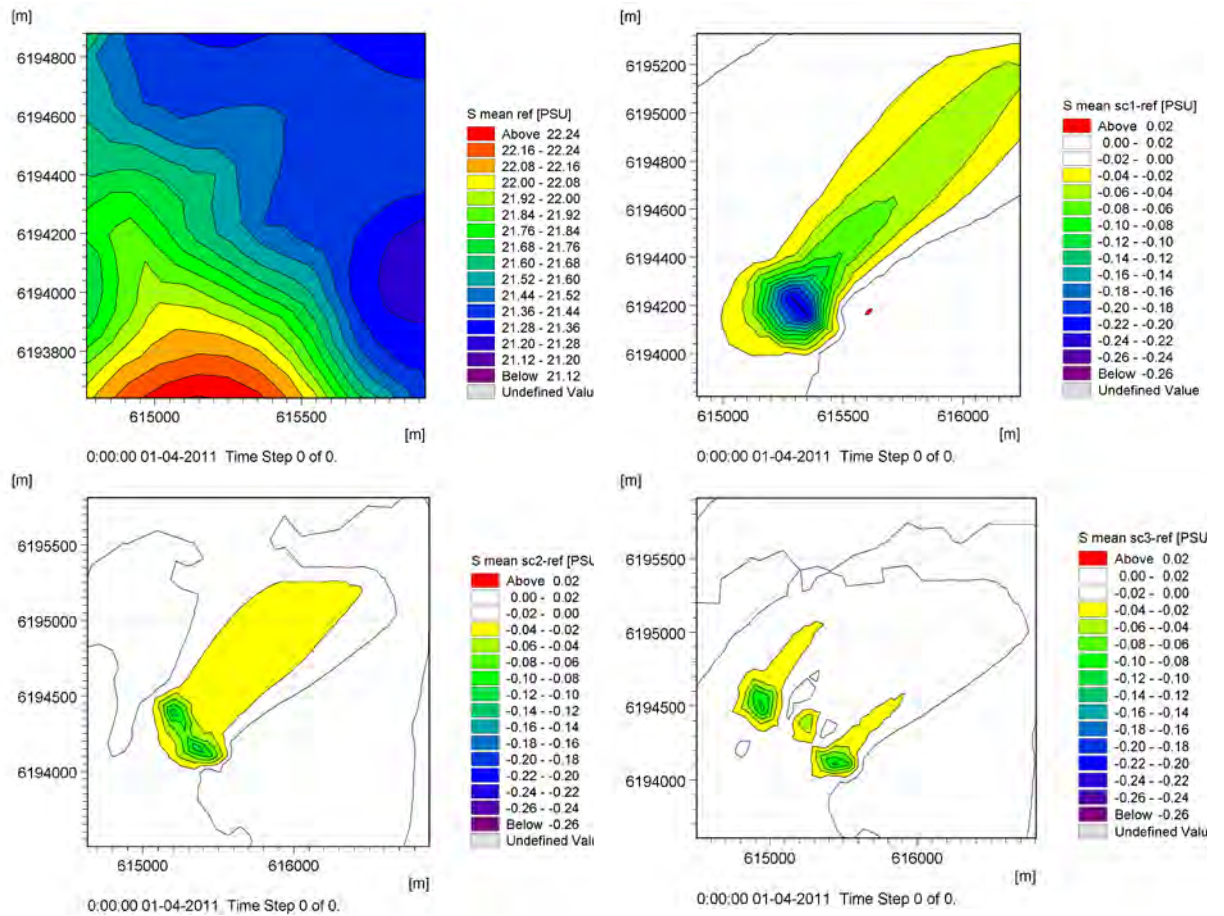


Figure 7.27 Mean modelled bottom salinity (S) in April 2011 in reference model (top left) and corresponding absolute differences in mean salinity between scenarios and reference ($S_{\text{mean,scen}} - S_{\text{mean,ref}}$). Baseline scenario: upper left; scenario 1: upper right; scenario 2: lower left; scenario 3: lower right.

3.3 Agent Based Modelling of juvenile cod

The acoustic telemetry study (WP4) and the predicted aggregation as emerging from the ABM here were located at the Hatter Barn reef (**Fig. 7.28**) At the beginning of the simulation agents were distributed randomly over the model domain and with a uniform random body length between 4 and 30 cm (**Fig. 7.29** upper left). A clear pattern of areas with high abundance of cod on stone reefs is already established during the second night after agent release (**Fig. 7.29** upper right). During the second night aggregation occurs on the northern side of the central reef area adjacent to the deeper water, and around small scattered reef areas at the most southern part of the modelling domain east of the deep water. During the fifth night agents are still concentrated at the central reef and to the south. However, at the central reef agents have moved southwest and distributed along the western side of the central reef adjacent to the deeper waters (**Fig. 7.29** lower left). The displacement of aggregation areas on the central reef between the second and fifth night could be explained by the change in current velocities during the first five days of the simulation. Agents only sporadically exploited the central and eastern parts of the central reefs.

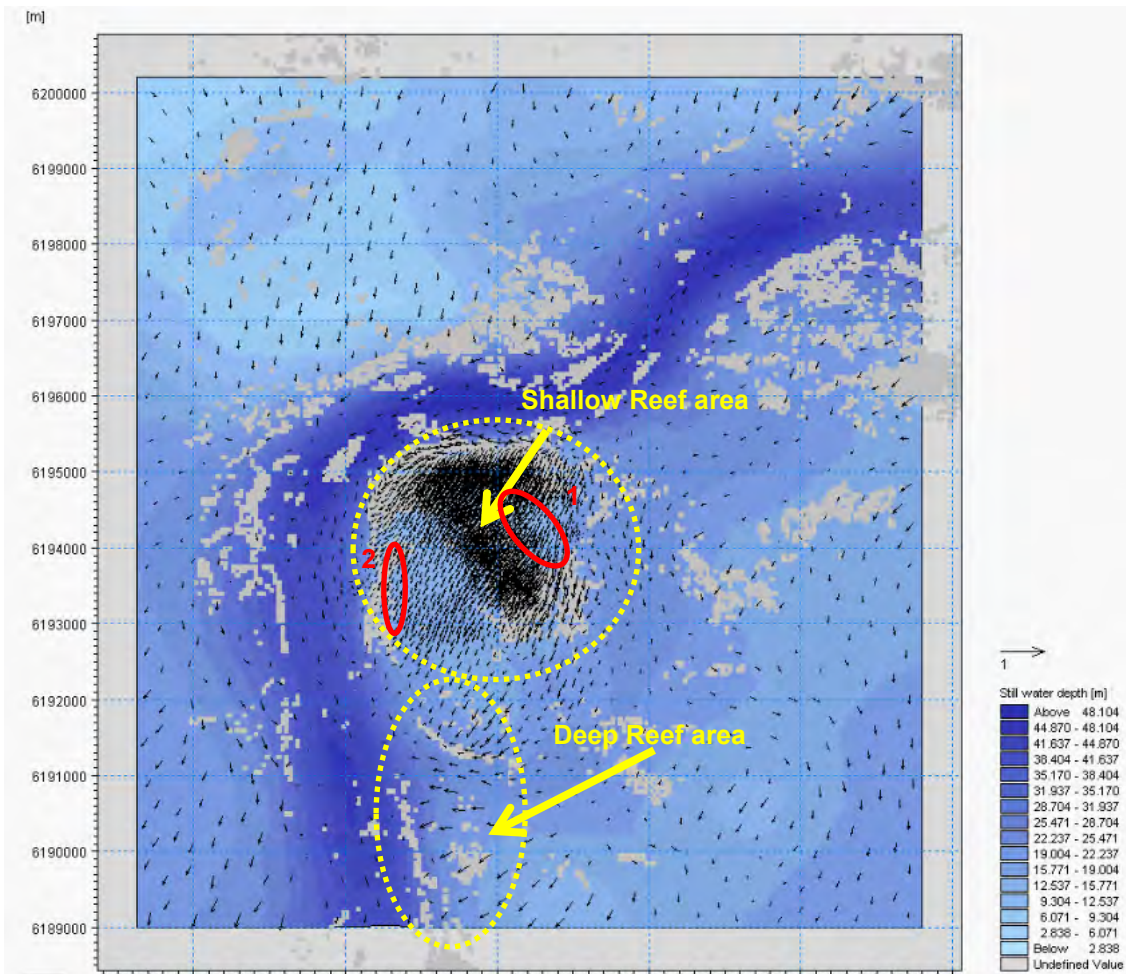


Figure 7.28. Snapshot of current velocities (vector arrows) at Hatter Barn with background colors indicating water depth. Red encircled areas indicate approximate location of acoustic surveys (reef area 1= shallow area and reef area 2= deep area). Yellow encircled areas indicate the two agent aggregation areas referred to in the text, i.e. the Shallow reef area and the Deep reef area.

A compiled presentation of distribution of simulated cod during a 6 month period from April to September 2011 presented as the mean abundance of agents for all time-steps (day and night), **Fig. 7.30**, discriminating between night (2 am) and day (2 pm), see **Fig. 7.31**, and discriminating between 3 periods April-May, June-July and August-September, see **Fig. 7.32**. All results show high aggregations on the northern and north-western edge of the central reef, and at the “southern reef” (**Fig. 7.28**). But also an area north of the central reef, north of the deeper channel is reveals high simulated concentrations of juvenile cod.

In general, aggregation of agents takes place on places closely connected (=little distance) between the deeper parts and existing stone reef areas. The small difference between night and day is explained by the small distance between where agents stay during the day and where they stay during the night. In addition a relatively large proportion of the agents remain on the reef during the day, and this way these agents will contribute to the relatively large simulated density during the day on the visited reef areas.

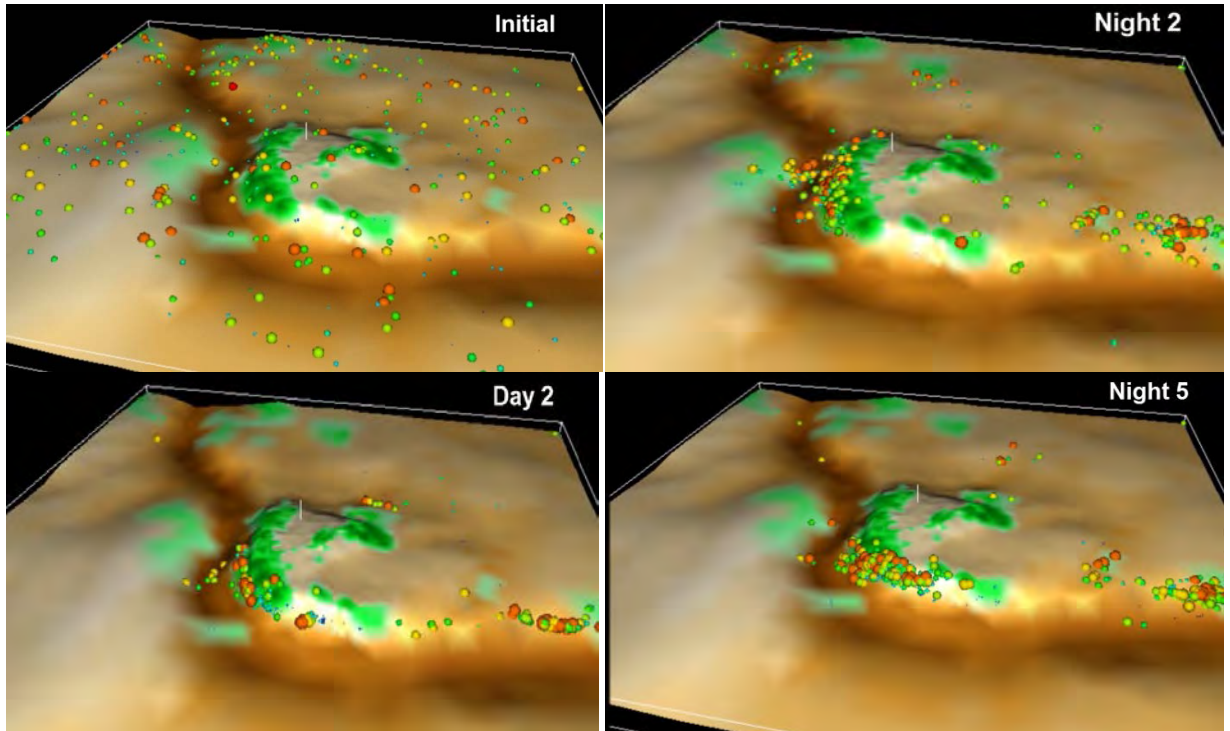


Figure 7.29. Simulated distribution of juvenile cod: randomly distributed at the beginning of the simulation at night number 1 (=Initial), at night (=Night 2) the day following night 2 (Day 2), and the fifth night (= Night 5). Sea bed level is shown in brown colors, from dark (deep) to light (shallow). Green colored areas indicate coverage of macro-algae. Juvenile cod agents are shown in different sizes and colors with colors ranging from blue (small cod ~4 cm) to orange (large cod up to ~30 cm).

Results depend on the applied model parameters where especially the location and positioning of agents in the current during the day and their tendency to explore neighboring areas as an alternative to maintain a position in the current, is important. Similarly the specified optimal depth for day time migrating agents here set to 30 meter, will produce different results if set to 10 meters. Only very minor differences are seen when comparing the simulated densities for 3 the three individual periods, indication that the current regime in all three periods is similar on an average basis. A more in depth analysis of how the distribution of agents over time will depend on the use of different assumptions of behavioral rules and preferences was not included here. Such analyses could uncover a number of hypotheses for future scientific testing.

The ABM simulation applying the parameterization as described in the previous section was developed *before* data from the acoustic survey was available. Thus, the ABM results was compared with the data derived from the acoustic observations after finishing the ABM work and should be evaluated as such. According to acoustic observations the most visited area is the central reef which corresponds well with the fifth night of simulation (**Fig. 7.30**). Both survey data as well as the preliminary ABM show that the cod use the shallow area relatively little. The indication of the survey data that maximum activity is located in the deep area coincides with the model prediction of high simulated aggregation of agents in the deep area.

The primary hypothesis for the ABM was that the acoustic tagged cod on Hatter Barn would show a clear diurnal migration pattern similar to observation from e.g. Læse Trindel and other published studies. Due to a relatively modest sample size any conclusive remarks could not be made on the diurnal behaviour of the acoustical tagged cods on Hatter Barn in WP4.

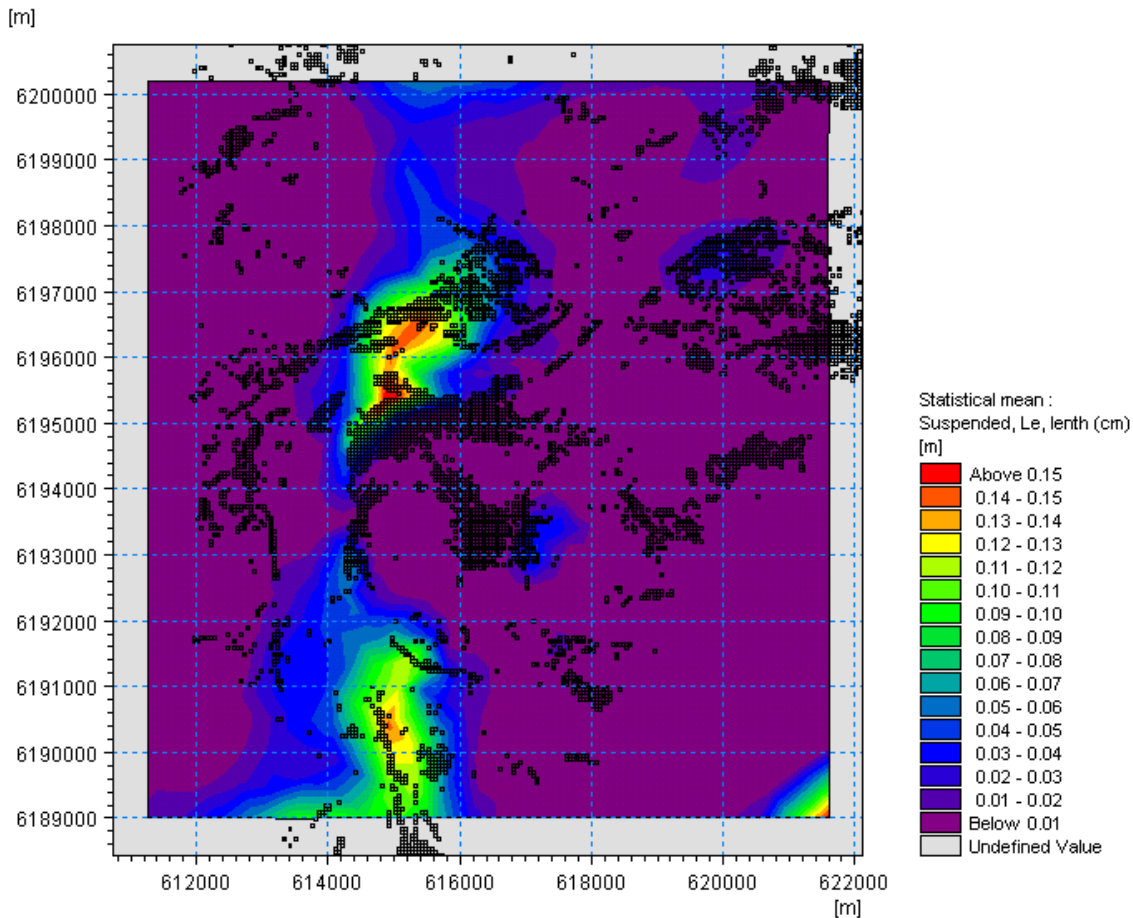


Figure 7.30. Relative abundance of simulated agents during a 6 month simulation period starting the 1st of April 2011. Numbers indicate simulated mean abundance.

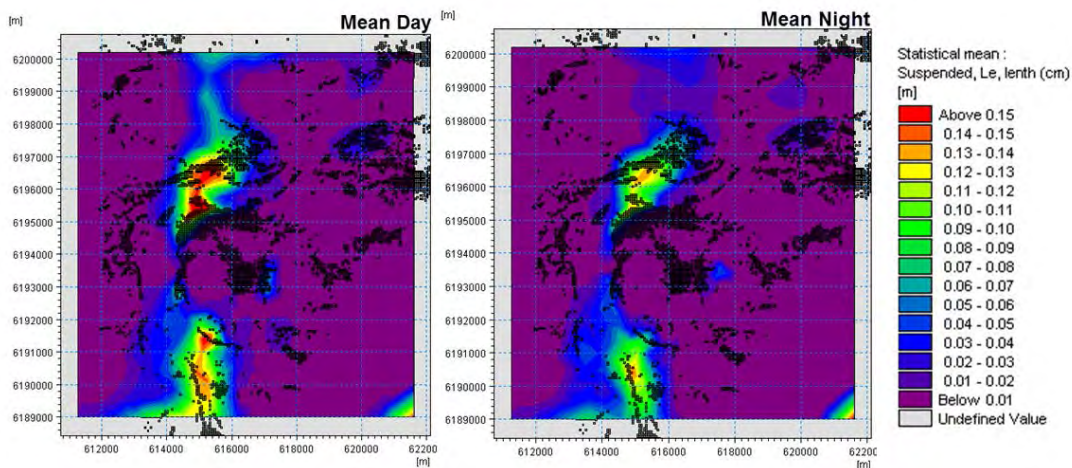


Figure 7.31. Relative abundance of simulated agents during a 6 month simulation period starting the 1st of April 2011 at night (2 am) and day (2 pm). Numbers indicate simulated mean abundance.

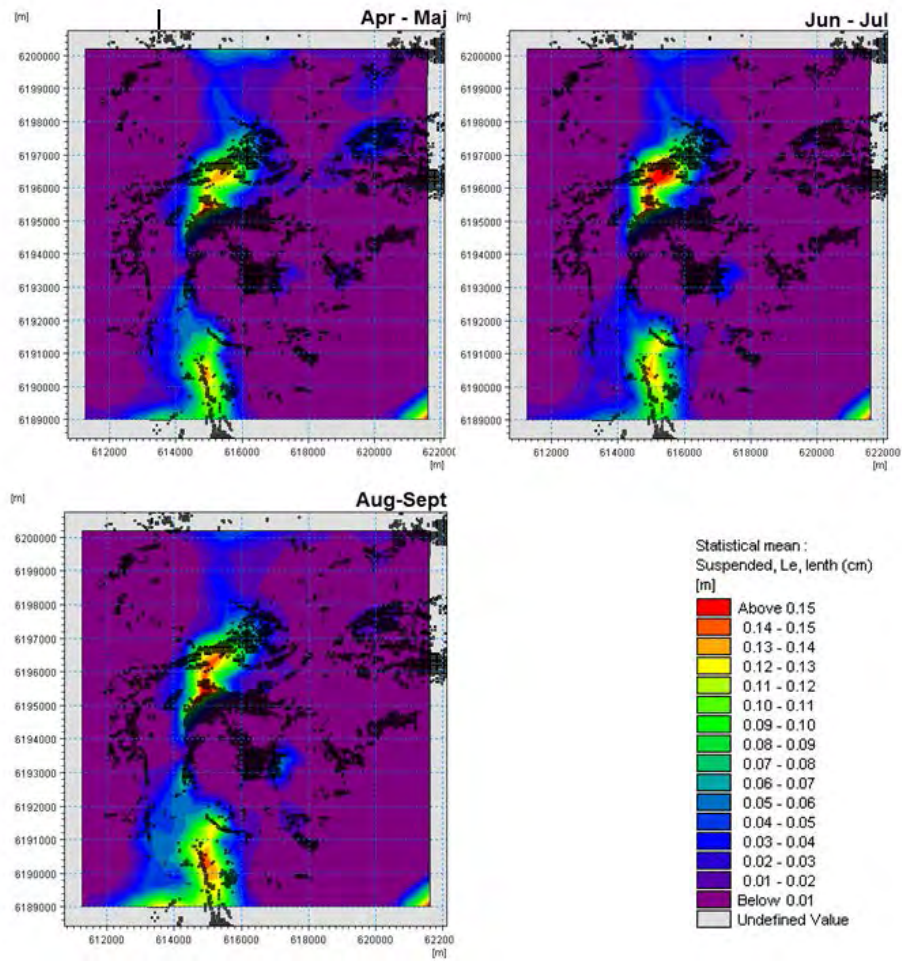


Figure 7.32. Relative abundance of simulated agents during a three 2 month simulation periods in 2011: April-May, June-July and August-September. Numbers indicate simulated mean abundance.

3.4 CFD model of mesocosm experiment

The following show a series of example plots for two setups: one where the impeller is facing the wall (Setup 1 including stone reef), the other where the impeller faces straight ahead (Setup 2 without stone reef). The visualizations clearly show the complicated flow structure caused by the local obstructions and boundaries in the tank. To some extent the netting managed to “streamline” the currents on the downstream side of the net, but the resistance of the net evoked counter-flows and turbulence upstream the net (**Fig. 7.33** upper panel). In the setup with impeller placed behind the reef current reflection on tank walls and especially reflections on the stone reef gave rise to turbulent flows including vortices in the region between the reef and out-let end of the tank (**Fig. 7.33**).

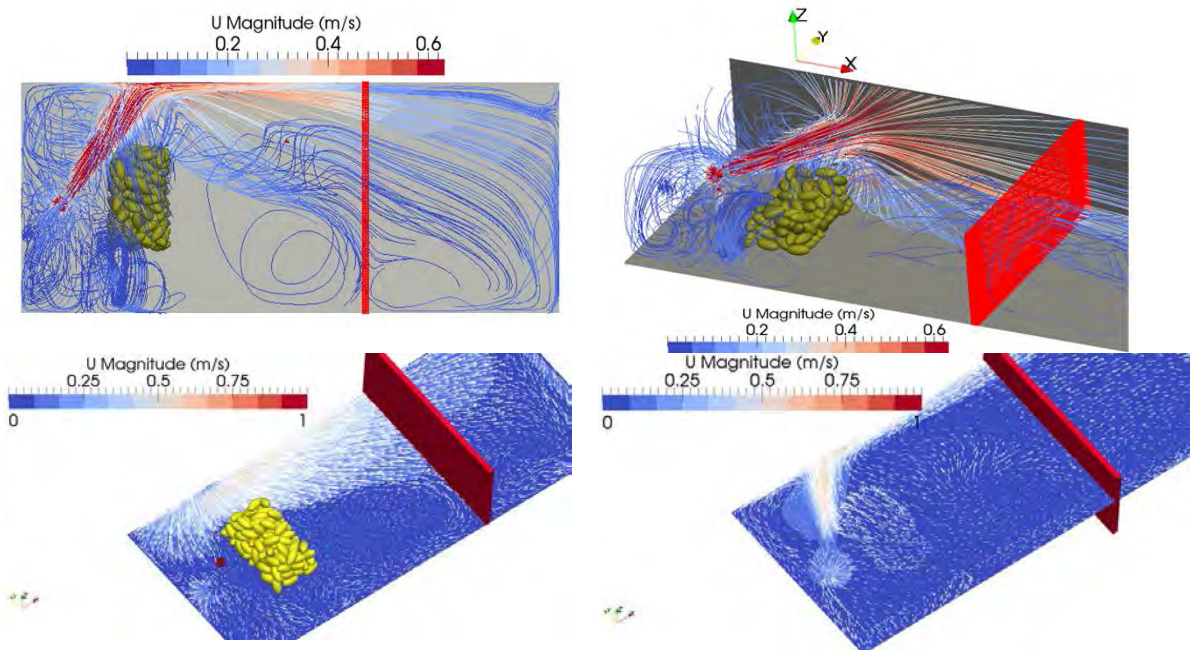


Figure 7.33 Plots of experimental setup where the impeller faces the wall (left of store reef); **Upper left:** Plane (birds) view of tank showing position of impeller, reef, netting and stream lines and their speed. **Upper right:** 3 dimensional view of tank, reef, impeller, netting and stream lines. **Lower left:** Slice taken near the bottom of the tank (reef shown) showing velocity vectors. **Lower right:** Slice taken at 0.55m above the bed (above reef) of the tank showing velocity vectors.

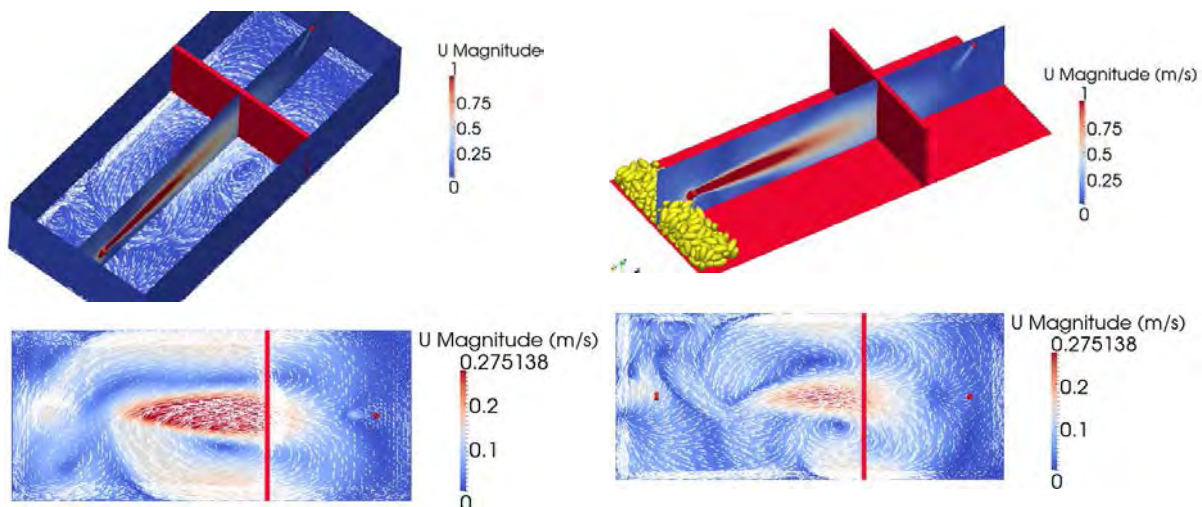


Figure 7.34 Plots of experimental setup where the impeller faces straight ahead; No stone reef in model. **Upper left:** Slice taken near the bed of the tank showing velocity vectors. **Upper right:** Vertical slice across the impella and inlet. Rocks were not modelled in this setup due to time constraints, they are presented here only graphically. **Lower left:** Slice taken 0.55m above the bed (tank is 1m high) of the tank showing velocity vectors. **Lower right:** Slice taken near the bed (tank is 1m high) of the tank showing velocity vectors.

4. Discussion

4.1 Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs

The design study aimed to characterize the hydrodynamic conditions on three different reef layouts constructed with a similar amount of boulders (79.000-82.000 m³). Common to all three designs was an increased current speed above the structures and reduction in current speeds in the wake of structures, most pronounced northeast of structures on the lee side. The largest change in currents was predicted for scenario 1 where both the absolute increase and decrease in current speeds were larger than for the two shallow reefs. Interestingly, the area with increased speeds was much larger than the reef footprint (compare **Fig. 7.6** and **Fig. 7.26**), and of similar size to the other reef layouts with larger footprints. Also the area of wake with increased mixing and counter-flow were much more pronounced for the high-cone reef compared to the two shallow reef designs.

Rocky reefs with high surface relief will offer a large number of different microhabitats. The sides (and overhangs if present) tend to be dominated by filter-feeders such as mussels, sponges, tunicates and bryozoans that depend on high current speeds carrying planktonic food to the sessile filtering epifauna. Such sites are perfect foraging areas for juvenile fish because the benthic production can be large. However, current speeds can be too high for efficient foraging. On the lee sides (in the wake region) counter-directional flow at low speeds and many eddies of varying in scale are expected (Mann and Lazier 1996).

Several studies have found that turbulence on the edge of the wake region attracts many planktivorous species because zooplankton tends to accumulate in the wake region (Kakimoto 1983, Seaman and Jensen 2000, Gun Oh et al. 2011). Also fish prefers to swim in turbulent zones and avoid laminar flows to save energy (Godoy et al. 2002). Such conditions prevail in the wake zone.

When foraging on the productive sides of the reef benthivorous fish will experience periods with high current speeds preventing them to feed efficiently without excessive energy expenditure. On the NW side of the cone reef (scenario 1) current speed varies driven by pressure variations over Scandinavia (e.g. 3 days inflow from 7th to 10th of April; large outflow from 21st to 30th of April), but a tidal signal are always present (**Fig. 7.35**).

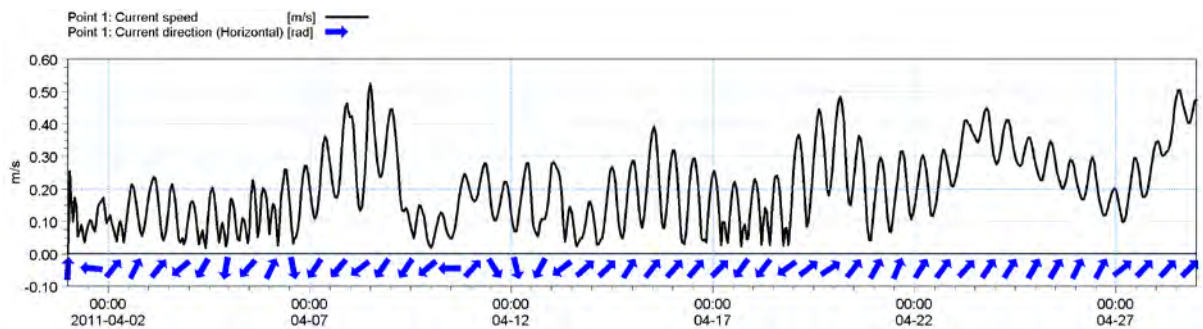


Figure 7.35. Time series of near bed current speed and direction (arrows) at a point NW of the cone reef (see **Fig 7.6**)

Large individuals with strong swimming ability probably can forage for shorter periods during high current speeds, but the energy spent on swimming would be large. In coral fish refuging is a mechanism to avoid periods or areas with high flow speeds to save energy and thus improve their overall fitness (Johansen et al. 2008, Johansen 2012). We do not know how cod behaves under strong current conditions on reefs like Hatter Barn Reef, but it is unlikely that they stay exposed to

strong currents but more likely they seek refuge in cavities (that are not resolved in the hydrodynamic model) or they move to the lee side of the reef where currents are weaker, multi-directional and turbulent. In effects, current drag on cods would be much smaller on the lee side. When current relaxes they can occupy the reef sides and feed on epifauna.

In April 2011 the median current speed on the exposed sides on the model reef (scenario 1) was 0.184 m/s, but in 24% of the time current speeds was below 10 cm/s (primarily during neap tide). It is likely that the length of low current periods is sufficient for efficient cod foraging without spending too much energy on counter acting the drag of the current drag.

4.2 Agent Based Modelling of juvenile cod

The modelling approach probably constitutes the first attempt to simulate how juvenile cod utilize existing stone reefs. Although the results from the acoustic tagging survey (WP4) did not contradict the results from the ABM simulations, the survey results could on the other hand not fully validate the ABM results either. This would require a more large scale tracking survey to cover areas of both nocturnal and daily distributions as well as the reconstruction of individual tracks of tagged cod. However, the ABM model driven primarily by well-described habitat distribution, diurnal migration mechanisms including memory (~home range) and responses to current speed and direction, produce results which are plausible and supported by the acoustic telemetry study. Aggregation areas on reefs closest to deeper parts for day-time migration seems likely and the potential effects of the current regime that may displace aggregation areas more or less pronounced, is also reasonable.

While the knowledge on diurnal migration juvenile cod associated with stone reefs has been described specifically at the stone reef at Læsø Trindel, and that swimming activity has been seen to peek around dawn and dusk, information on behavior during night time as well as daytime is rather conflicting. Higher activity on reefs at night was also observed on the Læsø Trindel reef (Dahl et al 2009), but other studies have demonstrated the great divergence of what time of day cod are active. Lindholm et al. (2007) found that cod was equally active around the clock, others found that cods were primarily night-active (Hawkins et al 1974), primarily day-active (Løkkeborg & Fernö 1999) or that cod were most active at sunrise and sunset (Reubens et al 2014). Their circadian rhythm probably varies with season, age, and not least the availability of prey.

Strong territorial behavior has been observed among juvenile cod during day time in a rocky habitat, but it is unclear if this type of behavior also applies to juvenile cod on stone reefs during the night, or if the cod instead exhibit more explorative and/or food search activity with no center of territory or home range. Results from Læsø Trindel suggest that some juvenile cod has a high affinity for the same area throughout their first season, and repeatedly return to the same reef night after night. This indicates presence of some kind of a diurnal home range mechanism but if it also indicates territoriality is unclear. For comparison, Karlsen (2011) observed that 76% of tagged cod spent more than 50% of the time on the same wreck. Other studies have shown that 35% of cod showed strong site fidelity and spent over 80% of the time on a reef (Lindholm et al. 2007).

To improve the predictability of the ABM presented here, it is important to better understand the details of movement mechanism of individual juvenile cod. This is suggested to be done through telemetry studies which can follow each tagged individual in a fine temporal and spatial resolution.

Detailed telemetry data will also be able to uncover the knowledge on the importance of shoaling behavior during migration and daytime movement in deep waters, statistics on movement/resting frequencies at different times of the day cycle, displacement distance distribution and the degree of directional randomness. Using fine scale hydrodynamic modelling in combination with detailed telemetry data will also provide important information on positioning of juvenile cod in the current during day and night. During the ABM model development a very significant factor for distribution of

agents on the Hatter Barn stone reef was the positioning in the current in deeper areas during day time. The degree to which agent could/would maintain their horizontal position during fluctuating current showed to have a large impact on the distribution of agents on the reef area the following nights.

The extent to which the ABM model results reflects real life distribution and diurnal migration patterns on Hatter Barn suggests that especially the location of the reef adjacent to deep areas like around Hatter Barn may be an important feature of reefs – natural or artificial, to provide optimal habitats for juvenile cod. This is also supported by the acoustic survey. The outcome of the ABM work is sensitive to the hydrodynamic current regime. So when deciding where to establish reefs for the benefit of juvenile cod in the future it is important to consider the current regime spatially as well as temporally. Along with information in literature and data from the acoustic tagged cod on Hatter Barn the ABM study indicate that juvenile cod prefer habitats where distance between day-time (hiding) and night-time (feeding) occupational areas are short meaning that reefs with steep slopes extending up into the photic zone allowing for dense cover by macroalgae on reef top probably is a reef design that are favored by cod.

4.3 CFD model of mesocosm experiment

The CFD modelling exercise to support flow characterisation in the mesocosm (WP5) confirmed that the introduction of a stone reef increased turbulent flow in vicinity of the reef. In absence of the reef flow was dominated by vortices due to the confined volume and wall-effects. Probably, a stone reef established in a flume (race-track) setup with unidirectional current would have been easier to interpret in context of cod and wrasse behaviour.

4.4 Conclusion

The overarching aim of work package 7 “to study how the design of stone reefs can enhance fish recruitment” was materialized through four different model-based activities:

1. A fine scale “Hydrodynamic model” (HD) was established covering Hatter Barn. The model provided current data, salinity, temperature, habitat structure (e.g. macroalgal cover) at high spatial (20-100 m) and temporal resolution (10 min) to provide the hydrodynamic data for the ABM model.
2. The activity “Hydrodynamic characterization of 3 hypothetical reef designs” was fulfilled in a modelling exercise building of the fine-scale hydrodynamic model of Hatter Barn. Three different reef designs (each comprised of 80.000 m³ stones) were established in the HD model and their impact on near-bed current conditions, speed, up-welling, vortices and turbulence were quantified in the HD model. Interestingly (and unexpected), the high relief reef with the smallest physical foot-print had the largest hydrodynamic footprint and the largest near-bed areas with vortices and turbulent flows in front of and in the wake of the reef. According to literature such habitats are preferred by pelagic and demersal reef-associated fish.
3. An “Agent Based Model (ABM) of juvenile cod” was established and applied for Hatter Barn to support WP5 and to test if such models can be of value for future restoration efforts, e.g. rebuilding lost reefs. To our knowledge, it was the first time that the use of a natural reef by cod has been modelled explicitly using a Lagrange approach. Based on more than 30 hierarchal-implemented “rules” the behavior of cods in the range 4 to 30 cm was simulated during a 6 month period (1st of April - 30th of December). Although not in perfect match the model predictions were in agreement with the acoustic tagging study (WP4).
4. A Computational Fluid Dynamic (CFD) model was developed and applied for a mesocosm tank experiment carried out in WP5.

Tak til

alle projektdeltagere for gode diskussioner fra projektstart og under gennemførelse af projektet samt kritisk feed-back. Især takkes **Louise Dahl Kristensen**, DTU Aqua for en stor og uegennyttig indsats med redigering af AP7.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet ”Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)”. Projektet er finansieret af Fødevareministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



References

- Ambrose RF, Swarbrick SL (1989) Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull of Mar Sci* 44:718-733
- Barton KA, Phillips BL, Morales JM, Travis MJM (2008) The evolution of intelligent dispersal strategy: biased correlated random walks in patchy landscapes. *Oikos* 118(2):309-319
- Bartumeus F, Da Luz MGE, Viswanathan GMV, Catalan J (2005) Animal Search Strategies: A Quantitative Random-Walk Analysis. *Ecology* 86(11):3078–3087
- Bohnsack JA, Harper DE, McClellan DB, Hulsbeck M (1994) Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bull of Mar Sci* 55:796-823
- Borg Å, Pihl L, Wennhage H (1997) Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua*) on sandy soft bottoms with different vegetation types. *Helgol Meeresunt* 51:197-212
- Borntrager JF, Farrell TM (1992) The effect of artificial reef size on species richness and diversity in a Florida estuary. *Florida Scientist* 55:229-235
- Burchmore JJ, Pollard DA, Bell JD, Middleton MJ, Pease BC, Matthews J (1985) An ecological comparison of artificial and natural rocky reef fish communities in Botany Bay, New South Wales, Australia. *Bull Mar Sci* 37:70-85
- Cote D, Scruton, DA, Niezgodá GH, McKinley RS, Rowsell DF, Lindstrom RT, Ollerhead LMN, Whitt CJ (1998) A coded acoustic telemetry system for high precision monitoring of fish location and movement: application to the study of near-shore nursery habitat of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Mar Techn Soc Journal* 32:54-62
- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup J, Dolmer P, Tendal OS (2009) Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 48 pp. NERI Technical Report No. 757; <http://www.dmu.dk/Pub/FR757.pdf>
- Dahl K, Göke C, Lundsteen S, Carstensen J, Al-Hamdani Z, Leth J O, Havesteen C W, von Qualen S (2011) Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area – a high risk area for shipping in the Danish Straits. *BaltSeaPlan Report* 27. Baltic Sea Region Programme 2007-2013. Project part-financed by the European Union (European Regional Development Fund).
- Godoy EAS, Almeida TCM, Zalmon IR (2002) Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. *ICES J Mar Sci* 59:138-143.
- Goodwin, RA, Loucks DP, Chapman RS (2001) Simulating Mobile Populations in Aquatic Ecosystems. *J Water Resour Plann Manage* 127:386–393.
- Goodwin RA, Nestler JM, Anderson JJ, Weber LJ, Loucks DP (2006) Forecasting 3-D fish movement behaviour using a Eulerian-Lagrangian-agent method (ELAM). *Ecol Model* 192:197-223
- Grant SM, Brown JA (1998) Diel foraging cycles and interactions among juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) at a nearshore site in Newfoundland. *Can J Fish Aquat Sci* 55:1307-1316
- Grimm V, Railsback SF (2005) *Individual-based Modelling and Ecology*. Princeton University Press. 428 p.
- Gun Oh T, Otake S, Ock Lee M (2011) Estimating the effective wake region (current shadow) of artificial reefs. In Shinyaotake et al. (Eds) *Artificial reefs in Fisheries Management*, pp 279-295
- Hawkins AD, MacLennan DN, Urquhart GG, Robb C (1974) Tracking cod *Gadus morhua* L. in a Scottish sea loch. *J Fish Biol* 6:225-236
- Heithaus MR, Dill LM, Marshall GJ, Buhleier B (2002) Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in seagrass ecosystem. *Mar Biol* 140:237-248. DOI 10.1007/s00227-001-7
- Howard AE, Nunny RS (1983) Effects of near-bed current Speeds on the distribution and behaviour of the lobster, *Homarus gammarus* (L.). *J Exp Mar Biol Ecol* 71: 27-42
- Hölker F, Breckling B (2002) Influence of activity in a heterogeneous environment on the dynamics of fish growth: an individual-based model of roach. *J Fish Biol* 60: 1170-1189 doi:10.1006/jfbi.2002.192
- Humston R, Olson DB, Ault JS (2004) Behavioral assumptions in models of fish movement and their influence on populations dynamics. *Trans Am Fish Soc* 133:1304-1328
- Johansen JL (2012) Energetics of habitat use in planktivorous coral reef fishes: does specialization confer sensitivity to changing environmental conditions. PhD thesis, James Cook University, p. 189.

- Johansen JL, Fulton CJ, Bellwood DR (2008) Coral reef fishes exploit flow refuges in high-flow habitats. *Mar Ecol Prog Ser* 360:219-226
- Kadota M, Torisawa S, Takagi T, Komeyama K (2011) Analysis of juvenile tuna movements as correlated random walk. *Fish Sci* 77: 993-998. DOI 10.1007/s12562-011-0415-y
- Kakimoto H (1983) Study on the distribution of zooplankton at artificial reefs *J Jap Soc Fish Enginee* 19(2):21-28
- Karlsen J (2011) Hot on the tail of hefty Atlantic cod: an interdisciplinary study on the behaviour at ship wrecks in the North Sea. Ph.d.-dissertation, Aarhus Universitet and Danmarks Tekniske Universitet.
- Liao JC (2007) A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 362:1973-1993
- Liao JC, Beal DN, Lauder GV, Triantafyllou MS (2003) Fish exploiting vortices decrease muscle activity. *Science* 302:1566-1569
- Lindholm J, Auster PJ, Knight A (2007) Site fidelity and movement of adult Atlantic cod *Gadus morhua* at deep boulder reefs in the western Gulf of Maine, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 342:239-247
- Link JS and Garrison LP (2002) Trophic ecology of Atlantic cod *Gadus morhua* on the northeast US continental shelf. *Mar Ecol Prog Ser* 227:109–123
- Løkkeborg S, Fernö A (1999) Diel activity and food search behaviour in cod, *Gadus morhua*. *Environ Biol Fish* 54:345-353
- Mann KH, Lazier JRN (1996) Dynamics of marine ecosystems: Biological-physical interactions in the oceans. 2nd ; Blackwell Science (Boston), p. 394
- McClintock BT, King R, Thomas L, Matthiopoulos J, McConnell BJ, Morales JM (2012) A general discrete-time modelling framework for animal movement using multistate random walks. *Ecol Monogr* 2:335-349 DOI: 10.1890/11-0326
- Nabe-Nielsen J, Tougaard J, Teilmann J, Lucke K, Forchhammer MC (2013) How a simple adaptive foraging strategy can lead to emergent home ranges and increased food intake. *Oikos* 122:1307-1316
- OpenCFD Ltd (2009) OpenFOAM User Guide 1.5, www.openfoam.org.
- Otterlei E, Folkvord A, Nyhammer G (2002) Temperature dependent otolith growth of larval and early juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *ICES J Mar Sci* 59:401-410
- Ottersen G, Bogstad B, Yaragina NA, Stige LC, Frode B, Vikebø FB, Dalpadado P (2014) A review of early life history dynamics of Barents Sea cod (*Gadus morhua*). *ICES J Mar Sci* 71 (8):2064-2087
- 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. *Fish Res* 31:39-59
- Pittman SJ, McAlpine CA (2003) Movement of marine fish and decapod crustacean: Process, theory and application. *Adv Mar Biol* 44:206-294
- Railsback SF, Grimm, V (2011) Agent-based and individual-based modelling: A practical introduction. Princeton University Press.
- Reubens JT, De Rijcke M, Degraer S, Vincx M (2014) Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *J Sea Res* 85:214–221 <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2013.05.005>
- Reubens JT, Pasotti F, Degraer S, Vincx M (2013) Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry. *Marine Environmental Research* 90:128-135
- Rose KA, Kimmerer WJ, Edwards KP, Bennett WA (2013) Individual-Based Modelling of Delta Smelt Population Dynamics in the Upper San Francisco Estuary: II. Alternative Baselines and Good versus Bad Years. *Trans Am Fish Soc* 142(5):1260-1272
- Saul S, Die D, Brooks EN, Burns K (2012) An Individual-Based Model of Ontogenetic Migration in Reef Fish Using a Biased Random Walk. *Trans Am Fish Soc* 141:1439-1452 DOI:10.1080/00028487.2012.697091
- Seaman, W. Jr, Jensen AC (2000) Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman, W Jr (Ed.). *Artificial Reef Evaluation*. New York: CRC Press, 2000. p. 1 - 19.
- Tupper M, Boutilier RG (1995) Size and priority at settlement determine growth and competitive success of newly settled Atlantic cod, *Mar Ecol Prog Ser* 118:295-300
- van Nes EH, Lammens EHRR, Scheffer M (2002) PISCATOR, an individual-based model to analyze the dynamics of lake fish communities. *Ecol Model* 152:261-278

Watkins KS, Rose KA (2014) The effects of spatial and temporal resolution in simulating fish movement in individual-based models. *Trans Am Fish Soc* 143(5):1143-1160 DOI: 10.1080/00028487.2014.911208

Zhang HH, Sun L (2001) On reproduction of the sea aquatic resources by artificial fish-reef engineering. *Resources Science* 23:6-10

Projekt Revfisk

Arbejdsplan 8: Forvaltning af Naturtypen Rev (Forvaltning)

Josianne Støttrup (AP leder), Thomas Kirk Sørensen, Josefine Egekvist (DTU Aqua)

Maj 2015

Indhold

Resumé	236
1. Introduktion	238
2. Metoder	239
2.1 Strategi for review af andre landes forvaltning af rev og fiskeri	239
2.2 Screening af EU Kommissionens udarbejdede dokumenter	239
2.3 Review af videnskabelige artikler	240
2.4 Information om tidligere fiskeri i området	240
2.5 Erfaringsopsamling af habitatrestaureringsprojekter af stenrev	240
2.6 Revdesign til habitatrestaurering	240
3. Resultater	241
3.1 Forvaltning af Naturtypen Rev (1170) i Danmark i relation til fiskeri	241
3.2 Review af forvaltning af Naturtypen Rev (1170) i andre lande	243
3.2.1 Tyskland: Natura 2000-områder i den eksklusive økonomiske zone	243
3.2.2 Holland: Natura 2000-områder i den eksklusive økonomiske zone	245
3.2.3 Sverige	246
3.2.4 Norge	247
3.3 Review af fiskerieffekter på stenrev habitater	247
3.4 Information om fiskeri på Hatter Barn	249
3.5 Erfaringsopsamling	251
3.5.1 Stenrevs genetablering.	252
3.5.2 Genetablering af biogene rev	253
3.6 Revdesign til habitatrestaurering	254
3.6.1 Strømforhold	254
3.6.2 Produktion af byttedyr	255
3.6.3 Bærekapaciteten for fisk	255
4. Diskussion	256
Tak til	260
Referencer	261

Resumé

Et stort antal stenrev har været genstand for et omfattende stenfiskeri, hvor stenrevene er blevet helt eller delvis fjernet fra de marine områder i Danmark. Specielt de lavvandede (<10m) kystnære områder har været påvirket, og det er også i disse områder, de største sten er fjernet. Forvaltningsmæssigt er den danske tilgang til regulering af fiskeri på stenrev i dag baseret på forbud mod bundslæbende redskaber i en bufferzone omkring de enkelte stenrev i Natura2000-områderne. Dette sker ud fra et ønske om at beskytte stenrevsstrukturer mod fysisk påvirkning, og sådanne bufferzoner er allerede implementeret i flere af de danske områder. I Tyskland er der foreslået beskyttelsesforanstaltninger, der begrænser bundslæbende redskaber, men tiltaget var endnu ikke vedtaget ved udgang af 2014. Ligeledes er der i Holland indtil videre kun fremsat forslag til fiskeriforvaltning i områder med Naturtypen Rev (1170) som udelukker bomtrawl og almindeligt bundtrawl. I Sverige findes der langt flere og mere udbredte stenrevs-områder i forhold til danske farvande og man har derfor endnu ikke vedtaget beskyttelsesforanstaltninger for disse områder. Det samme gælder for Norge, hvor fokus primært har været på rev med koldvandskoraller.

En gennemgang af litteraturen på fiskerieffekter på stenrevshabitater viste et begrænset antal studier på tempererede rev i forhold til studier på koralrev i tropiske områder. Effekter af fiskeriet kan groft opdeles i tre brede områder: effekter på den strukturelle del af habitater, effekter på det bentiske samfund og effekter på økosystem niveau såsom ændringer i trofiske interaktioner ved selektiv fjernelse af bestemte fiskearter eller fiskestørrelser.

Fiskeri med bundslæbende redskaber på stenbundsområder resulterer i at sten flyttes eller rulles over bunden og fastsiddende fauna og flora skades eller ødelægges. Herved udjævnes havbundens strukturer og habitatkompleksiteten sænkes. Derudover fjernes eller ødelægges bundfauna som i sig selv skaber øget kompleksitet. Effekterne kan både være akutte og kroniske. Intensiteten af fiskeriet har betydning for forekomster af fisk og invertebrater, men graden af påvirkning kan variere fra sted til sted, afhængigt af om fiskeriet foregår steder, hvor der er store naturlige fysiske påvirkninger eller ej. Endvidere kan fiskeri med bundslæbende redskaber påvirke algevegetationen; både hvilke arter, der forekommer, men også biomassen. Viden om effekter af garnfiskeriet er sparsom, men de første resultater viser, at garnfiskeriet også kan påvirke visse habitattyper i negativ retning. Hatter Barn har tidligere været et fiskeriområde, hvor man har fisket med garn efter bl.a. torsk og rødspætter, men der foregår ikke længere fiskeri i området.

En gennemgang af tiltag til stenrevsgenetablering i Danmark viste, at der kun var dokumentation for effekter fra ét projekt, Blue Reef på Læsø Trindel. Til gengæld bidrog dette projekt med både dokumentation af positive effekter på algevegetation, benthos og fisk samt med retningslinjer for fremtidige genetableringsprojekter. Genetablering af biogene habitater såsom blåmuslingebanker viste en mindre gunstig effekt, men der skal udvikles mere på metoderne for at opnå mere markante effekter af sådanne tiltag. På baggrund af den erfaring, der er opnået igennem de få projekter, kan det noteres at placeringen er vigtig for at sikre at revet ikke synker eller tilsandes. Udformning er også vigtig for at sikre stabiliteten, samt være stabil nok til at sikre en udvikling af vegetation og bunddyr. Dybden har betydning for hvilke arter vegetation eller dyr, der koloniserer revet og for produktionen, men også andre faktorer såsom temperatur og salinitet spiller en rolle her. Det er vigtigt at monitorere udviklingen på revet, så man kan videreudvikle metoderne.

Med udgangspunkt i en kosteffektiv tilgangsvinkel blev der arbejdet med tre mulige revbygningsscenarier, som vil kunne vejlede fremtidige habitatrestaureringsprojekter i forhold til

at opnå høj biodiversitet og bærekapacitet for fisk. Disse scenarier blev foretaget med udgangspunkt i en højopløselig hydrodynamisk model for Hatter Barn, og egner sig derfor til områder med nogenlunde samme forhold. Disse tre 'nye' rev blev alle 'placeret' på 10 m dybde med samme mængde sten af samme størrelse. Til gengæld varierede de i dækningsareal og udformninger (form, højde). Revenes påvirkning af de bundnære strømforhold blev undersøgt ved at beregne ændringer i strøm og sammenlignet med samme område uden rev. Resultaterne viste, at optimale betingelser for juvenile fisk bedst opnås ved at bygge i højden i stedet for i bredden på det pågældende område.

Beregninger af byttedyrsproduktion på de tre revtyper viser at revtype 3, med de lave, spredte strukturer gav den største byttedyrsproduktion og kunne understøtte flest torsk med føde over året. Resultaterne af scenarieberegningerne tyder på, at fremtidige genopretninger af rev bør stille mod flere mindre flade rev fremfor at et højt rev. Hvis man ønsker at bygge et rev, der giver størst læ og størst fødeudbud for torsk, anbefaler vi, at man blander strukturenes design og således kombinerer mange små rev med enkelte høje rev.

1. Introduktion

Et stort antal stenrev har været genstand for et omfattende stenfiskeri, hvor stenrevene er blevet helt eller delvis fjernet fra de marine områder i Danmark. Specielt de lavvandede (<10m) kystnære områder har været påvirket og de største sten fjernet fra disse områder. Stenfiskeri startede omkring 1900 tallet, men var specielt aktivt i perioden 1920 til 1960'erne. De opfiskede sten blev brugt til havnemøler og andre anlægsarbejder og som oftest blev stenene hentet fra de nærmeste liggende stenrev. I nyere tid er det specielt i forbindelse med muslingefiskeri, at der er sket fjernelse af sten. Stenene bliver bragt på land med muslingelandingerne og bliver dermed fjernet fra havmiljøet.

Den historiske forekomst af naturlige rev kendes ikke. Der er ikke blevet indsamlet systematisk viden om hvor eller hvor mange sten, der er blevet fjernet før 1991. Et forsigtigt skøn er, at der, fra 1950 og frem til den sidste sten blev fisket op i 2002, er blevet fjernet 40 km² blotlagt stenoverflade fra stenrev i kystnære danske farvande (Dahl et al., 2003). Især de huledannende rev, hvor stenene lå oven på hinanden er reduceret (Dolmer et al., 2002). De opfiskede sten repræsenterer hårbundshabitater og særlige biologiske nicher, der er fjernet fra områder på under 10 m vand (Dahl et al., 2003). Det er endvidere i denne dybdezone at lysmængderne giver de bedst livsbetingelser for algevegetation.

Forvaltningsmæssigt er fiskeri på stenrev i dag underlagt forbud mod slæbende redskaber med en bufferzone omkring de enkelte stenrev i Natura2000-områderne (jf. bekendtgørelse nr. 1048 af 28. august 2013). Dette sker ud fra et ønske om at beskytte stenrevshabitater med deres tangskove, høje biomasser og biodiversitet. Stenrev er kendt som biologisk meget produktive og for deres store artsrigdom. Stenene danner dels hæftsteder for bunddyr og planter, og dels skaber de skjulesteder i hulrum og sprækker for mange organismer. Stenrev anses også som vigtige gyde- og opvækstområder for flere fiskearter. Specielt huledannende stenrev med høj kompleksitet er med sine mange små nicher (mellem, i og omkring stenene) kendetegnet ved at være højproduktive, have stor artsdiversitet og have en funktion som fourageringsområde for mange fiskearter og marine pattedyr. Derfor kan en forvaltningsstrategi med minimering af fiskeriets negativ effekt på stenrev forventes at have en positiv indflydelse på fiskebestandene. Denne kausal sammenhæng er dog ikke dokumenteret, men kan testes vha. undersøgelser, der analyserer sammenhænge mellem stenrevenes størrelse, struktur og placering samt deres evne til at fungerer som gyde og opvækstområde for fisk.

Denne AP vil samle nationalt og internationalt viden med henblik på at komme med anbefalinger for fremtidige danske forvaltningstiltag på stenrev, der reducerer påvirkningen af miljøet samt optimerer fiskeriressourcer. I en række danske havområder er der igangsat habitatrestaurering og etablering af stenrev. Indsatsen er ikke koordineret mellem områder. Derfor vil en erfaringsopsamling tilgængelig for de enkelte projekter kunne sikre, at revene får høj biologisk værdi og en høj bærekapacitet for fisk.

Formål med denne AP var at:

- I. Foretage et review af hvordan Naturtypen Rev (1170) forvaltes i Natura 2000-områder i øvrige lande i Europa, herunder en analyse af betydning af fiskerieffekter og anden udnyttelse af denne naturtyper.
- II. Udføre en erfaringsopsamling af habitatrestaureringsprojekter af stenrev, som kan understøtte en kosteffektiv tilgangsvinkel i fremtidige habitatrestaureringsprojekter i forhold til at opnå høj biodiversitet og høj bærekapacitet for fisk

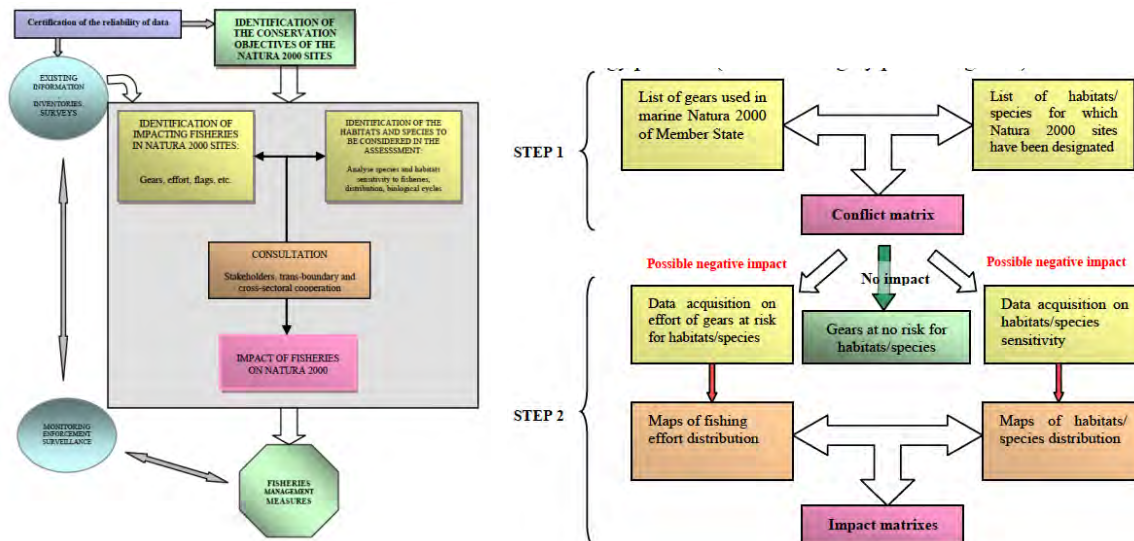
2. Metoder

2.1 Strategi for review af andre landes forvaltning af rev og fiskeri

Review af forvaltningsstrategier i andre lande fokuserer på Tyskland, Sverige, Holland og Norge. Det har været vigtigt at finde eksempler på lande, hvor den grundlæggende forvaltningsstruktur ikke afviger markant fra danske forhold. Eksempelvis er der i Storbritannien uddelegeret forvaltningsansvar til kystnære fiskeriforvaltningsenheder, som ikke findes i Danmark, hvilket gør sammenligning svært. For Tyskland, Sverige og Hollands vedkommende fokuseres der derfor også udelukkende på forvaltning af fiskeri i revområder i disse landes eksklusive økonomiske zoner. Det betyder at regulering af fiskeri skal ske fra centralt hold gennem EUs fælles fiskeripolitik og ikke gennem f.eks. kommunerne i Sverige. Herved vil reviewet bedre afspejle danske forhold, hvor det fulde ansvar for fiskeriforvaltningen i og omkring marine Natura 2000-områder i alle danske farvande hører under NaturErhvervstyrelsen. Norge er taget med som et eksempel på et ikke-EU land. Dette review er udarbejdet på baggrund af den tilgængelige litteratur, forvaltningsdokumenter samt direkte kontakt til centrale aktører i de pågældende lande.

2.2 Screening af EU Kommissionens udarbejdede dokumenter

I 2008 publicerede EU Kommissionen en række principper for, hvordan medlemslande skulle gribe forvaltning af fiskeri an i Natura 2000-områder (EC 2008). Principperne dækker f.eks. eventuelle behov for bufferzoner, hvilken dokumentation, der skal ligge til grund for regulering af fiskeri m.m. Dette var nødvendigt, da medlemslandenes fiskeriforvaltningsforslag for egne Natura 2000-områder kunne påvirke andre landes fiskerimuligheder. Alle reguleringer af fiskeriet i Natura 2000-områder uden for 12 sømil skal derfor foregå gennem EUs fælles fiskeripolitik. Det er stadig disse principper, som medlemslande læner sig op ad, når forslag til fiskeriforvaltning udarbejdes med henblik på indsendelse til EU Kommissionen til gennemførelse i EU-lovgivningen. EU Kommissionen publicerede i 2012 en vejledning til en standardiseret vurdering af fiskeriers påvirkning på Natura 2000-områder og deres udpegningsgrundlag (EC 2012). Sådanne vurderinger fungerer som vigtigt input til en beslutning om regulering af fiskeri. Vejledningens anbefalede metoder er i princippet et "best case" eksempel, men de analysetrin, som vejledningen foreskriver, er meget data-, tids- og videnskrævende. Dette skyldes bl.a. at metoderne er meget afhængige af specifik viden om de enkelte arter og habitaters dokumenterede følsomhed over for fiskeripåvirkning (se **Fig. 8.1** og **8.2** nedenfor) - en viden som kun i meget få tilfælde findes. Dette var også en af konklusionerne fra HELCOMs BALTFIMPA projekt (upubliceret). Der er således meget få eksempler, hvor vejledningen er blevet fulgt. EUs godkendelse af fiskeriforvaltningsplaner for Natura 2000-områder med f.eks. Naturtype Rev (1170) kræver meget specifik viden om lokale forhold, de enkelte redskabers påvirkning på habitaterne m.m. og denne viden er p.t. ikke underbygget i tilstrækkelig detaljeringsgrad til, at den kan anvendes i de fleste tilfælde. Oftest har lande derfor ikke skelet meget til EUs vejledning men rettere anvendt mere overordnede, simple analysemetoder til vurdering af risiko for negative fiskeripåvirkninger som udgangspunkt for fiskeriregulering. Forvaltningen er derfor blevet baseret dels på videnskaben men også på acceptable generelle antagelser. Dette har i forbindelse med Naturtypen Rev (1170) fungeret problemfrit i f.eks. de hollandske og tyske processer, mens der for andre habitattyper har været større tvivl og diskussion - et eksempel er fiskeri med bundslæbende redskaber på sandbanker, hvor der er meget lidt viden om de enkelte redskabers påvirkninger på habitaterne på kort og lang sigt.



Figur 8.1 og 8.2. En konceptuel model for vurdering af fiskeripåvirkninger på Natura 2000-områders arter og habitater (EC 2012). Det er især i forbindelse med viden om habitaters følsomhed ("sensitivity") at eksisterende viden kommer til kort, og medlemslande har derfor selv udviklet mere simple analyser til brug i forbindelse med fiskeriforvaltning.

2.3 Review af videnskabelige artikler

En vurdering af fiskerieffekter og anden udnyttelse af marine ressourcer bygger på et review af videnskabelige artikler på området. Der blev søgt litteratur igennem DTU's søgemaskine "Findit", hvor der blev søgt efter artikler, der omhandlede "fiskerieffekter", "trawlfiskeri" eller "garnfiskeri" og "stenbund", "hårdbund", "rev", "makroalger", "bentiske samfund" eller "fiskesamfund". Disse søgninger identificerede relevante udenlandske artikler, og der blev også anvendt enkeltstående relevante danske rapporter.

2.4 Information om tidligere fiskeri i området

Tidligere fiskeri på Hatter Barn er undersøgt igennem interview med lokale fiskere, gennemgang af VMS (Vessel Monitoring System) data og logbogsinformation. Enkelte fiskere blev kontaktet og spurgt om de fiskede eller tidligere har fisket i området. Derudover blev der spurgt om man kunne få adgang til eventuelle logbøger.

Danske VMS data blev gennemgået for 2009-2013 og for svenske og tyske data for 2010-2012. Dette gælder for fartøjer >15 m frem til 2011 og >12m fra 2012. Logbogsdata som indrapporteres til NaturErhvervstyrelsen blev også gennemgået og data for ICES området 40G0, hvor Hatter Barn er placeret, blev kortlagt. Hatter Barn er et relativt begrænset område i forhold til ICES kvadranten.

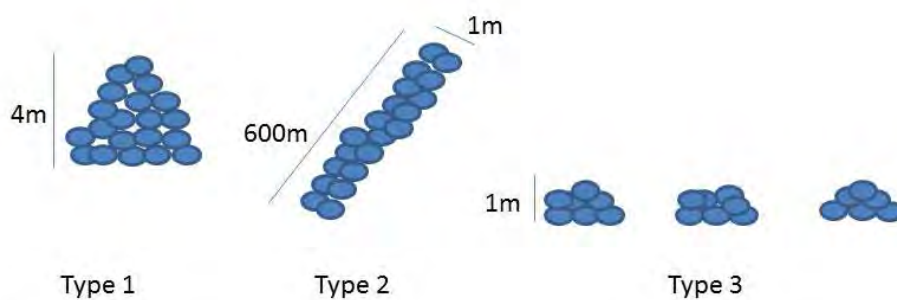
2.5 Erfaringsopsamling af habitatrestaureringsprojekter af stenrev

Information om afsluttede og eksisterende projekter om stenrev blev samlet og beskrevet med fokus på formål, monitoring og resultater. Herfra en konklusion om den opnåede viden.

2.6 Revdesign til habitatrestaurering

Med udgangspunkt i den højopløselige hydrodynamiske model for Hatter Barn blev det undersøgt, hvordan tre fiktive rev af forskellig udformning påvirkede de bundnære strømforhold og derved også de fysiske forhold, som er vigtige for habitatkvaliteten for juvenile fisk. Revene blev placeret på et fladt 10 m dybt område syd for Hatter Barn og bygget af 30 cm sten (størrelsen er bestemmende for revoverfladens ruhed og dermed for dannelsen af turbulent strømning). Rev-

type 1 blev arrangeret i en keglestub med en højde på 4 m, revtype 2 som en 600 m lang kam med en højde på 1 m, og revtype 3 som tre individuelle keglestubbe af 1 m højde (**Figur 8.3**). Revtype 2 og 3 var placeret med samme orientering. Der blev anvendt samme mængde sten (ca. 80.000 m³) til hvert af revene. Revenes påvirkning af de bundnære (40-60 cm over bunden) strømforhold blev undersøgt ved at beregne ændringerne i strøm (hastighed og retning) i forhold til samme område uden rev. For en nærmere beskrivelse se AP7. Endvidere er der beregnet byttedyrs produktion for de tre revtyper, hvis de var placeret på lavt (6-10 m) vand. Metoden til beregningen er beskrevet i AP3. De tre forskellige scenarier blev koblet med de observerede biomasse af bundfauna i fiskemaverne (estimeret i AP3) og de observerede biomasser af bundfauna fundet på Hatter Barn (AP3) for at estimere hvor mange torsk de tre rev kunne understøtte med føde (AP6).



Figur 8.3. Udformningen af de tre revtyper, der blev anvendt i scenarieberegningerne.

3. Resultater

3.1 Forvaltning af Naturtypen Rev (1170) i Danmark i relation til fiskeri



Figur 8.4. Bufferzone på 240 m omkring revstrukturer i Natura 2000-område syd for Langeland (Anon 2013).

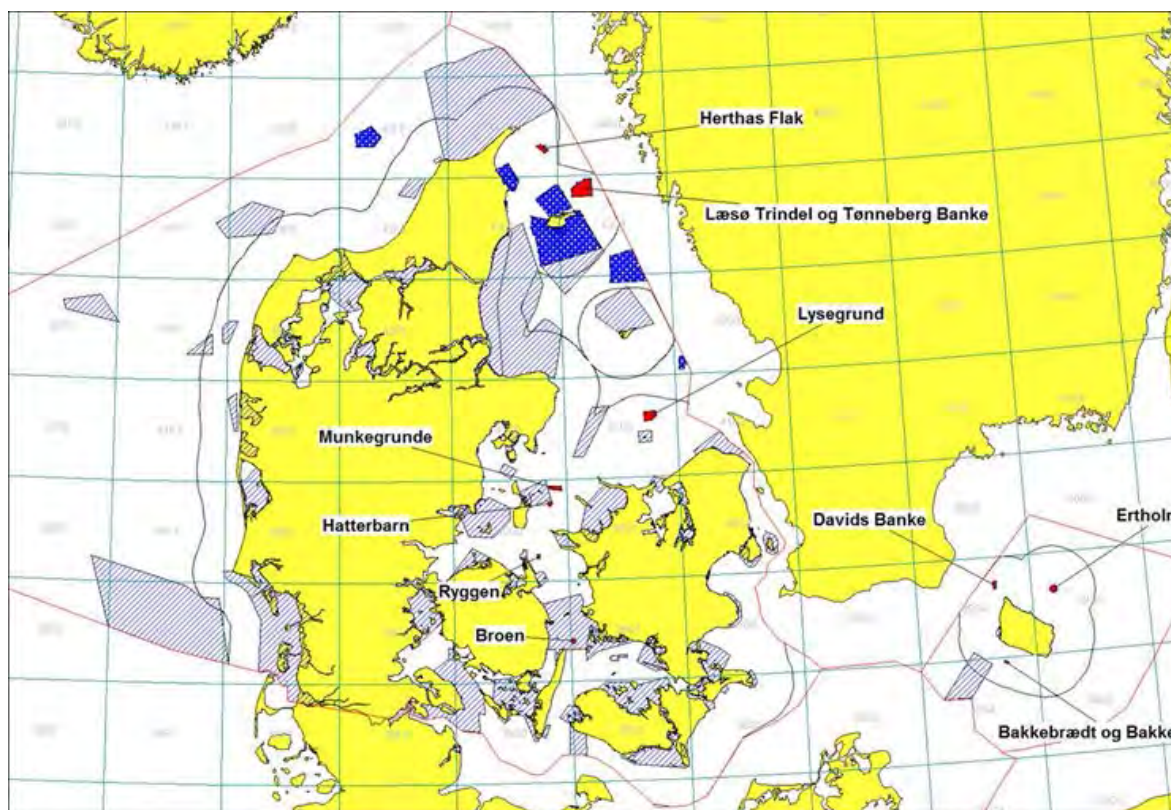
Under EU's Habitatdirektiv er der i danske farvande udpeget 65 Natura 2000-områder for rev, dvs. habitattyperne H1170 (rev) og H1180 (boblerev). Udpegningsgrundlagene for habitatområderne justeres med jævne mellemrum og som udgangspunkt hvert sjette år. Mange områder blev således udpeget i 1998, 2003 og i 2010. Den seneste opdatering trådte i kraft i 2013.

Generelt set har man i Natura 2000-områder til havs bl.a. indført krav om VVM undersøgelser ved større planer og projekter (inkl. f.eks. råstofindvinding), og man har forbudt stenfiskeri i danske farvande. Som følge af højt næringsstof-

indhold i vandsøjlen og fysisk påvirkning bl.a. fra fiskeri med bundslæbende redskaber er status for de udpegede rev fortsat angivet som "ugunstig". DTU Aqua har gennem rådgivning til Fødevareministeriets NaturErhvervstyrelse beskrevet at fiskeri med bundslæbende redskaber kan have negativ påvirkning på rev og karakteristiske arter. Da Fødevareministeriet (NaturErhvervstyrelsen) som ressortmyndighed er forpligtet til at gennemføre nødvendig fiskeriregulering med det formål at leve op til habitatdirektivets bestemmelser og målsætninger begyndte ministeriet i 2011 at igangsætte arbejdet omkring beskyttelse af revene. Dette har bl.a. inkluderet en udvikling af en dansk tilgang til beskyttelsen. Baseret på rådgivning fra DTU Aqua har man vedtaget en beskyttelsesmetode, som indebærer en 240 m beskyttelseszone omkring kortlagte revstrukturer i indre farvande, hvor fiskeri med bundslæbende redskaber ikke vil være tilladt (se eksempel fra området Stenrev sydøst for Langeland **Fig. 8.4**). I tilsvarende bufferzoner omkring boblerev er alle former for fiskeri forbudt. Bufferzonen er fastlagt efter den gennemsnitlige dybde i de pågældende farvande og den typiske trawlwirelængde anvendt ved bundtrawlfiskeri. Det er hensigten, at denne bufferzone skal forhindre bundslæbende redskaber i at komme i fysisk kontakt med revene. Denne bufferzone-tilgang har også været anvendt i rådgivning fra bl.a. Havundersøgelsesrådet ICES og er senere adopteret af Sverige i Kattegat (NaturErhvervstyrelsen 2015).

I 2013 indførte NaturErhvervstyrelsen de første forbud mod fiskeri med bundslæbende redskaber på stenrev. I første omgang var der fokus på områder i de indre danske farvande, som er udpeget i 1. planperiode – og særligt områderne, hvor Fødevareministeriet har national kompetence til at indføre fiskeriregulering. Det svarer til 36 af de 65 områder med rev, der er udpeget til beskyttelse (<http://naturerhverv.dk/fiskeri/natura-2000-i-hav/rev/>). Af de 36 områder er 26 i forvejen underlagt en beskyttelse, under enten trawlbekendtgørelsen eller andre lokale vedtægter, og der har derfor ikke været behov for regulering. Af de resterende 10 områder var der kun 4, der var grundigt kortlagte af Naturstyrelsen og man valgte derfor at begynde med at udstede en bekendtgørelse (Anon 2013) som omfatter en beskyttelse af stenrev mod fiskeri med bundslæbende redskaber i områderne Mejl Flak, Bøchers Grund, Stenrev sydøst for Langeland samt Kirkegrund.

NaturErhvervstyrelsen har siden udarbejdet reguleringsforslag for beskyttelse af rev i 3 Natura 2000-områder beliggende i Kattegat (Herthas Flak, Lysegrund, Læsø Trindel og Tønneberg Banke) og 7 områder beliggende i vestlige Østersø og Bælthavet (Munkegrunde, Hatterbarn, Ryggen, Broen, Davids Banke, Ertholmene, Bakkebrædt og Bakkegrund) (NaturErhvervstyrelsen 2015, se **Fig. 8.5**). Forslagene til regulering af de 3 områder i Kattegat/Nordsøen er i marts 2015 sendt til godkendelse i EU-Kommissionen, mens forslag for 7 områder i Østersøen sendes til godkendelse senere i 2015. Der er kun få af de resterende områder som p.t. ikke er kortlagte, og der sker en løbende udvikling af og dialog omkring beskyttelsesforslag for områderne. Senere i forløbet vil NaturErhvervsstyrelsen fokusere på udvikling af beskyttelsesforanstaltninger for Natura 2000-områder med rev i Skagerrak og Nordsøen.

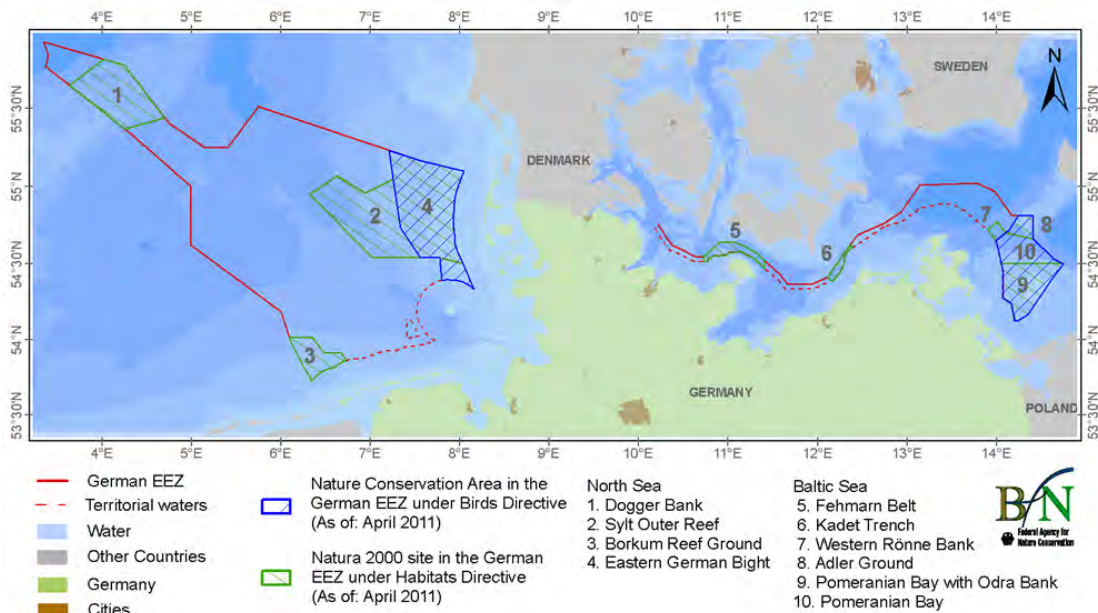


Figur 8.5. Kort med angivelse af 3 Natura 2000 områder i Kattegat og 7 områder i Østersøen for hvilke der er udviklet forslag til regulering af fiskeri til godkendelse af EU Kommissionen (NaturErhvervstyrelsen 2015).

3.2 Review af forvaltning af Naturtypen Rev (1170) i andre lande

3.2.1 Tyskland: Natura 2000-områder i den eksklusive økonomiske zone

I følge den tyske naturbeskyttelseslovgivning er det Tysklands Bundesamt für Naturschutz (BfN) og Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), som har ansvaret for udpegning og forvaltning af Natura 2000-områder i den tyske eksklusive økonomiske zone (12-200 sømil fra basislinien), både i Nordsøen og i Østersøen (**Fig. 8.6**). I dette område er der i 2004 nomineret 10 Natura 2000-områder som er officielt indrapporteret til EU i 2008 og godkendt i 2009 (Pedersen et al. 2009).



Figur 8.6. Kort med angivelse af naturbeskyttelsesområde og Natura 2000 områder indenfor den tyske eksklusive økonomiske zone i Nordsøen og i Østersøen.

Der er udpeget Natura 2000-områder for Naturtypen Rev (1170) både i Nordsøen og i Østersøen. I Nordsøen er der udpeget rev i områderne Sylt Outer Reef og Borkum Reef Ground. I Østersøen er rev foreslået beskyttet i områderne Adler Ground, Rønne Bank, Kadet Trench og Fehmern Belt. Sidstnævnte områder har også veludviklede muslingebanker.

I forbindelse med indsamling af viden og udvikling af forvaltningsplaner for områderne blev Havundersøgelsesrådet ICES bedt af de tyske miljømyndigheder (BfN) til at koordinere projektet "Environmentally Sound Fishery Management in Protected Areas [EMPAS]". Projektet inkluderede afholdelse af tre workshops, identifikation af fiskeriefekter på habitaterne, udarbejdelse af bl.a. VMS-baserede konfliktanalyser mellem fiskeriaktivitet og udpegningsgrundlag m.m. Et af hovedresultaterne fra EMPAS var en rådgivningsrapport fra ICES, skrevet af en række af ICES udvalgte eksperter (ICES 2007). Følgende er et uddrag fra denne rådgivning (ICES 2009):

ICES advises that species typical of reef habitats are generally more vulnerable to the impact of bottom-contacting fishing gears than those of sandbanks. Heavy bottom trawls can destroy the physical structure of reefs. ICES advises that it is a societal choice as to what percent of all reef (or sandbank) habitat need to be protected from bottom-contacting fishing gears before favourable condition is achieved for each site. The first two passes of a mobile, bottom contacting fishing gear have the most severe effect on benthic habitats. It is likely that reef areas with the highest potential to recover to favourable conservation status are those areas with lowest historical and current bottom trawling activity. It is also likely that areas that are trawled more than 4–5 times a year do not support self-sustaining populations of some of the characteristic benthic species most vulnerable to mobile, bottom-contacting fishing gears, particularly for reef communities.

Miljømål for områderne er defineret bredt med baggrund i de generelle mål formuleret i Habitatdirektivet. De kan findes på <http://mare.essenberger.de/en/natura2000-in-der-deutschen-awz.php>. Følgende eksempel vedrører miljømål for rev i området Borkum Riff Ground:

- *Maintenance and restoration of the site's specific ecological functions, biological diversity and natural hydrodynamics and morphodynamics;*
- *Maintenance and restoration at favourable conservation status of habitat type 1110 (sandbanks which are slightly covered by sea water all the time) and habitat type 1170 (reefs) together with their characteristic and endangered ecological communities and species;*

For udpegede habitatområder med Naturtypen Rev, er der på baggrund af bl.a. rådgivningen fra ICES foreslået beskyttelsesforanstaltninger med fokus på udelukkelse af fiskeri med bundslæbende redskaber (Sell et al. 2011). Forslagene fra 2011 rangerer således fra udelukkelse af fiskeri med bundslæbende redskaber i revenes udbredelsesområder inden for de udpegede områder til forbud mod bundslæbende fiskeri i hele det udpegede habitatområde. Det antages at forskellen mellem disse forskellige forslag skyldes tæthed og udbredelse af habitattypen rev inden for udpegningens grænser. Garnfiskeri er således ikke udelukket fra revområder. Regulering af garnfiskeri er ligeledes foreslået, men denne regulering rettes mod marsvin.

Ifølge Christian Pusch (pers.komm., Bundesamt für Naturschutz) forhandles der fortsat om beskyttelsesforslag fra 2011, og der er således endnu ikke vedtaget beskyttelsesforanstaltninger for Naturtypen Rev (1170) i de tyske Natura 2000områder i den eksklusive økonomiske zone. Dette ligger dog som en af prioriteterne for den tyske regering og der er en forventning om at der kunne ske fremskridt i 2015 (Christian Pusch, pers. komm.).

3.2.2 Holland: Natura 2000-områder i den eksklusive økonomiske zone

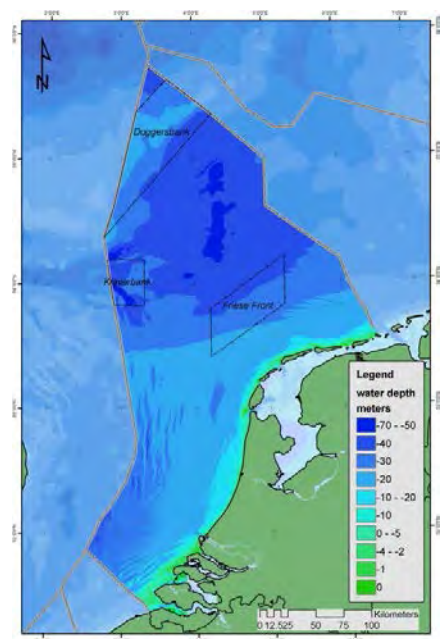
I Holland findes kun et enkelt Natura 2000-område, Cleaver Bank, udpeget for Naturtype Rev (1170) (ICES 2011; pers. komm. David Goldsborough, WUR) (**Fig. 8.7**). Revet har en særlig status i Holland, da 44% af de makrobentiske arter i hollandsk farvand kun findes her. I Holland kaldes habitattype 1170 "open-sea reefs" (ICES 2011).

Miljømålene for Cleaver Banks rev er at bevare udbredelsen af habitatet og forbedre kvaliteten af habitatet (ICES 2011; Jak et al. 2009):

- *Maintenance of the area and improvement of the quality of the habitat (by e.g. minimization of bottom disturbance);*
- *Improvement of the habitat quality. This will be delivered when there is no disturbance of the characteristic 3-dimensional structures of Cleaver Bank, thus preventing the associated sessile epifauna and allowing for "cementing together" of the hard substrate into a 3-dimensional mosaic of coarse sediment types.*
- *Conservation of the benthic community with its characteristic species diversity, such as Dead men's fingers, coralline red algae, Norway bullhead and Two-spotted clingfish.*

Da Holland skulle påbegynde processen med udvikling af fiskeriforvaltningsplaner for Natura 2000-områder i den hollandske eksklusive økonomiske zone fulgte man Tysklands eksempel og inddrog Havundersøgelsesrådet ICES til at koordinere en international proces, hvori fiskeridata og andet data blev indsamlet, analyseret og præsenteret i tæt dialog med internationale interessenter fra diverse sektorer og myndigheder fra Nordsø-landene inkl. Danmark (ICES 2011). Processen resulterede i forslag til fiskeriforvaltning i områderne, inkl. Cleaver Bank, hvor det endelige forvaltningsforslag var at forbyde anvendelse af bomtrawl og almindeligt bundtrawl i områder med Naturtype Rev (1170) og tillade miljøskånsomt fiskeri i et område som hedder Botney Cut, hvor en zoneringsstilgang blev foreslået. Man foreslog endvidere at bevare 2006-2008 niveauer for voddiskerier og garnfiskeri (ICES 2011).

Forslagene til fiskeriforvaltningen er dog endnu ikke bragt videre til implementering gennem EUs fælles fiskeripolitik, efter sigende grundet interne hollandske politiske anliggender (pers. komm. David Goldsborough, WUR).



Figur 8.7. Kort af den hollandske eksklusive økonomiske zone i Nordsøen og de hollandske Natura 2000 områder inkl. Cleaver Bank.

3.2.3 Sverige

Sverige er et EU-land og er derfor pålagt at implementere Habitatdirektivet, inkl. beskyttelse af Naturtype Rev (1170). Sveriges Naturvårdsverket definerer rev som følgende (Anon 2011):

Biogena och/eller geologiska bildningar av hårt substrat förekommande på hård- eller mjukbotten. Reven är topografiskt avskilda genom att de höjer sig över havsbotten i littoral och sublittoral zon.

Revmiljön karaktäriseras ofta av en zonerings av bentiska samhällen av alger och djurarter inklusive konkretioner, skorpbildningar och korallbildningar. Musselbankar ingår i naturtypen, om dessa har en täckningsgrad överstigande 10%.

Rev avgränsas mot omkringliggande botten där revbildningen övergår med mer än 50% i mjukbottenytan och/eller där biogena bildningar understiger 10% av täckningsgraden. Rev avgränsas mot terrestra habitat vid medelvattenståndet.

Trålning kan ha förekommit i habitatet.

I modsætning til Danmark findes der meget større og mere udbredte stenrevsområder i svensk farvand og stenrev har ikke på samme måde som i Danmark været betragtet som sjældne eller begrænsede habitater (pers. komm. Lena Tingström, Havs- og vattenmyndigheten). Der er endvidere meget store mængder af sten/klipper som kan hentes på land, så man har ikke været tvunget til at hente sten til byggeri m.m. i svenske kystvande (pers. komm. Håkan Wennhagen, Havs- og vattenmyndigheten).

I forbindelse med udvikling af forvaltningstilgange i forhold til fiskeri i beskyttede områder har man i Sverige udviklet en matrice til evaluering af de dokumenterede og potentielle fiskeripåvirkninger på habitater prioriteret af Habitatdirektivet (inkl. 1170 rev), OSPAR m.fl. (Havs- og Vattenmyndigheten 2013). Det er hensigten at denne matrice, som er baseret på den videnskabelige litteratur, skal opdateres løbende med resultaterne fra projekter som bl.a. HELCOM BALTFIMPA og EU projektet BENTHIS. Matrizen fungerer som fundamentet for en risikobaseret tilgang til fiskeriforvaltningen i beskyttede områder.

Sverige har en trawlgrænse (4 sømil fra kystbasislinjen) langs alle kysterne, hvori bundtrawl efter fisk er forbudt. Trawl efter jomfruhummer og rejer er fortsat tilladt med særlige, selektive redskaber. Formålet med denne trawlgrænse er at beskytte unge fisk og følsomme hårdbundshabitater i kystzonen. I forhold til fiskeri i Natura 2000-områder (inkl. områder med rev på udpegningsgrundlaget) er Sverige i færd med at udvikle beskyttelsesforanstaltninger. Bratten i Skagerrak er et af de områder for hvilke forvaltningen er ved at blive udviklet. Ansvar for forvaltningen ligger hos Länsstyrelsen i Västra Götaland, og de har foreslået en regulering med bl.a. fiskefrie zoner med en bufferzone på 250 meter (for at afspejle den danske tilgang i Kattegat hvor en buffer zone på 240 m er valgt) og en 1 km bred trawlkorridor for at imødekomme erhvervsfiskernes bundtrawlsfiskeri i området. Bratten ligger i Sveriges eksklusive økonomiske zone og der fiskes med fartøjer fra andre lande end Sverige, så al foreslået forvaltning for Bratten området som kan påvirke fiskerimuligheder skal viderebehandles af Sveriges Havs- og vattenmyndigheten og implementeres gennem EUs fælles fiskeripolitik.

3.2.4 Norge

Norge er ikke medlem af EU og forvalter derfor marine habitater og menneskers aktiviteter til havs gennem nationale love og regler. I forhold til rev, så har Norge traditionelt haft stort fokus på biogene rev skabt af revdannende koldtvandskoraller som f.eks. *Lophelia pertusa*. Forvaltningsplaner er udviklet til beskyttelse af koraller mod påvirkninger fra især fiskeri og olie- og gasaktiviteter (e.g. Ottersen et al. 2011). Norge er et land med nærmest uendelige stenressourcer både til havs og på land og man har eksempelvis ikke haft behov for at hente sten til havs til byggeri og andre formål. Der har heller ikke været meget fokus på beskyttelse af hårdbundsområder og stenrev (pers. komm. Jan Helge Fosså, IMR Norway). Hvis der derimod måtte findes særligt værdifulde eller prioriterede arter på bestemte stenrev kan stenrevet blive indirekte beskyttet gennem Naturmangfoldsloven eller Havressursloven. Stenrev i kystnære farvande i det sydlige Norge har eksempelvis været beskyttet for at skabe viden om, hvordan hummerbestandene på disse rev udvikler sig uden påvirkning fra fiskeri (Moland et al. 2013). Efter fire år var fangsten per indsats (CPUE) for europæisk hummer (*Homarus gammarus*) steget med 245% i beskyttede områder, mens CPUE i kontrolområder steg med 87%. Torsk viste også en positiv respons efter beskyttelsen af revene.

3.3 Review af fiskerieffekter på stenrev habitater

Effekter af fiskeriet kan groft opdeles i tre brede områder: effekter på den strukturelle del af habitater, effekter på det bentiske samfund og effekter på økosystem niveau, for eksempel i ændringer i trofiske interaktioner ved selektiv fjernelse af bestemte fiskearter eller fiskestørrelser.

Størsteparten af litteraturen fokuserer på fiskerieffekter på koralrev. Dette er nok fordi koralrev udviser en ekstraordinær artsdiversitet og samtidig har været ringe beskyttet mod trusler fra menneskelige aktivitet eller naturlige trusler. Således er omkring 40% af det oprindelig koralrevs system gået tabt, og processen med tab af denne habitattype fortsætter (Bruno & Selig, 2007). I denne sammenfatning vil effekter på koralrev ikke blive taget med.

Studier af effekter af fiskeri dækker over flere type habitater fra blødbund til hårbund og fra kystnære lavvandede områder, hvor der fiskes med bundsløbende redskaber efter muslinger til dybere områder. I dette projekt er fokus på stenrev, og derfor er fokus for denne sammenfatning fiskeri på sten- eller grusbund.

Studier af effekter af fiskeri på hårbundsområder har vist ændringer på strukturen i disse områder med grus eller stenrev, hvor sten flyttes eller rulles over bunden og fastsiddende fauna og flora skades eller ødelægges (trawl type 'roller-rigged trawl', Auster et al., 1996; Freese et al., 1999). Endnu en undersøgelse viste at suspenderet fint materiale lagde sig på grus, som derved blev begravet af det nye aflejrede sediment (Caddy, 1973). Betydning af disse rev for fisk har været belyst i en sammenfatning på områder (Støttrup et al., 2013). Torskeyngel har behov for grus eller lignende kompleks bundhabitat for at sikre vækst og overlevelse, mens andre arters behov for disse komplekse habitater kan være fakultativ, dvs. at tilstedeværelse af disse habitattyper øger deres overlevelse, men de er ikke nødvendige for populationens overlevelse (Auster & Langton, 1999). Fiskeri med bundsløbende redskaber sænker habitatkompleksiteten ved at udjævne havbundens strukturer, fjerne eller ødelægge bundfauna som dør og fjerne arter, der i sig selv skaber øget kompleksitet. Effekter kan være både akutte og kroniske (Auster & Langton, 1999). Størst effekt af fiskeri med bundsløbende redskaber forventes at være på de mest komplekse habitater, dvs. på grus eller stenrev (Auster & Langton, 1999). Der findes få studier af hvor hurtig genetableringen sker og hvor omfattende de kort- og langvarige effekter er af forskellige bundsløbende redskaber med forskellige fiskeriintensiteter. Betydningen af disse habitattyper for kommercielt vigtige arter på populationsniveauet er stort set ukendt. Modelstudier viser en sammenhæng mellem habitatdegradering og overlevelse for torsk, når populationen på forhånd er på et lavt niveau (Lindholm et al., 1998). Empiriske data findes også bl. a. i et australsk studie, der viser en kobling af bundfauna sammensætning og forekomst af vigtige kommercielle fiskearter (Auster & Langton, 1999). Her blev fundet en tæt kobling mellem et fald i biomassen af bentiske invertebrater og erstatning af kommercielt vigtige arter med andre fiskearter af ringe kommerciel betydning. Genopretning skete efter ophør af trawlfiskeri men med en markant tidsforsinkelse.

Studier i fiskerieffekter på de bentiske samfundsstrukturer har givet meget varierede resultater. Effekter af fiskeri på hårbundsområder har været undersøgt i enkelte studier, hvor man har påvist ændringer på bundfauna sammensætning, artsrigdom og biomasse ved brug af bundsløbende redskaber (scallop dredge; Collie et al., 1996, 1997). Intensiteten af fiskeriet har også betydning for forekomsten af fisk og invertebrater (Engel & Kvitek, 1998). En analyse af det bundlevende samfund på områder i Nordsøen, hvor der er fisket intensivt over mange år, viste at biomassen, artsrigdom og produktionen faldt med stigende fiskeriintensitet (Reiss et al., 2009). Dette betyder, at selv på områder, hvor der fiskes hårdt, og hvor man har observeret ændringer i dyresamfund, kan et fortsat fiskeri stadig forårsage skader på det bentiske samfund. Graden af påvirkning kan dog variere fra sted til sted og kan nogle steder være begrænset til de bunddyrssamfund med længelevende skrøbelige arter, som især findes i områder stort set uden naturlige fysiske påvirkninger (Kaiser 1998). Fiskeri på en fiskeart, der er afhængig af et bestemt habitat, har vist sig at ændre fiskesamfundet, hvis habitatet blev forringet (Auster & Langton, 1999), og dermed reducere fiskeriudbyttet. Der er delte meninger om hvor langt tid det tager at genoprette disse ændringer. På grusbund sker genopretningen efter bundtrawl med otter trawl umiddelbart efter fiskeriet er ophørt (Kaiser et al., 2006) eller indenfor et år (Kenchington et al., 2006). Nogle steder kan det dog tage op til 15 år at genoprette forholdene efter aktiviteten ophører (Auster & Langton, 1999), men varigheden afhænger af mange faktorer og forhold.

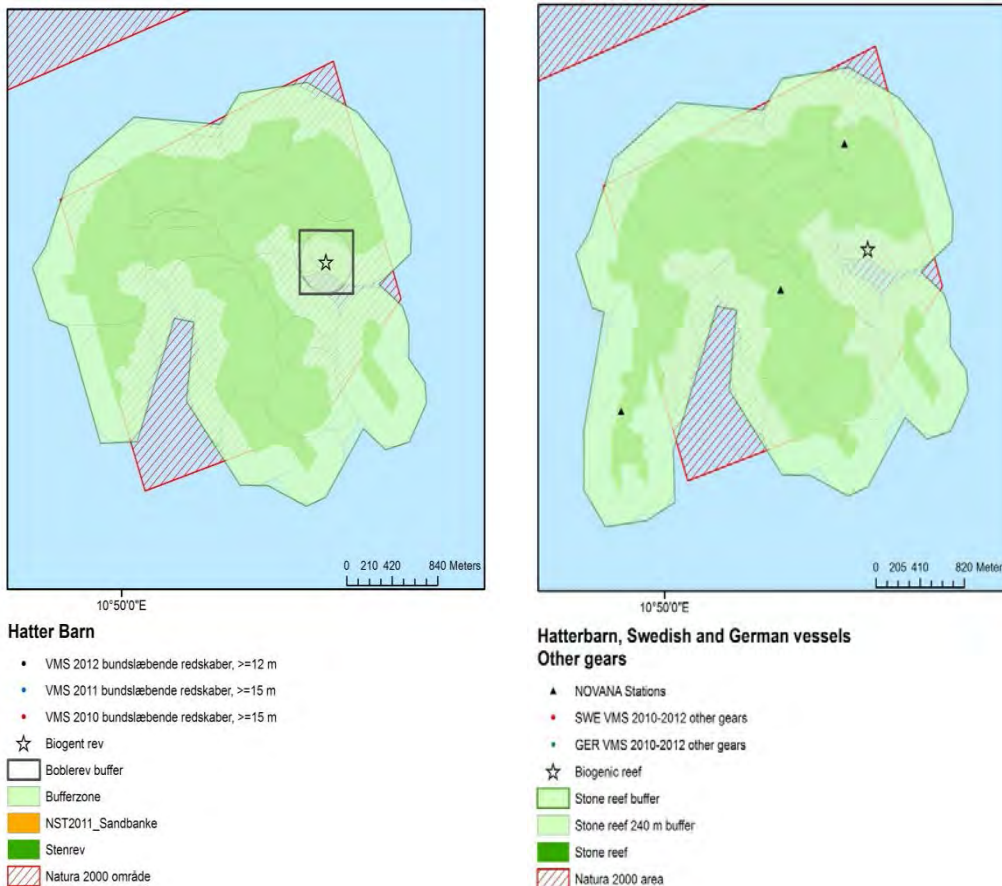
Der findes kun en publiceret undersøgelse af slæbende fiskeriredskabers effekt på stenrevs algevegetation (Dahl 2005). I dette pilotforsøg blev det sandsynliggjort, at der foregik et fiskeri med bundslæbende redskaber på stenrevet Store Middelgrund, og at fiskeriet var årsag til en estimeret reduktion af vegetation på ca. 60% på to overvågningsstationer. Der blev også konstateret tegn på fysisk påvirkning på sten. I et efterfølgende notat kunne DTU Aqua ud fra VMS data ikke afvise, at der foregik enkelte trawltræk over Store Middelgrund. Ved hjælp af VMS data har man kunnet konstatere at det primært er garnfiskere, der fisker på stenrev som f.eks. Kim's Top (Støttrup et al. 2013). VMS data dækker dog kun fartøjer >12 m, og det vides ikke hvorvidt mindre fartøj har trawlet på eller omkring stenrev. Som følge af beskyttelse af stenrev i Danmark, foregår der ikke længere fiskeri med bundslæbende redskaber på rev eller i en bufferzone omkring de beskyttede rev.

Der er meget lidt viden om effekten af garnfiskeri på stenrevenes struktur og revenes flora og fauna. Tabte fiskeriredskaber, såkaldte 'spøgelsesgarn', kan påvirke økosystemer negativt ved i varierende grad (afhængig af dybde, strøm og redskab) at fortsætte med at fange fisk og andre organismer og forårsage fysisk påvirkning af levesteder. Omfanget af marint affald i form af tabte fiskeriredskaber er aldrig blevet systematisk undersøgt i danske farvande, men oprydningstogter i f.eks. Sverige og Norge indikerer, at de udgør en væsentlig kilde til marint affald. Det er især ved fiskepladser med strukturelt komplekse bundforhold (rev, vrage o. lign.), at risikoen for at miste fiskeriredskaber er størst. Undersøgelser fra Norge har vist, at mængden af affald er omfattende og består af alt fra hele garn og trawl til wirer, tov og garndelev (Hansen et al., 2012). Forsøg gennemført i Den Mexicanske Golf (Shester & Micheli, 2011) har dokumenteret at garnfiskeri har en større påvirkning på hårbundsvegetationen end hidtil antaget. DTU Aqua gennemfører i 2014/2015 en undersøgelse af den påvirkning garnenes ankre kan have på rev ved sætning og indhaling af garn. Denne undersøgelse forventes publiceret i løbet af 2015. ICES (2006) konkluderede ligeledes, at en kronisk påvirkning af habitater og tilhørende arter fra stående redskaber over tid kan sammenlignes med påvirkning fra aktive fiskeriredskaber.

3.4 Information om fiskeri på Hatter Barn.

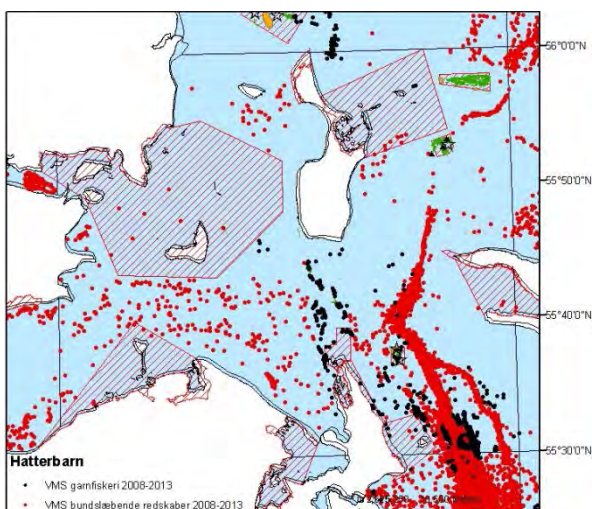
Oplysninger om fiskeri på og omkring Hatter Barn er meget sparsomme. Fiskere har fortalt, at der tidligere har været fiskeri efter torsk og rødspætter på Hatter Barn, hvor der kunne fiskes op til 3-400 kg rødspætter per dag på de grunde (lavvandede) områder omkring Hatter Barn eller 3-4000 kg torsk på 15-20 m dybde. Fiskeriet foregik i 1980'erne og 1990'erne, hvor man ikke fangede krabber i de mængder, man gør i dag.

VMS data for 2009-2013 blev set igennem, og der har ikke været nogen VMS positioner på Hatter Barn i hverken de danske, svenske eller tyske data (**Fig. 8.8**). Sidstnævnte er data for 2010-2012 tilgængelig. Dog findes ingen VMS data for fartøjer under 15 m frem til og med 2011 og fartøjer under 12 m fra 2012. Dette betyder, at mindre fartøjer kan have fisket i området i perioden, uden at det er blevet registreret.



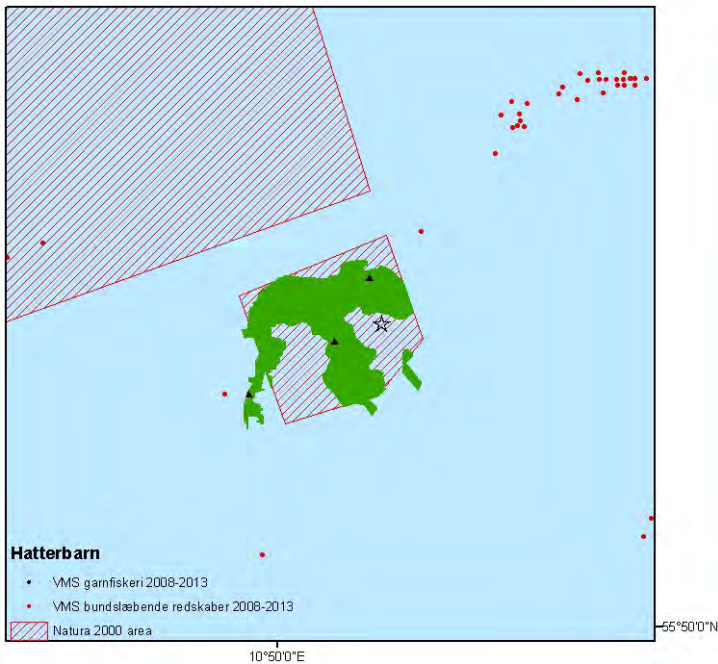
Figur 8.8. Figuren tv. viser ingen tegn på fiskeri med bundsæløbende redskaber i området omkring Hatter Barn på baggrund af udtræk af dansk VMS data. Den til højre viser det samme for udenlandske fartøj. Kortene viser Natura 2000 området, udpegningsgrundlag, bufferzoner omkring stenrevet, og hvor der er tjekket for VMS data.

Logbogsdata indrapporteres i en væsentlig større rumlig opløsning i forhold til Hatter Barn og den mindste rumlige opløsning i logbøgerne er et ICES rektangel (**Fig. 8.9**). Hatter Barn ligger indenfor rektangel 40G0, og rektangleret er ret stort i forhold til revområdet. I 2015 vil fiskerne rapportere træk for træk med position, og det vil give en bedre rumlig opløsning fremover.



Figur 8.9. Fiskeri med garn og bundsæløbende redskaber i perioden 2006-2013 i hele ICES rektangel (40G0).

Kortet i **Fig. 8.8** er forstørret for at belyse fiskeri med garn og bundslæbende redskaber på og omkring Hatter Barn (**Fig. 8.10**). VMS data bekræfter fiskernes oplysninger om, at der ikke er fisket i nærheden af revkomplekset.



Figur 8.10. Fiskeri med garn og bundslæbende redskaber i perioden 2006-2013 på og omkring Hatter Barn.

3.5 Erfaringsopsamling

I Danmark er der sket en øget aktivitet i forhold til genopretning af stenrev på havområdet i de seneste 10-15 år (se **Fig. 8.11**).



Figur 8.11. Kort over Danmark med placering af de forskellige stenrev eller biogene rev etableret. Formål har været en blanding af genopretning, genetablering eller etablering.

3.5.1 Stenrevs genetablering.

Danmarks første stenrev blev til på initiativ af en dykkerklub i Aalborg, som gerne ville have et godt dykkersted. Der blev lagt sten ud (ca. 50 m³) på forholdsvis blød bund i 2002 vest for Aalborg. Der er forlydende om, at stenene er synket helt eller delvis ned eller er sandet til pga. strøm og sedimentering i området.

Det største stenrevs genetableringsprojekt var Blue Reef, som blev finansieret af EU LIFE (LIFE06 NAT/DK/000159). Her blev stenrevet Læsø Trindel nordvest for Læsø i Kattegat genetableret efter mange års stenfiskeri. Formålet med genetablering var at stabilisere det tilbageværende rev, genoprette revets oprindelige lavvandede del samt genetablere funktionen af et huledannende stenrev. Projektet er nok det første, og foreløbig det eneste, der har dokumenteret effekterne af stenrevs genetablering.

Læsø Trindel blev genetableret i 2008 og de efterfølgende bathymetriske undersøgelser viste, at de nye sten var lagt på revet som planlagt, og at de var stabile 4 år efter. Den lavvandede del af rev blev bragt fra ca. 4 m til den historiske dybde på omkring 1,5 m. Toppe og andre former samt anvendelse af store sten sikrede den nødvendig kompleksitet og diversitet i form af huler og sprækker. Biomassen af bunddyr og vegetation øgedes seks til otte gange både i dybdeintervallet 5-6 m og 9-10 m, fire år efter genetableringen i forhold til før genetableringen (Stenberg et al. 2015). Læbefisk såsom havkarusse var talrig både før og efter genetableringen, men andelen af større individer steg efter genetableringen af stenrevet (Støttrup et al. 2014). Større tætheder af kommercielt vigtige arter såsom torsk og sej blev observeret efter genetableringen. Der kom både flere større torsk, men også flere juvenile torsk, hvilket tyder på, at genetableringen af revet har skabt flere skjulesteder for småtorsk og forbedret fourageringsmulighederne for de større torsk. Det var især på den lavvandede del af revet, at de signifikant større forekomster af torsk blev observeret (Støttrup et al. 2014).

På baggrund af de erfaringer opnået under Blue Reef projektet, blev der opstillet nogle retningslinjer til fremtidig stenrevs genetableringsprojekter. Rapporten findes på denne web-side: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Bestpracticestonereefenglishversion.pdf>, og en kopi er vedlagt som Bilag A. Denne korte rapport er et vigtigt redskab, som danner grundlag for en ansvarlig udvikling på området, der sikrer at disse projekter gør gavn i det marine miljø. Kortfattet giver rapporten retningslinjer til hvilke informationer man bør samle inden man går i gang med selve genopretningsarbejdet og betydning af monitoringen. Rapporten beskriver hvordan og hvornår man bør inddrage interessenter, og går i dybden med beskrivelse af planlægningsfasen, som omfatter udvikling af projektet, definition af formålet, baggrundsinformation og data nødvendigt før projekt implementering, risici analyse og planlægning af efterfølgende monitorering. I det følgende er gengivet hovedpunkterne fra rapporten med retningslinjer for genetablering af stenrev.

For at sikre inddragelse af lokale interessenter og deres specifikke viden og lokalkendskab i projektets opbygningsfase bør projektet være offentligt fra starten. Der bør være en god formidlingsplan igennem alle projektets faser. Selve planlægningsfasen omfatter en klar beskrivelse af formålet og dermed succeskriterier for genetableringen. Der skal indhentes lokalt kendskab til tidligere revforekomster, samt lokalitetens morfologi og hydrodynamiske forhold, og her giver rapporter flere ideer til kilder. Under risikovurdering omtales bundforhold, sediment transport i området og andre forhold, som man bør overveje, udover valget af materiale til konstruktion og udformning af selve revet. Endvidere i afsnit om monitoringen anbefales det, at der foretages en forundersøgelse (baseline) og efterfølgende undersøgelser for at dokumentere den ønskede effekt af genetableringen. Rapporten giver også en række andre gode og nyttige informationer omkring forvaltning, hvad og hvor man skal søge tilladelser til etablering af stenrev (Anon. 2013).

Der er også implementeret en række mindre stenrevsprojekter. For de flestes vedkommende er der dog enten ikke foretaget nogen monitoring eller monitoringen er ikke afsluttet/afrapporteret endnu. I det følgende er gengivet de stenrevstiltag vi kender til. I forbindelse med byggeriet af Amager Strandpark i 2007 byggede man en dykkerbane, "Havheksen" ud for strandparken. Den består af spredte stenrev og andre strukturer, som altså skaber en fin rute for dykkere. Der er ikke foretaget en egentlig monitoring i området.

Als stenrev blev etableret i 2012 med henblik på '*at skabe et forbedret havmiljø, en forbedret vandkvalitet og en øget biodiversitet i havet omkring Als gennem skabelsen af huledannende stenrev samt dokumentere effekterne af ny- eller gendannede rev og udbrede kendskabet til havmiljøet generelt og effekten af revene*'. På <http://www.alsstenrev.dk/> kan man få flere informationer samt se billeder og videoer af den biologiske udvikling på det genetablerede rev. Projektet blev skabt på baggrund af et samarbejde mellem Sønderborg Kommune, LandboSyd og Dykkerklubben Poseidon. Revet består af ca. 2000 m³ sten fra lokale landmænd samt motorvejsbyggeri i området. Resultater fra en egentlig monitoring foreligger ikke i skrivende stund.

Ved Hyllingebjerg-Liseleje blev der i 2013 etableret et stenrev på ca. 50 m længde vha. ca. 500 tons sten. Formålet var en kombination af kystsikring med et biologisk rev til fordel for den lokale biodiversitet og for at give ekstra muligheder for lystfiskeri. <http://www.liselejekyst.dk/>. Der er ikke foretaget en egentlig monitoring i området.

Salling Aqua Park blev til i forbindelse med byfornyelsesprojektet "Liv på havnen i Glyngøre. Her har man skabt en dykkerpark bestående af en minestryger, grotte af beton, tankvogn, et mindre vrug samt adskillige mindre stenrev. Området skal appellere både til dykkere, snorklere, men også lystfiskere og turister i al almindelighed. Mere information om projektet kan findes på hjemmesiden: <http://www.sallingaquapark.dk/index.php/salling-dykker-park>. Der er ikke foretaget en egentlig monitoring i området.

Som en sidegevinst ved anlægsarbejdet med sikring af den gamle Lillebæltsbro opstod der nogle store stenrev til gavn for havmiljøet. Middelfart Kommune vurderede at disse rev formentligt ville tiltrække mange sportsdykkere, men at området var farligt pga. stærk strøm og revenes store dybde (ca. 35 m). Man besluttede derfor at skabe to dykkervenlige rev hhv. øst og vest for den gamle Lillebæltsbro – bl.a. lige ud for den lokale dykkerklub, Marsvinet. Der foretages så vidt vides ingen monitoring af udviklingen.

I øvrigt har Slagelse Kommune søsat en forundersøgelse for at afdække mulighederne for et kunstigt rev ud ved Slagelse Kommunes Storebæltskyst. Hvorvidt der vil blive foretaget monitoring i området vides endnu ikke.

Foruden disse stenrevstiltag findes naturligvis også flere havvindmølleparker, hvor man etablerer stenrev ved fundamentet for at skabe hårbundshabitat, og den sunkne færge i Sydfyn.

Sammenfattet kan det noteres at placering er vigtig for at sikre, at revet ikke synker eller tilsandes. Udformning er også vigtig for at sikre stabiliteten, samt være stabil nok til at sikre en udvikling af vegetation og bunddyr. Dybden har betydning for hvilke arter vegetation eller dyr der koloniserer revet og for produktionen, men også andre faktorer såsom temperatur og salinitet spiller en rolle her. Det er vigtigt at monitorere udviklingen på revet, så man kan videreudvikle metoderne. Endvidere bør man være opmærksom på at omfanget af de fjernede sten skønnes at være 40km², og at de tiltag der er nævnt foroven er som en dråbe i havet.

3.5.2 Genetablering af biogene rev

I den inderste del af Vejle Fjord har det frem til omkring 1980 har muslingefiskeri været tilladt. Men efter dette fiskeri ophørte, har muslingebankerne ikke genetableret sig, som forventet. Fjernelse af sten ved muslingeskrab har formentligt forringet det komplekse hårbundshabitat, som muslingerne bundslår på, og det er en mulig forklaring på den manglende naturlige gen-

etablering. Derfor forsøgte man at genetablere muslingebankerne i 2002. Der blev lagt tomme muslingeskaller ud i Vejle Fjord i forskellige strukturer dels som løse skaller eller skaller samlet i enkelte poser eller poser med skaller stablet sammen til mere komplekse strukturer. Projektet blev gennemført i samarbejde mellem DTU Aqua, Dansk Amatørfiskerforening, Vejle Amt og Vejle Kommune. Der skete ikke som forventet bundslåning af nye muslinger på hverken de løse skaller eller sækkene med skaller. Begrundelse for den manglende nedslåning var ikke mangel på rekruttering, idet tov-net hængt fra overfladen blev hurtig koloniserede, men kunne skyldes enten den store forekomst af strandkrabber, at muslingeskallerne ikke udgjorde et tilstrækkeligt stabilt grundlag, eller det fedtemøg, der hurtig aflejrede sig på alle overfladerne. Der blev dog observeret en lidt højere diversitet af epifauna på de udlagte mere komplekse muslingestrukturer (Olesen 2006). Den høje sedimentation i området har siden dækket disse strukturer. En senere udlægning af endnu mere komplekse strukturer i 2005 viste øgede fangster af skrubbe, ising, pighvar og rødspætter i forhold til to kontrolområder (Dolmer & Støttrup, upublicerede data).

I Nørre Fjord blev der også forsøgt at genetablere muslingebanker. På baggrund af de erfaringer opnået i Vejle Fjord, blev der arbejdet med etablering af levende muslingebanker med det formål at genoprette fjordens funktion. Dette projekt blev gennemført i et samarbejde mellem DTU Aqua, Faaborg Amatørfiskerforening, Syddansk Universitet og Nordshell. Det blev vist, at det var hurtigere at genoprette den biogene struktur, som blåmuslinger udgør på et komplekst substrat, og at dette komplekse substrat danner et stabiliserende underlag for muslingebanken (Christensen et al. 2015). Endvidere blev det vist at antallet af fisk, især trepigget hundestejle og torsk var gået frem i området, hvor muslingebanken var blevet genetableret (Poulsen et al., 2012). På trods af en invasion af søstjerne der udryddede de levende muslinger, stod strukturen af tomme muslingeskaller tilbage. På muslingestrukturerne blev der observeret en større biodiversitet af fisk samt en tredobling i antallet af småfisk, der er vigtige bytte for større og kommercielt vigtige fiskearter (Kristensen et al. 2015).

Ligesom for stenrev, er placering af muslingebanker et vigtigt element for succes af genetableringen. Det er vigtigt at de ikke synker eller dækkes til. Endvidere er det vigtigt at kunne opretholde et 'levende' rev for at sikre en videre udvikling. Derfor kan placering være vigtig i forhold til invaderende rovdyr og bundslåning af nye muslinger. Der er behov for en væsentlig indsats for at videreudvikle dette koncept. Endvidere mangler der belysning af betydning af muslingebanker for fisk.

3.6 Revdesign til habitatrestaurering

3.6.1 Strømforhold

I forhold til den flade havbund har hårbundshabitater højere biodiversitet og tæthed af bunddyr, der tjener som føde for fisk. Som følge af den høje tilgængelighed af føde og fordi strukturerne på stenrev fungerer som skjul fra prædatorer, kan stenrev være vigtige for små fisks overlevelse. Tidligere undersøgelser har vist, at stenrevenes design påvirker tætheden af fisk, men undersøgelserne har også vist, at der ikke er ét universelt design, som er optimalt for fiskenes overlevelse og vækst. Naturlige og rekonstruerede stenrev påvirker strømforholdene lokalt med øgede hastigheder på siderne og toppen af revet og nedsat hastighed "foran" og i læsiden af revet, hvor der opstår idvand (modstrømning) og øget turbulens. Her kan fiskene finde læ, når strømmen er for kraftig på siderne af revet. Modstrømning i læsiden bevirker at dyreplankton opkoncentreres, og i disse perioder vil planktonspisende fisk have optimale fødeforhold. Afhængig af de stedlige forhold og revenes udformning kan der ske opvæld af næringsrigt bundvand på revenes forside (i forhold til strømretningen). Dette kan være med til at understøtte en tæt bestand af makroalger øverst på revet og derved forbedre fiskenes mulighed for at søge skjul i en tæt algebevoksning.

På alle tre konstruerede rev, der blev simuleret, øgedes strømhastigheden på top- og toppene af revet samt på siderne, mens strømhastigheden blev reduceret på både forside og bagside af revet med øget turbulens og modstrømning i læsiden. Som forventet havde det høje rev (type 1) den største påvirkning af de absolutte strømhastigheder (positiv og negativ). Men det var uventet at revtype 1, som havde det mindste bundareal, også påvirkede det største areal omkring revet med signifikante strømændringer (>10% ændring). Især var arealet med 'id-vand' langt større ved revtype 1.

En af grundene til stenrevenes store produktivitet skyldes den rumlige og tidslige variation i strømforholdene – forhold som man ikke finder på den jævne bund. Revenes store produktion af potentiel fiskeføde skyldes optimale forhold for filtrerende dyregrupper (muslinger, sækdyr, mosdyr, svampe), der er afhængige af en stadig tilførsel af plankton. På revene sikres dette af høje strømhastigheder. Fiskenes udnyttelse af den store fødeproduktion er betinget af, at de i perioder med stærk strøm kan finde læ på revets bagside i forhold til strømrretningen. Men det afhænger også af, at de kan fouragere på de produktive revsider uden at blive udsat for voldsomt strømpres. Baseret på strømstatistik fra Hatter Barn-modellen er hastighederne på revesider under 10 cm/s i 25% af tiden. Dette er antageligt tiltrækkeligt for en effektiv fouragering. De stille perioder opstår især i forbindelse med tidevandets strømskifte.

Den samlede konklusion er, at under forhold som ved Hatter Barn vil reetablering af et rev med optimale betingelser for juvenile fisk bedst løses ved at bygge i højden i stedet for i bredden.

3.6.2 Produktion af byttedyr

Beregninger af byttedyrsproduktion på de tre revtyper viser at revtype 3, med de lave, spredte strukturer gav den største byttedyrsproduktion (**Tabel 8.1**). (6-10 m). Dette tyder på, at det er bedre at bygge mange lave rev fremfor ét højt rev ved revgenopretning. Når man således tager byttedyrsproduktionen med i betragtningerne om, hvad der udgør det bedst egnede habitat for torsk, danner der sig et andet billede, end når man kun betragter det fysiske miljø, hvor det høje rev formentligt egnede sig bedst til torskehabitat.

Tabel 8.1. Estimeret biomasse af torsks byttedyr i kg askefri tørvægt. Biomasserne er angivet for hvert af de tre rev design på lavt vand.

Byttedyr	Revtype 1	Revtype 2	Revtype 3
Bittium reticulatum	2	5	7
Carcinus maenas	1058	3127	4415
Corophiidae	36	106	149
Dexamine	4	13	19
Idotea granulosa	6	18	26
Mysida	8	23	33
Nereididae	102	301	424
Paguridae	39	115	162
Pisces	1244	3677	5191
Total	48205	142490	201166

3.6.3 Bærekapaciteten for fisk

Det blev beregnet hvor mange torsk et rev kan understøtte med føde over året på de tre revscenarier. Her viste det sig, at produktionen af byttedyr egnet til torskeføde var jævn hen over året med en meget lille øgning i sommerperioden (**Figur 8.12**). Havkarusse havde flest byttedyr

at fouragere på over sommerhalvåret og langt større mængder i forhold til de tre andre fiskearter inkluderet i analysen. Byttedyrsproduktionen af arter egnede som føde for savgylter toppede i sensommer. Fødeudbyttet for almindelig ulk var jævnt over året og lidt højere end for torsk dog lidt højere i vinterperioden. For alle 4 fiskearter var mængderne af tilgængelige byttedyr højest på revtype 3. Dette tyder på, at fremtidige genopretninger af rev bør stille mod flere mindre flade rev fremfor at et højt rev. Dette resultat harmonerer godt med resultatet for fødeproduktionen, selvom det estimerede antal torsk, som et rev kan understøtte med føde, synes at være meget lavt på Hatter Barn. Hvis man ønsker at bygge et rev, der giver størst læ og størst fødeudbud for torsk, anbefaler vi, at man blander strukturenes design og således kombinerer mange små rev med enkelte høje rev.

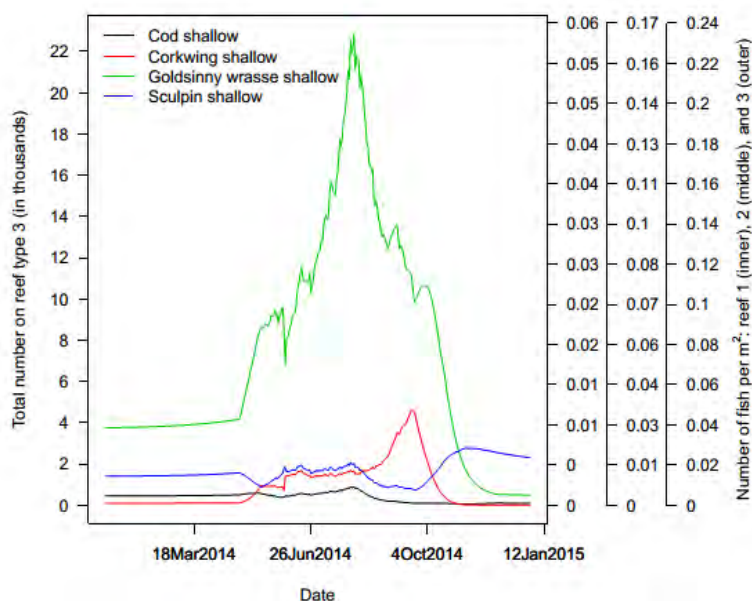


Figure 8.12. Estimering af det totale antal fisk, torsk (cod), savgylte (corkwing), havkarudse (goldsinny wrasse) og alm. ulk (sculpin), de tre revtype kunne understøtte med føde. På venstre Y-akse ses det totale antal fisk på revtype 3 i tusindetal. På den højre Y-akse ses antal fisk per m^2 på hhv. revtype 1 (den inderste akse), revtype 2 (midterste akse) og revtype 3 (yderste akse).

4. Diskussion

Sammenlignet med andre lande er Danmark langt fremme i forbindelse med udvikling af reguleringsmekanismer til og implementering af forvaltning af fiskeri i områder med Naturtypen Rev (1170). Dette skyldes at NaturErhvervstyrelsen gennem en flerårig proces har haft en meget fokuseret tilgang til forvaltningen af fiskeri på netop denne naturtype. Forklaringer til denne høje prioritering af revene kan være at rev er et relativt begrænset og sjældent habitat i de danske farvande, som gennem tiden er reduceret yderligere gennem stenfiskeri m.m. Derudover betragtes de som nogle af de mest sårbare danske naturtyper i forhold til fiskeri, og at andre lande som eksempelvis Sverige og Norge dels har langt større forekomster af rev og dels har flere stenressourcer på land, som gennem tiden har skånet revene til havs i forhold til indvinding af råstoffer.

Den danske tilgang til regulering af fiskeri på Naturtypen Rev (1170) i Natura 2000-områder omfatter en bufferzone-tilgang baseret på gennemsnitlig vanddybde og typisk anvendte trawlwirelængder, som sikrer revene mod mekanisk påvirkning fra bundsløbende fiskeredskaber (f.eks. bundtrawl, snurrevod m.fl.). I Danmarks hidtidige implementering af Habitatdirektivet har man ikke betragtet mobile fiskearter som f.eks. torsk som værende typiske eller karakteristiske arter for naturtypen Rev (1170), som man skal tage særskilt højde i Natura 2000 forvaltningen. Resultater fra Revfisk viser, at torsk kan være meget stedfaste, men at de også foretager vandringer mellem rev, hvis afstanden mellem rev ligger inden for ca. 4-500m. Hvis torsken var en del af udpegningsgrundlaget for beskyttede områder, viser Revfisks resultater således, at beskyttelse i form af en 240 meter bufferzone omkring revstrukturer kun ville have en begrænset effekt. Man har ofte observeret at fiskeri omkring beskyttede områder finder sted inden for kort afstand til områdegrænserne, idet der her fanges de største tætheder af fisk. Foregår fiskeriet mellem to områder med beskyttede rev hvor afstanden mellem revene er mindre end 4-500 m kan det dels bryde de økologiske sammenhænge og spredningskorridorerne for torsk mellem revene og dels øge fangbarheden af torskene, når de skal ud at fouragere. Hvis målet med beskyttelsen var en ophjælpning af torskepopulationer lokalt, ville en anbefaling derfor være at områder med spredte rev, hvor revene ligger indenfor en afstand på 4-500 m fra hinanden, bør beskyttes som et samlet revkompleks og at bufferzonen på de 240 m bør ligge omkring hele komplekset.

Kendskab til fisks anvendelse af marine habitater er helt central for en effektiv implementering af flere politikområder. Der er utvivlsomt en relation mellem habitatkvalitet og de populationer af fisk, som har særlige habitatkrav for at gennemføre deres livscyklus. Unge torsk har f.eks. behov for vegetation og huler til at gemme sig fra rovdyr m.m., mens de vokser sig store og kan indgå i fiskeriet og sådanne hensyn er vigtige elementer i en økosystembaseret tilgang til fiskeriforvaltningen. Samtidig nævnes i den reformerede europæiske fiskeripolitik at medlemslande skal identificere og beskytte såkaldte "fish stock recovery areas", dvs. områder, som udgør vigtige habitater i de mest sårbare faser i fiskenes livscyklus. Endelig er der i EU vedtaget et direktiv om fysisk planlægning til havs, som betyder, at kyststater skal udvikle en fysisk plan for deres farvande. Her skal der tages højde for pladskrav til de mange menneskelige aktiviteter (vindenergi, fiskeri, råstofindvinding, naturbeskyttelse m.m.) som i dag findes til havs, og som forventes at vokse i omfang i de kommende årtier. Overordnet set skal en sådan havplan vægte beskyttelsen af naturen til havs højt. Kombineret betyder dette, at man bør efterstræbe en effektiv udnyttelse af pladsen i kystvandene og til havs ved så vidt muligt (og hvor det er hensigtsmæssigt) at integrere beskyttelseshensyn og -krav for natur og fisk frem for at fortsætte en adskilt, parallel forvaltningspraksis for havets dyr, planter og deres levesteder.

Dokumentation af fiskerieffekter på stenrev i tempererede områder er begrænset. Men den dokumentation, der findes, samt de studier om forhold på koralrev i tropiske områder, viser, at der kan ske både reversible og irreversible effekter. Ændringer i den strukturelle del af habitater, såsom fjernelse eller flytning af sten, er irreversible og kræver en menneskelig indgriben for at genoprette stenrevet oprindelig funktion. Ændringer i det bentiske samfund eller ændringer i trofiske interaktioner ved selektiv fjernelse af bestemte fiskearter eller fiskestørrelser kan være reversible, når aktiviteten ophører, men dels kan graden af påvirkning varierer fra sted til sted, og dels kan effekterne være akutte eller kroniske. Det betyder, at det er vigtigt at have kendskab til typen af påvirkningen og det biologiske samfund, der påvirkes i forvaltningen af disse habitater.

Hatter Barn har tidligere været et fiskeriområde, hvor man har fisket med garn efter bl.a. torsk og rødspætter, men der foregår ikke længere fiskeri i området. Årsagen til denne ændring i

fiskeriet tyder på enten ændring i forekomster af disse fisk, eller et generelt fald i fiskepopulationen. Den nuværende forekomst af fisk i området er utilstrækkelig for et rentabelt fiskeri. Det kan hænge sammen med afstand til fiskeriområdet, fiskepriser eller risikoen for tab eller ødelæggelse af udstyr i forhold til fisketæthed og dermed fangstmulighed.

Igennem Blue Reef projektet har man dokumenteret muligheden for at genskabe struktur og funktion af et stenrev. Samtidigt belyste man behovet for mere kost-effektive metoder til genopretning. Flere mindre projekter er igangsat og viser behovet og ønsket om genetablering af denne oprindelige naturtype. Men som oftest er der ikke afsat midler til monitorering af effekten, og derved bortfalder muligheden for videreudvikling af metoderne. Genetablering af biogene habitater såsom blåmuslingebanker kræver også videreudvikling af metoder for at opnå den ønskede genetablering af funktionen af disse biogene habitater på kystområder, hvor de er gået stærkt tilbage.

Det nærværende projekt (RevFisk) har tilvejebragt information om en substrattype (Type 4 som beskrevet af Naturstyrelsen) på to forskellige dybder og i et område med forholdsvis lav salinitet. Men da forholdene er så varierende afhængige af substrattype og beliggenhed, bør der indsamles information om de andre substrattyper og områder. I **Tabel 8.2** gives et overblik over hvilke faktorer, der er blevet behandlet i dette projekt (substrattype, dybde og lysforhold) samt en grov opsummering af hvilke områder, vi endnu mangler informationer om. Resultaterne fra dette projekt vil sandsynligvis kunne anvendes til andre rev indenfor samme substrattype, dybde og beliggenhed. Det vurderes, at andre områder eller substrattyper vil afvige for meget mht. vegetation, bunddyr og fisk samt biomasser og produktion til at kunne overføre resultaterne fra dette studie. For eksempel spiller saliniteten en rolle for hvilke makroalger, bunddyr eller fisk, der forekommer i området eller for væksten hos de enkelte arter. Salinitetsregimet sammen med temperaturregimet har derfor betydning for det forventet udfald af opførelsen af et givet stenrev.

På baggrund af den erfaring der er opnået igennem de få projekter omtalt i denne AP, kan det noteres, at placering er vigtig for at sikre at revet ikke synker eller tilsandes. Udformning er også vigtig for at sikre stabilitet til udvikling af vegetation og bunddyr. Dybden har betydning for hvilke arter vegetation eller dyr, der koloniserer revet og for produktionen, men også andre faktorer spiller ind såsom temperatur- og salinitetsregimer. Det er vigtigt at monitorere udviklingen på revet, så man kan videreudvikle metoder.

Stenrevenes store produktivitet skyldes den rumlige og tidlige variation i strømforholdene heriblandt forholdene for filtrerende dyregrupper (muslinger, sækdyr, mosdyr, svampe), der er afhængige af en stadig tilførsel af plankton. Fiskenes udnyttelse af den store fødeproduktion er betinget af, at de i perioder med stærk strøm kan søge læ i revenes sprækker og på læsiden. Desuden kan de i perioder med svag strøm fouragere på de produktive revsider. På baggrund af modelberegninger af tre scenarier viste det sig, at de høje revtyper med høj kompleksitet har størst påvirkning af strømhastigheder. Under forhold som ved Hatter Barn vil reetablering af et rev med optimale betingelser for juvenile fisk bedst løses ved at bygge i højden i stedet for i bredden. Dette stemmer godt overens med empiriske data fra Blue Reef, hvor de signifikant største stigninger i bl.a. torskefisk var observeret på den lave genoprettede del af revet (2-6 m) fremfor den dybere del (6-10 m).

Ud fra scenarieberegningerne ser det ud til, at det antal torsk et rev kan understøtte med føde varierer afhængig af udformning af rev på dybder mellem 6-10 m i det område. Byttedyrsproduktionen er højest for revtype 3, men de type bunddyr, der findes på Hatter Barn, danner fødegrundlag for især havkarusse, som er en typisk revfisk. Andre fiskearter som torsk, der har stor tilknytning til rev og samtidig har en kommerciel værdi, finder også føde i revområderne.

Dog er det antal torsk, som revene kan understøtte noget mindre. Skal man genetablere stenrev med det formål at øge torskebestanden, viser resultaterne fra dette projekt, at der skal bygges flere flade revstrukturer i kombination med enkelte høje toppe på 6-10 m dybde på Hatter Barn.

Tabel 8.2. Oversigt over kvantitative undersøgelser på hårbund efter naturstyrelses subkategorier. "Substrattype I" er sandbund, og er ikke vist her, da den ikke dækker over revstrukturer og i øvrigt er undersøgt i flere sammenhænge. B= bentiske biomasser af fauna og flora, F= fisketæthed i oversigtsgarn og fødestudier, M= marsvins tilstedeværelse.

	Substrattype II Sand / spredte sten < 10%	Substrattype III Sand / grus / 10-25% sten	Substrattype IV 25-100% sten
Øvre fotiske zone	Dahl et al 2005 (B), Stenberg et al 2005 (B,F,M)		RevFisk (B,F) Dahl 2005 (B) Stenberg et al 2015 (B,F,M)
Nedre fotiske zone	Dahl et al 2004		RevFisk (B,F)
Nordsøen			
Skagerrak og nordlige Kattegat			
Sydlig Kattegat, Bælthavet og vestlig Østersø	Dahl et al 2004 (B) Dahl et al 2005 (B)		RevFisk (B,F) Stenberg et al 2015 (B,F,M)

Anbefalinger

1. Code of conduct, der blev udarbejdet i forbindelse med erfaringsopsamling fra Blue Reef projektet bør inddrages i forvaltning af fremtidig stenrev genopretningsprojekter (Bilag A).
2. Kortlægning af stenrev også udenfor Natura 2000-områder bør prioriteres.
3. Resultaterne fra dette projekt vil sandsynligvis kunne anvendes til andre rev indenfor samme substrattype, dybde og beliggenhed. Det vurderes at andre områder eller substrat type vil have for stor indflydelse på sammensætning af vegetation, bunddyr og fisk samt biomasser og produktion, der vil gøre det vanskeligt at overføre resultater fra dette studie. Her bør der indhentes relevante data.
4. Kortlægning af de forskellige typer substrater og deres beliggenhed vil sammen med viden om de forskellige typers substrat og beliggenheds betydning for fiskepopulationer kunne bruges i forvaltning, hvor der eksempelvis kunne tages beslutning om nogle typer bør totalfredes eller ej, eller hvilke aktiviteter man vil kunne tillade på hvilke type substrater og beliggenhed.

Tak til

Louise Dahl Kristensen, DTU Aqua, for konstruktiv kritik af manuskriptet.

Arbejdspakken, som denne del-rapport omhandler, er gennemført under projektet "Stenrev som gyde og opvækst område for fisk (**RevFisk**)". Projektet er finansieret af Fødevarerministeriet og EU gennem den Europæiske Fiskerifond (j.nr 33012-13-n-0011).

Danmark og Europa investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur



Referencer

- Anon. (2011). Svenska tolkningar Natura 2000 naturtyper. Marina naturtyper 1110-1650. Beslutade 2011-06-13.
- Anon. (2013) BEK. nr. 1048 af 28. august 2013). Bekendtgørelse om særlig fiskeriregulering i marine Natura 2000 områder til beskyttelse af rev. NaturErhvervstyrelsen.
- Anon. (2013) Best practice for restoration of stone reefs in Denmark (codes of conduct). LIFEof NAT/DK000159 – Blue Reef project. Final Technical Report Annex 9.
<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Bestpracticestonereefenglishversion.pdf>
- Auster PJ, Langton RW (1999) The effects of fishing on fish habitat. In: Benaka L (ed) Fish habitat essential fish habitat (EFH) and rehabilitation. Am Fish Soc 22:150-187.
- Auster PJ, Malatesta RJ, Langton RW, Watling L, Valentine PC, Donaldson CLS, Langton EW, Shepard AN, Babb IG (1996) The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations. Rev Fish Sci 4: 185-202.
- Bruno JF, Selig ER (2007) Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. PLoS ONE 2007, 2:e711.
- Caddy JF (1973) Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground. J Fish Res Board Can 30:173-180.
- Christensen, H.T., Dolmer, P., Hansen, B.W., Holmer, M., Kristensen, L.D., Poulsen, L.K., Stenberg, C., Albertsen, C.M. and Støttrup, J.G. 2015. Aggregation and attachment responses of Blue mussels, *Mytilus edulis* - impact of substrate composition, time scale and source of mussel seed. Aquaculture, 435, 245-251.
- Collie JS, Escanero GA, Hunke L, Valentine PC (1996) Scallop dredging on the Georges Bank: photographic evaluation of effects on benthic fauna. ICES C.M. 1996/Mini:0.
- Collie JS, Escanero GA, Valentine PC (1997) Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges bank. Mar Ecol Prog Ser 155:159-172.
- Dahl K (2005) Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Faglig rapport fra DMU 526, 16 pp.
- Dahl K, Lundsteen S, Helmi SA (2003) Stenrev- havets oaser. Danmarks Miljøundersøgelser og Gads Forlag. 104 s. (Bogen udgives nu af Forlaget Hovedland).
- Dahl K, Lundsteen S, Tendal OS (2005) Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandede område med stenrev i Samsø Bælt. Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø. 87 s. Faglig rapport fra DMU nr. 529.
- Dahl K, Nicolaisen J, Nielsen R, Tendal OS (2004) Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårbundshabitater. 521, 1-85. 2004. Miljø- og Energiministeriet. Faglig rapport fra DMU.
- Dahl K, Stenberg C, Lundsteen S, Støttrup J, Dolmer P, Tendal OS (2009) National Environmental Research Institute, Aarhus University. 48 pp. - NERI Technical Report No. 757.
- Dolmer P, Dahl K, Frederiksen S, Berggren U, Prüssing S, Støttrup J, Lundgren B (2002). Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer. Delrapport vedrørende habitatpåvirkninger. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport nr. 112-02.
- EC (2008) FISHERIES MEASURES FOR MARINE NATURA 2000 SITES: A consistent approach to requests for fisheries management measures under the Common Fisheries Policy.
- EC(2012) Common methodology for assessing the impact of fisheries on marine Natura 2000. THE N2K GROUP - European Economic Interest Group for the European Commission, Directorate General Environment, B3 Unit in the framework of the Service Contract No. 070307/2010/578174/SER/B3, 56pp.
- Engel J, Kvitek R (1998) Impacts of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay national Marine Sanctuary. Conservation Biology 12:1204-1214.
- Freese L, Auster PJ, Heifetz J, Wing BL (1999) Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. Ecol Prog Ser 182: 119-126.
- Hansen JW, Andersen JH, Strand J, Sørensen TK (2012) Affald i havet. Fagligt notat fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi. 28 pp.

- Havs- og Vattenmyndigheten. 2013. Vägledning: Reglering av fiske i marina skyddade områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:13. 50 p.
- ICES (2006) Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 5-12 April 2006, ICES Headquarters, Copenhagen. ACE:05. 174 pp.
- ICES (2007) Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMPA), 10–12 April 2007, ICES Headquarters. ICES CM 2007/MHC:06. 72 pp.
- ICES (2009) Report of the EMPAS project (Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas), 2006–2008, an ICES-BfN project. 123 pp.
- ICES (2011) Fisheries Measures in Protected Areas (FIMPAS) within the Exclusive Economic Zone (EEZ) of the Dutch part of the North Sea: areas outside the 12 nautical miles zone: Proposals, Dates, Venue. FIMPAS Steering Group. 35 pp.
- Jak RG, Bos OG, Witbaard R, Lindeboom HJ (2009) Conservation objectives for Natura 2000 sites (SACs and SPAs) in the Dutch sector of the North Sea. Report number C065/09 IMARES.
- Kaiser J (1998) Significance of Bottom-Fishing Disturbance. *Conservation Biology*, 12:1230–1235
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ & Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 311:1-14.
- Kenchington ELR, Prena J, Gilkinson KD, Gordon DC Jr, MacIsaac K, Bourbonnais C, Schwinghamer PJ, Rowell TW, McKeown DL & Vass WP (2001) Effects of experimental otter trawling on the macrofauna of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1043-1057.
- Kristensen LD, Stenberg C, Støttrup JS, Poulsen LK, Christensen HT, Dolmer P, Landes A, Røjbæk M, Thorsen SW, Holmer M, van Deurs M, Grønkjær P (2015) Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(3):783-796
- LIFE06 NAT/DK000159 - Blue Reef project, Final Technical Report, Annex 9. June 2013
<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Bestpracticestonereefenglishversion.pdf>
- Moland E, Olsen EM, Knutsen H, Garrigou A, Espeland SH, Kleiven AR, André C, Knutsen JA (2013) Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control–impact study. *Proc. R. Soc. B*: 2013 280 20122679; DOI: 10.1098/rspb.2012.2679. Published 9 January 2013
- NaturErhvervstyrelsen (2015) Joint Recommendation regarding Fisheries Management Measures under Article 11 and 18 of Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy (the Basic Regulation) for protection of reef structures in three Danish Natura 2000 sites designated under the Habitats Directive 92/43 EEG of 21 May 1992.
- Ottersen G, Olsen E, van der Meer GI, Dommasnes A, Loeng H (2011) The Norwegian plan for integrated, ecosystem-based management of the marine environment in the Norwegian Sea *Marine Policy* 35: 389-398.
- Pedersen SA, Fock H, Krause J, Pusch C, Sell AL, Böttcher U, Rogers SI, Sköld M, Skov H, Podolska M, Piet GJ, Rice JC (2009) Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *ICES J Mar Sci* 66 (1): 155-169.
- Poulsen LK, Christensen HT, Stenberg C, Kristensen L D, Thorsen SW, Røjbæk M, Andersen SK, Dolmer P, Geitner K, Gram V, Holm N, Holmer M, Knudsen J, Knudsen M, Støttrup JG (2012) Slutrapport for Projekt BioRev 2010-2012. DTU Aqua-rapport 251-2012. 51 pp.
- Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, Robinson L, Wolff WJ, Kröncke I (2009) Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Mar Ecol Prog Ser* 394: 201-213.
- Sell A, Pusch C, v. Dorrien C, Krause J, Schulze T, Carstensen D (2011) Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. ENGLISH: Proposed measures for fisheries management in Natura 2000 sites in the German EEZ of the North Sea and the Baltic Sea. Bundesamt für Naturschutz, von Thünen-Institut für See- und Ostseefischerei, Leibniz-Institut für Meereswissenschaften an der Universität Kiel: 299 p.
- Shester GG, Micheli F (2011) Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation* Volume 144: 1673–1681.
- Stenberg C, Støttrup J, Dahl K, Lundsteen S, Göke C, Andersen ON (2015) Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark DTU Aqua report no. 289-2015.

Støttrup JG, Stenberg C, Dahl K, Kristensen LD, Richardson K (2014) Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology* 4: 1045-1059.

Støttrup JG, Stenberg C, Dinesen GE, Christensen HE, Wieland K (2013) *Stenrev*. DTU Aqua report nr. 266-2013. (ISBN: 978-87-7481-174-9), pages: 57

Hjemmesider:

<http://naturerhverv.dk/fiskeri/natura-2000-i-hav/rev/>

Personlige kommunikationer:

Pers. Komm. Christian Pusch, Bundesamt für Naturschutz. Kontaktet via email i januar 2015).

Pers. komm. David Goldsborough, Wageningen UR, Holland. Kontaktet via email i januar 2015.

Pers. komm. Lena Tingström, Havs- och vattenmyndigheten. Kontaktet via email i februar 2015

Pers. komm. Håkan Wennhagen, Havs- och vattenmyndigheten. Kontaktet via email i februar 2015

Pers. komm. Jan Helge Fosså, IMR Norway. Kontaktet via email i januar 2015.

Bilag A: Code of Conduct Blue Reef

Rapporten er taget fra:

<http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Anbefalingertilgenopretningafstenrev.pdf>.

På websiden findes både en dansk og en engelsk version. Den danske version er gengivet her.



Version 1 - June 2013

Anbefalinger ("best practise") til genopretning af stenrev i Danmark

Indholdsfortegnelse

1. Indledning.....	3
1.1 Formål	3
1.2 Baggrund	3
2. Afgrænsning og definitioner	4
2.1 Naturlige rev	4
2.2 Kunstige rev	4
2.3 Begrebet naturgenopretning	4
3. anbefalinger ("Best practise") til genopretning af stenrev	5
3.1 Inddragelse af offentligheden.....	5
3.2 Planlægningsfasen.....	6
3.2.1. Definer formål	7
3.2.2 Indhentning af lokal viden.....	7
3.2.3 Lokalisering via historiske kilder	8
3.2.4 Indhent relevante data for lokaliteten.....	8
3.2.5 Hvilke risici skal overvejes	9
3.2.6 Design og materiale til konstruktion	10
3.2.7 Overvågning	12
3.3 Anlægsfasen	12
3.3.1. Anskaffelse og udlægning af stenmateriale	12
3.3.2 Arbejdsområde – afmærkning og forbud	13
3.3.3 Afsluttende søpmåling og sejladsikkerhed	13
3.4. Forvaltning	14
4. Om brug af og videreudbygning af notatet	14
5. Nyttig litteratur og links	15

6. Myndighedsbehandling og tilladelser	15
6.1 Tilladelse til naturgenopretning	16
6.2 Andre tilladelser	16
Bilag A. Stenrev og deres struktur og funktion.....	18

1. Indledning

Dette notat med anbefalinger til genopretning af stenrev i Danmark er udarbejdet som led i Blue Reef-projektet, som blev gennemført i perioden 1. august 2006 – 1. april 2013 af Naturstyrelsen i samarbejde med Aarhus Universitet og DTU Aqua. Projektet er støttet af EU LIFE III.

Notatet indledes med et afsnit om afgrænsning og definitioner (afsnit 2). Herefter følger en opstilling af anbefalinger og erfaringer ved naturgenopretning af stenrev (afsnit 3) samt information om brug af og viderebygning af notatet (afsnit 4). Forslag til yderligere information er givet i afsnit 5.

Myndighedsforhold for havet adskiller sig væsentligt fra land. Der gives derfor en oversigt over myndighedsforhold og tilladelsesgivning i Danmark forbindelse med naturgenopretning på havet (afsnit 6).

1.1 Formål

Formålet med dette notat er:

- at opstille anbefalinger til og erfaringer med genopretning af stenrev i Danmark.
- at skabe en platform for vidensudveksling og vidensopbygning i takt med, at der indhentes yderligere erfaringer med genopretning af stenrev
- at formidle erfaringer om genopretning af stenrev internationalt (engelsk udgave)
- at give en oversigt over relevante myndigheder i Danmark, herunder indhentning af fornødne tilladelser

Anbefalingerne vil i et vist omfang også kunne bruges i forbindelse med etablering af andre typer af naturlige rev og kunstige rev, da flere af de planlægnings- og anlægsmæssige betragtninger vil være de samme.

1.2 Baggrund

Mange områder med stenrev, specielt i de lavvandede (<10m) og kystnære områder, er tidligere fjernet ved stenfiskeri, hvor de opfiskede sten blev brugt til havnemøler og andre anlægsarbejder. Stenfiskeri blev endelig forbudt med ændring af råstofloven pr. 1. januar 2010.

Der har ikke været nogen systematisk opmåling af stenrev gennem tiderne, så omfanget af forekomsten af naturlige stenrev kendes ikke. Et forsigtigt skøn fra Naturstyrelsen er, at der i de sidste 50 år er blevet fjernet 40 km² blotlagt stenoverflade fra stenrev i kystnære danske farvande (Dahl et al., 2003).

Nogle stenrev har fået fjernet stort set alle større sten, mens andre rev primært har fået fjernet større sten fra de laveste dybder. Fjernelsen af de større sten er desuden med til at gøre tilbageværende rev ustabile ved at forårsage en erosion, hvor de tilbageværende mindre sten spredes yderligere.

Da stenrev er vigtige for den marine biodiversitet, kan naturgenopretning være et vigtigt redskab til bevarelse af marine dyr og planter.

2. Afgrænsning og definitioner

Dette notat er afgrænset til at omfatte genopretning af naturlige stenrev, hvormed menes genopretning eller restaurering af områder, hvor rev har eller har haft en naturlig forekomst.

Der er nedenfor givet en definition og kort omtale af naturlige rev, herunder stenrev, samt kunstige rev. Det er desuden præciseret, hvad der i dette notat forstås ved begrebet naturgenopretning.

2.1 Naturlige rev

Naturlige rev er som den øvrige del af havbunden i Danmark blev grundlagt under den sidste istid, Weichel-istiden. Isens bevægelser og afsmeltning medbragte og aflejrede de materialer, som danner grundlag for havbunden i danske farvande. Erosion under skiftende vandstandsforhold har efter istiden formet den havbund vi kender i form af rev, grunde, banker, fjorde og render.

Naturlige rev kan inddeles i blødbundsrev og hårbundsrev, hvor sidstnævnte kan underopdeles i stenrev, klipperev og biogene rev.

Stenrev kan have meget forskellige udformninger fra tætte stensamlinger der rejser sig brat fra den omkringliggende havbund, til at bestå af mosaik formede stenbanker eller have en mere diffus struktur med spredte sten på en sandet eller gruset bund.

2.2 Kunstige rev

Kunstige rev er, i modsætning til naturlige rev, skabt af mennesker.

De kan være etableret med det formål at øge biodiversiteten og øge produktionen af levende marine ressourcer på en lokalitet for enten at fremme rekreative forhold som dykning og sportsfiskeri, kommercielle forhold som erhvervsfiskeri eller socioøkonomiske forhold som turisme eller erhvervsudviklingen i et givent område.

De kan også være etableret i forbindelse med anlæg, hvis primære mål er andet end biologiske, såsom kystbeskyttelse, havnemoler, havvindmøller, olieplatforme og lignende.

Kunstige rev kan bestå af forskellige materialer, som f.eks. sten, beton eller jern. Skibsvrag, som er yndede steder for lokale sportsdykkere, kan også have en funktion som rev.

2.3 Begrebet naturgenopretning

Ved begrebet naturgenopretning af stenrev forstås i dette notat både genetablering og restaurering af naturligt forekommende stenrev.

Hvor stenene stort set er fjernet, vil genopretningen have karakter af en genetablering af et stenrevs fysiske og biologiske struktur. Der kan være tale om genopretning i snæver betydning, hvor det oprindelige stenrev så vidt muligt genskabes i forhold til stentype, stenstørrelse, dybdeforhold m.m..

Der kan også være tale om genopretning i mere bred betydning, hvor det primært er stenrevets biologiske struktur og funktion, som søges reetableret. Her kan der genetableres med f.eks. andre sten og dybdeforhold på grund af manglende kendskab til den oprindelige struktur eller adgang til materialer.

Hvor der stadig er et eksisterende rev, vil genopretningen have karakter af en restaurering. Hermed forstås en tilførsel af flere sten for at bevare revet mod erosion samt forbedre dets biologiske struktur og funktion.

3. anbefalinger ("Best practise") til genopretning af stenrev

Der er i dette afsnit givet anbefalinger til genopretning af stenrev på baggrund af erfaringerne fra Blue Reef projektet samt andre genopretningsprojekter.

Anbefalingerne omfatter borgerinddragelse samt genopretningsprojektets (herefter blot benævnt projektet) forskellige faser med planlægning, anlæg og forvaltning. For så vidt angår myndighedsbehandling og tilladelsesgivning i Danmark henvises til afsnit 6.

Tidsforløbet og de enkelte elementer fordelt på faser er nærmere beskrevet i de følgende afsnit.

3.1 Inddragelse af offentligheden

Med offentligheden menes alle relevante interessenter, herunder myndigheder, interesseorganisationer, brugere og borgere.

Generelt

Inddragelsen af offentligheden er vigtig for at sikre lokal opbakning og forankring til genopretningen, ligesom lokale kan bidrage med nyttig viden til projektet, jf. afsnit 3.2.2.

- Der bør ske en inddragelse af offentligheden fra start til slut under alle projektets faser (planlægning, anlæg og fremtidig forvaltning).
- Det bør sikres, at beslutningsprocessen er gennemsigtig, og at alle interessenter har mulighed for at bidrage med deres viden og erfaringer før beslutninger tages.
- Det er vigtigt, at få bred opbakning til projektets formål og titel. Det kan overvejes at bruge andre betegnelser end "genopretningsprojekt", hvis der er usikkerhed om eller dokumentation for, at det genetablerede stenrev afviger fra det oprindelige, f.eks. ved valg af sten.

- Der bør så tidligt som muligt udarbejdes en plan for inddragelsen af offentligheden, som forholder sig til 1) interessenter, 2) aktiviteter og 3) information.

Interessenter

Interessenter består af 1) dem, der får glæde af eller bliver påvirket af aktiviteten, 2) dem, der gennemfører arbejdet (projektdeltager) og 3) dem, der forvalter.

- Der bør foretages en kortlægning af gruppen af interessenter. Typiske interessenter vil være: lokale myndigheder, erhvervssejladser, fiskerierhvervet, fritidsfiskere, sportsdykkere, lystsejlere, lokale natur- og friluftorganisationer samt lokale turistorganisationer.
- Der kan nedsættes en følgegruppe blandt de interessenter, som har størst interesse i at følge med og bidrage til projektet. Bidrag omfatter lokalviden og erfaring, som kan komme i spil i forbindelse med at identificere egnede lokaliteter, design og formål samt fastlæggelse af den fremtidige forvaltning.

Aktiviteter

Med aktiviteter menes arrangementer for den brede offentlighed, hvor der kan informeres om projektet, og hvor der er mulighed for en dialog med og mellem interessenter.

- Der kan holdes offentlige møder, hvor der er mulighed for at indhente relevant viden og drøfte gennemførelse af projektet og forskellige forvaltningsscenarier for det genetablerede stenrev
- Der kan holdes forskellige aktiviteter, som f.eks. ”åben-skib”-arrangementer.

Information

Det er vigtigt, at informere om projektet for at skabe viden om baggrund og formål samt hvor langt man er med projektet. Genopretning af stenrev giver en særlig udfordring, da det foregår ude på havet og under havoverfladen, og derfor ikke umiddelbart er synligt.

Der kan overvejes følgende former for information:

- Hjemmeside, med generel information om projektet, billeder, nyhedsstjeneste, udlægning af mødereferater m.m.
- Annoncer og artikler i lokale dagblade og ugeblade
- Nyhedsbreve, foldere, plakater m.v.
- Lokale radio og TV
- Sociale medier som f.eks. Facebook

3.2 Planlægningsfasen

Denne fase omhandler udvikling og planlægning af projektet fra idéfase til et færdigt projektforslag, herunder definition af formål, indhentning af data, risikovurdering og udarbejdelse af evt. overvågningsprogram.

3.2.1. Definer formål

Det er vigtigt, at formulere et formål for genopretningen, da det har indflydelse på design og placering af det nye stenrev, den fremtidige forvaltning samt udarbejdelse af et evt. overvågningsprogram.

- Det vil ofte være et hovedformål, at genskabe den fysiske struktur og den biologiske struktur og funktion af et stenrev. Dette er med til at genskabe en gunstig bevaringsstatus for rev habitater, som er udpeget som særlige vigtige habitater (1170 Reef habitat) under EU Natura2000 områder.
- Andre eksempler på formål for genetablering af stenrev kan være:
 - beskytte eller genskabe bestemte habitattyper fx tangskove
 - bevare eller øge biodiversiteten
 - genoprette et revs stabilitet og fysiske kompleksitet
 - bevare blå korridorer
 - forbedre vandkvaliteten
 - ophjælpe fiskebestande
 - socioøkonomisk, fx fremme dykker eller lystfisketurisme eller erhvervsfiskeri ved at ophjælpe lokale fiskebestande.
 - fremme nedbrydning af kvælstof eller forbedring af iltforhold.
- Det kan være aktuelt at justere formålet under planlægningsfasen som følge af de informationer og data man får indsamlet om lokaliteten og det oprindelige stenrev.

3.2.2 Indhentning af lokal viden

Der bør indhentes lokal viden om det stenrev, som man planlægger at genoprette. Den lokale viden kan bidrage med værdifulde oplysninger om det oprindelige stenrev, stenfiskeri og lokale strømforhold mv.

- Der bør tages kontakt til lokale fiskere, dykkere og andre, som kan bidrage med oplysninger om det oprindelige stenrev, jf. afsnit 4.1. Ældre fiskere har ofte kendskab til tidligere rev eller har ligefrem selv deltaget i stenfiskeri.
- Der bør indhentes mulige oplysninger om:
 - den nuværende brug af området, som kan bidrage med at afdække lokale interesser
 - det oprindelige stenrevs placering, dybde og udstrækning, som kan bidrage til geografisk lokalisering af genopretningen
 - omfanget af tidligere stenfiskeri, som kan bidrage med viden om stenstørrelse og struktur af det oprindelige stenrev
 - tidligere og nuværende fiskebestande, som kan bidrage med viden om lokal og regional udvikling i bestande
 - lokale forhold om strøm, bølger, vandstande m.m., som kan bidrage til oplysninger om eksponering, risiko for sedimenttransport mv.

3.2.3 Lokalisering via historiske kilder

Kendskab til historiske forekomster af stenrev eller deres dybdemæssige udbredelse kan – udover lokal viden, jf. afsnit 3.2.2 ovenfor - forsøges fremskaffet fra følgende kilder:

- *Gamle søkort*. I Geodatastyrelsens arkiv findes søkort over de indre danske farvande fra årene 1869, 1904, 1940 og 2001 som kan være relevante. Endvidere er der søkort over en række lokale områder fra forskellige perioder, som også bør gennemgås.
- *Beretninger til søkort*. Beretningerne indeholder en række beskrivelser af lokale områder, som er til fare for sejlads og skibstrafik. Stenrev på grundt vand vil derfor ofte være beskrevet i disse beretninger. Ændringer i søkortenes dybdeisoliner omkring banker og angivelsen af ”sten” eller ”stenrev” bør analyseres sammen med ”*Beretninger til søkortet over ...*” som er beregnet til at blive benyttet sammen med løse søkort.
- *Lodsbøger*. For visse områder er der ældre lodsbøger, som bl.a. indeholder detaljerede beskrivelser af lokale sejladsforhold, stenrev og enkeltsten. Handels- og Søfartsmuseet har en samling af disse tidligste lodsbøger udgivet af Søkortarkivet fra 1843.

3.2.4 Indhent relevante data for lokaliteten

Bunddybde (forudgående søopmåling)

Bunddybden vil typisk variere inden for korte afstande, hvorfor det kan være hensigtsmæssigt at få præciseret eller verificeret data fra søkort.

- Det bør anbefales, at få gennemført en søopmåling af stenrevets og dets nærmeste omgivelser for at kunne beregne stenforbrug i forhold til det ønskede design for genopretningen.
- Søopmålingen skal gennemføres efter anvisninger fra Geodatastyrelsen (se vejledning herom) især hvis data skal indgå i søkort.

Hydrodynamiske forhold

Det plante og dyresamfund, der udvikler sig på den genetablerede stenrev, vil være afhængig af de lokale hydrodynamiske forhold omkring revet. De hydrodynamiske forhold kan også have betydning for stabiliteten af stenrevet.

- Det kan være relevant at indhente data vedrørende f.eks. vinddreven cirkulation, kystnær frontsystemer, lokale vinddrevne bølger og bølger der ikke genereres af lokale vindforhold, sedimenttransport og bundsediment karakteristisk og dynamik.
- Det kan ved større restaureringsprojekter med ændrede stenstruktur være relevant, at evaluere bølgeforhold på lokaliteten både under ekstreme og normale forhold. Der kan evt. anvendes en dynamisk bølgemodel, der beskriver bølgestørrelse og frekvens i forhold til forskellige vind- og vandstands scenarier.

- Oplysninger fra lokale fiskere, dykkere eller andre, der færdes i havområdet – jf. afsnit 3.2.2 - kan bidrage til at danne et billede af, hvordan forholdene har været og sætte fokus på, hvad der bør prioriteres i forbindelse med genetablering.
- Viden om fysiske og biologiske forhold for en lang række fjorde, åbne kystfarvande og ydre farvande, er tilgængelig fra marine databaser. Institut for Bioscience huser den danske database for marine miljødata. Her kan fx fremskaffes data vedrørende lysforhold udtrykt ved sigtdybde og dybdeprofiler der beskriver iltforhold og saltholdighed fordelt på indsamlingstidspunkter over året samt biologiske oplysninger om bundfauna, ålegræs og tangplanter på hårdbund. En beskrivelse af den danske database kan findes på hjemmeside MADS.dmu.dk, hvorfra der også kan hentes data.

3.2.5 Hvilke risici skal overvejes

Havbundsforhold

Det er afgørende, at havbunden kan bære det genoprettede stenrev, således at det hverken kollapser eller graves ned i sedimentet. Der bør derfor overvejes, at få gennemført geologiske forundersøgelser af havbunden ved boreprøver og/eller seismiske undersøgelser.

- På lokaliteter, hvor der tidligere har været stenrev og som er blevet nedbrudt eller fjernet, kan man med stor sandsynlighed forvente, at bunden kan bære de sten, der bliver udlagt.
- Såfremt der kan påvises kraftig erosion i området eller hvis der er dokumentation for sand- og ralsugning i området, bør der foretages en geologisk undersøgelse, før der træffes beslutning om genopretning.
- Hvis der etableres stenrev på områder, hvor der ikke tidligere har været rev, er det forbundet med større risici, og der bør foretages en geologisk undersøgelse.

Sedimenttransport

Det genoprettede stenrev kan påvirke strømforhold og sedimentation i området omkring stenrevet. Det bør derfor overvejes, hvorvidt der bør gennemføres modelberegninger af fremtidig sedimentering.

- Det kan være aktuelt, at vurdere sedimenttransport efter genopretning i forhold til f.eks. at undgå tilsanding af sejlrender eller andre naturtyper som f.eks. boblerev.

Etablering af uhensigtsmæssige spredningskorridorer

- Etablering af stenrev på steder, hvor sådanne ikke tidligere har været stenrev, kan fremme utilsigtet indvandring af ikke-hjemmehørende arter. En egentlig udredning af risikoen kan undersøges ved spredningsmodeller for organismer der har pelagiske spredningsstadier.

Risiko for ”iltgrav”

- Etablering eller genetablering af stenrev i brakke miljøer eller på vanddybder med reduceret lys vil tilgodese blåmuslinger eller anden bundfauna. Hvis revet etableres med det formål at producere ilt i bundvand vil en dominans af fauna organismer få det modsatte resultat og

resultere i en lokalitet der har et netto forbrug af ilt. En nøje undersøgelse af saltholdighed og lysniveau ved bunden bør gennemføres for at belyse risikoen under nuværende forhold.

Effekten af årstid

- Massive nedslag af rurer eller evt. blåmuslinger kan påvirke og forsinke indvandringen af de arter man ønsker på et nyetableret stenrev. Hvis man ønsker at minimere nedslag af rurer og blåmuslinger direkte på de udlagte sten, bør stenene udlægges i vinterhalvåret, hvor det imidlertid er dyrere på grund af mindre rolige vejrforhold.

3.2.6 Design og materiale til konstruktion

Valg af stentype

Natursten bør anvendes til naturgenopretning af stenrev. Herved sikres en overfladestruktur som bunddyr og alger gennem evolutionen i årtusinder har optimeret deres fastholdelsesstrukturer til. Forskellige typer af beton vil desuden kun have en holdbarhed på omkring 30 år.

Der er flere mulige kilder til natursten:

- Genbrug af såkaldte ”søsten” fra moler i forbindelse med udbygninger af havne er den bedste løsning. Disse sten kommer oprindeligt fra stenrev, er typisk meget afrundet i formerne og har den største grad af oprindelighed.
- ”Marksten” er en anden mulig kilde, som kan skaffes fra anlægsarbejde eller hentes hos landmænd. Disse sten er også typisk noget afrundede i formerne.
- Det tredje alternativ er anskaffelse af ”sprængsten” fra stenbrud i fx Sverige eller Norge. Stenene er kantede og skarpe sammenlignet med søsten og marksten.

Valg af stenstørrelse

Valg af stenstørrelser bør afspejle det fysiske miljø men også formål og økonomi.

- Det er vigtigt at de udlagte sten ligger stabilt. På meget eksponerede lokaliteter kan det være nødvendigt at anvende meget store sten.
- På meget beskyttede lokaliteter kan et stenrev godt være stabilt og fungere som et fortrinligt habitat for hårdbundsorganismer med selv meget små sten ned til 4-5 cm.
- Huledannende rev har en ekstra kvalitet idet den fysiske kompleksitet er højere og typisk rummer en højere biologisk mangfoldighed. Der opnås en højere grad af huledannelse ved brug af større sten med samme stenstørrelse der udlægges helt tæt eller evt. i flere lag.

Udformning af stenrev

Udformningen af stenrevet er af afgørende betydning for dets biologiske funktion. Det er derfor vigtigt, at stenrevets design er afstemt de mål man har for genopretningsprojektet. I nedenstående gives nogle eksempler herpå, jf. afsnit 3.2.1 og bilag A..

Formål: Beskytte eller genskabe en bestemt habitattype som fx tangskove

Generelt er stenrev, som ligger i en vanddybde, hvor sollys har mulighed for at trænge ned (den fotiske zone), og som har en stor overflade et godt habitat for tangskove (makroalger). Det er vigtigt at stenstørrelsen i toplaget afstemmes med den forventede størrelse af de enkelte

makroalger, idet for små sten kan blive "båret væk". Eksempelvis kan store bladbærende brunalger flytte sten op til 7-10 cm i meget eksponerede områder.

Formål: Bevare eller øge biodiversitet

Et stenrev med stor biodiversitet skal have mange mikrohabitater, hvor de enkelte arter kan etablere sig. Dette sikres ved at have forskellige bundforhold og høj fysiske kompleksitet.

Formål: Genoprette et revs stabilitet og fysisk kompleksitet

Det stabile stenrev er kendetegnet ved et solidt bundlag med lag af større sten ovenpå de eksponerede dele af revet. Den størst mulige fysiske kompleksitet findes i de huledannede stenrev.

Formål: At bevare blå korridorer

Flere stenrev, som skal indgå i spredningsveje for organismer, skal etableres enten således, at de befinder sig i nedstrøms retnings for de dominerende havstrømme i området af hensyn til organismer med pelagiske spredning eller således, at afstanden ikke er større end at organismerne kan "vandre" mellem områderne. Afstanden mellem stenrevene spiller således ind på både vandringstiden og driftfasens varighed, og kan derfor få indflydelse på om den biologiske spredning af organismer bliver succesfuld.

Formål: At forbedre vandkvaliteten

Et stenrev kan have indflydelse på de fysiske forhold såsom strømme, sedimenttransport og turbulens og kan placeres således, at der dannes en lokal "upwelling" (dvs. bundvandet, der ofte er nræingsrigt, tvinges op til overfladen). Er revet placeret i dybder ved grænseflade til iltfattigt bundlag, kan revets placering have indflydelse på ilttransport til bundvandet. Stenrev med tangskov lokaliseret i bundvand i området med hyppig lagdeling af vandsøjlen og problemer med iltsvind, kan sandsynligvis tilføre bundvandet ilt på kritiske tidspunkter af sensommeren og herved mindske frigivelse af næringssalte fra bunden. Ved etablering af stenrev bindes noget kvælstof i den biomasse af makroalger og bunddyr som opbygges på lokaliteten.

Formål: Ophjælpning af fiskebestande

Generelt tiltrækkes fisk af komplekse levesteder, hvor planter eller bundstruktur giver skjul for rovfisk og læ for strøm. De mange nicher på et stenrev giver således plads til mange arter af fisk, hvorfor biodiversitet af fisk generelt er højt.

Småfisk er vigtige fødeemner for mange fiskerarter, herunder de arter som er vigtige kommercielt og rekreativt. Småfisk som kutlinger tiltrækkes af skygge fra udhæng eller i og omkring makroalger eller ålegræs. Nålefiskarter er også en gruppe af fisk, som findes hyppigt blandt makroalgerne og ålegræs.

Udover typiske stenrevsfisk der opholder sig i og omkring stenrev, tiltrækkes torskefisk af topografiske variationer på havbunden. Især om efteråret samles torsk omkring stenrev inden de vandrer ud til gydepladserne. Stenrev byder på rig mulighed for skjul og det er påvist, at torsk i stenrevsområder har en højere overlevelse og vækst på stenrev sammenlignet med torsk på sandbund.

3.2.7 Overvågning

Med gennemførelse af et overvågningsprogram kan det dokumenteres, hvad genopretningen har betydet for fauna, bunddyr, fisk m.m., og hvorvidt genopretningen har levet op til målsætningen. For mindre projekter, kan en enkel fotoovervågning være med til at dokumentere projektets resultater.

- Overvågningen bør omfatte en forundersøgelse inden genopretningen, og én til flere undersøgelser efter genopretningen.
- Der er endnu ikke opbygget et tilstrækkeligt videngrundlag til en anbefaling om, hvor lang tid en overvågning bør finde sted. Opbygningen af biomasser af bunddyr og planter på udlagte sten på Læsø Trindel efter 4 år blev skønnet langt fra at være tilendebragt. Et forsigtigt skøn er, at man skal forvente at processen med indvandring, succession og opbygning af biomasser svarende til et "klimakssamfund" vil tage mindst 8-10 år.
- Overvågningsprogrammet bør designes således, at resultaterne kan bruges til at evaluere om succeskriterierne har været opfyldt, og om revet har haft den tilsigtede gunstige effekt.
- Ud fra forventninger om kolonisering af alger, bundfauna eller fisk, skal monitoringen tilrettelægges for at hente information om forekomst af disse organismer. Metoderne kan være forskellige afhængige af art, fysisk struktur, dybde, etc.
- Overvågning af makroalgernes forekomst/udvikling kan anvendes til at evaluere om revets stabilitet er blevet genetableret.
- Det kan anbefales, at udpege et kontrolområde som undersøges både før og efter på samme tid som genopretningsområdet, og som kan bruges til at kalibrere resultaterne og tage højde for generelle tendenser, som ikke er tilknyttet alene til effekter af genopretningen.

3.3 Anlægsfasen

3.3.1. Anskaffelse og udlægning af stenmateriale

Anskaffelse og udlægning af stenmateriale vil typisk udgøre langt den største udgiftspost i projektet, og tilrettelæggelsen heraf har stor betydning for projektets økonomi og kvaliteten af det genoprettede stenrev.

- Omkostningerne for fragt og udlægning af sten er mindre i vejrmæssigt stille perioder. I åbne eksponerede områder kan det få en stor indflydelse på de samlede omkostninger.
- Stenene skal placeres med høj præcision både hvad angår positionen men også i forhold til opbygning af komplekse huledannende rev og skal følge en revdesign. Dette kræver brug af et specialfartøj, der kan klare en sådan opgave.

- Tidspunktet for udlægningen bør tage hensyn til vejrforhold samt mulighed for den biologiske udvikling efter udlægningen. Sidstnævnte er tæt forbundet med formålet (se afsnit 3.2.6), og hvilke arter man fortrinsvis ønsker fremmet.
- Det kan være aktuelt at bruge materiale, som er i overskud i forbindelse med andre projekter, som f.eks. havvindmøller, broanlæg m.v..

3.3.2 Arbejdsområde – afmærkning og forbud

Mens projektet gennemføres kan det være formålstjenlig, at afmærke arbejdsområdet og indføre forbud mod sejlads og fiskeri. Dette skal ske i henhold til reglerne for den relevante myndighed, jf. afsnit 6.

- Det anbefales – og kan evt. være et krav som led i tilladelsen – at afmærke et arbejdsområde af hensyn til sikkerhed. Dels i forhold til stenudlægningen, dels i forhold til ændringer i dybdeforhold, som ikke når at komme på søkort.
- Det anbefales, hvis der gennemføres et egentlig overvågningsprogram, at få tilladelse til forbud mod fysisk forstyrrelse (sejlads, forstyrrende redskaber, støj), der kan påvirke det udviklende samfund og dermed monitoreringen.
- I forbindelse med kommunikationen med interessenterne bør afmærkning og evt. forbud drøftes med alle grupper, og disse forhold bør være kendt, mens man drøfte placering af stenrevet.

3.3.3 Afsluttende søopmåling og sejladsikkerhed

Det vil normalt være et krav i forbindelse med tilladelsen til genopretningen, at der foretages en afsluttende søopmåling. Data fra søopmålingen skal sendes til Geodatastyrelsen med henblik på opdatering af søkort. Udlægning af stenrev kan få indflydelse på sejladsikkerheden.

- Søopmålingens metode og nøjagtighed aftales med Geodatastyrelsen inden genopretningen påbegyndes.
- Sten udlagt i lavvandede områder kan give risiko for grundstødninger, hvis vanddybden reduceres betydeligt. Risikoen er størst nær sejltreder og andre trafikerede, ligesom man skal være opmærksom på om der er eventuelle traditionelle ruter for lystsejlads.
- Da grundstødninger kan medføre tab af menneskeliv og værdier med efterfølgende erstatningskrav, skal der informeres om udlægning af stenrev gennem officiel kanal, som er Efterretninger for Søfarende.
- Det anbefales endvidere, at minimere risikoen for grundstødning ved grundig information til bl.a. sejlkubber, dykkerforeninger m.m. og gerne over en årrække samt evt. afmærkning af revet.

3.4. Forvaltning

Når stenrevet er genoprettet og et evt. overvågningsprogram er afsluttet bør der tages stilling til den fremtidige forvaltning af stenrevet og dets omgivelser.

Det anbefales, at udarbejde en forvaltningsplan for at sikre den bedst mulige helhedsorienterede forvaltning af det genoprettede stenrevsområde. I det omfang, at forvaltningsplanen omfatter regler for aktiviteter eller omfatter Natura 2000-områder vil den skulle godkendes af og med fordel udarbejdes af de ansvarlige myndigheder. jf. afsnit 6.

Forvaltningsplanen og forskellige scenarier for den fremtidige forvaltning af stenrevet bør drøftes med relevante interessenter, jf. afsnit 3.1.

Forvaltningsplanen bør forholde sig til mulige trusler mod stenrevet. Der kan være tale om:

- at sikre stenrevet mod punktødelæggelse (ved eksempelvis etablering af forankringsbøje for dykkere og andre aktiviteter)
- at bevare stabiliteten af den genoprettede rev (ved eksempelvis at forhindre bundslæbende redskaber i området)
- bevare mulighed for videre-etablering/vedligeholdelse af stabil plante og dyresamfund på stenrevet (vandkvalitet, habitatkvalitet)

Forvaltningsplanen bør forholde sig til mulige aktiviteter i stenrevsområdet. For aktiviteter der potentielt kan have negativ effekt på naturværdierne, bør effekten så vidt muligt kortlægges og dens effekt dokumenteres før de tillades i området. Typiske aktiviteter vil være:

- Erhvervsfiskeri i, på og omkring stenrev
- Sejlads generelt i stenrev området,
- Rekreativ/sportsfiskeri i og omkring stenrevet
- Dykkersti/dykning i området

Forvaltningsplanen kan med fordel omfatte et overvågningsprogram for at følge den fortsatte udvikling (koloniseringen) af det genoprettede rev. En fortsat overvågning vil samtidig give det bedst grundlag for at forholde sig til aktiviteter i området.

Forvaltningsplanen bør forholde sig til sejladssikkerhed for at sikre sikkerheden med permanent afmærkning eller afmærkning over en årrække.

Der bør udarbejdes information om forvaltningsplanen.

4. Om brug af og videreudbygning af notatet

Dette notat er en første opsamling af erfaringer og anbefalinger skrevet på baggrund af Blue Reef projektet og få andre stenrevsprojekter.

Der skal derfor lyde en opfordring til alle, der arbejder med naturgenopretning af stenrev, om at komme med kommentarer og input til notatet. Bidrag bedes sendt til Naturstyrelsen, Haraldsgade 53, 2100 København. Email: nst@nst.

Der gøres opmærksom på, at selvom notatet omhandler naturgenopretning af oprindelige stenrev, så vil anbefalingerne i et vist omfang også kunne bruges i forbindelse med etablering af andre typer af naturlige rev og kunstige rev, da flere af de planlægnings- og anlægsmæssige betragtninger vil være de samme.

Naturstyrelsen vil derfor også være interesseret i relevante erfaringer fra andre typer af projekter, herunder projekter med andre typer af naturlige rev og etablering af kunstige rev.

5. Nyttig litteratur og links

Blue Reef-projektet. Se hjemmesiden www.Bluereef.dk

Dahl, K.; Lundsteen, S.; Helmig, S. 2003 *Stenrev, Havbundens oaser*, Gads Forlag

OSPAR Guidelines on Artificial Reefs in relation to Living Marine Resources. Agreement 2013-03.

Natura 2000. Se hjemmesiden www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000

6. Myndighedsbehandling og tilladelsesgivning i Danmark

Som udgangspunkt tilhører søterritoriet ikke nogen, men staten udøver en såkaldt højhedsret over søterritoriet.

På en række områder er højhedsretten omsat til sektorlove, herunder kystbeskyttelsesloven, hvorefter der på søterritoriet kun efter tilladelse fra transportministeren må foretages inddæmninger eller opfyldninger, udføres anlæg eller anbringes faste eller forankrede indretninger eller genstande, anbringes fartøjer, der agtes anvendt til andet end sejlads eller foretages uddybninger eller gravninger.

Søterritoriet omfatter havet fra kystlinjen eller en basislinje (en ret linje mellem punkter på kysten eller øer) til en linje 12 sømil (ca. 22 km) fra kysten.

Der er desuden gennemført sektorlove for det samlede havområde med særlige kompetencer til en række statslige myndigheder, herunder fx udnyttelsen af olie- og gas i undergrunden, udnyttelsen af vedvarende energi på havet, indvinding af råstoffer, udøvelse af fiskeri og forsvarsaktiviteter, regulering af sejlads, fx etablering af forbudszoner, samt beskyttelse af miljø, natur og kulturhistoriske interesser.

6.1 Tilladelse til naturgenopretning

Et naturgenopretningsprojekt med restaurering eller genopretning af stenrev på søterritoriet kræver en tilladelse af Kystdirektoratet. Tilladelsen gives i henhold til kystbeskyttelseslovens § 16a:

På søterritoriet må der kun efter tilladelse fra transportministeren:

- 1) foretages inddæmning eller opfyldning,*
- 2) udføres anlæg eller anbringes faste eller forankrede indretninger eller genstande,*
- 3) anbringes fartøjer, der agtes anvendt til andet end sejlads, eller*
- 4) foretages uddybning eller gravning*

Kystdirektoratet vurderer ansøgningen om naturgenopretning i forhold til en lang række forhold, bl.a. om projektets indvirkning på kysten og på miljø- og naturmæssige forhold herunder indvirkning på internationale naturbeskyttelsesområder (Natura 2000-områder). Der tages desuden stilling til, om projektet er af en sådan art eller omfang at der skal foretages en vurdering af dets virkning på miljøet (VVM).

Før Kystdirektoratet træffer afgørelse, sendes ansøgningen i høring hos en række myndigheder. Herved bedømmes projektets konsekvenser i forhold til skibsfart, fiskeri, miljø, kulturarv, naturbeskyttelse, planlægning og eventuelt nærtliggende eksisterende anlæg mv.

En tilladelse vil være betinget af overholdelse af en række vilkår, hvor flere forudsætter tilladelse fra andre myndigheder. For projekter med restaurering eller genetablering af stenrev, vil der typisk være tale om:

- Søopmåling og fremsendelse af tegningsmateriale til Geodatastyrelsen til brug for opdatering af søkort og nautiske publikationer (såkaldt færdigmelding)
- Oprettelse af arbejdsområde med sejladsrestriktioner
- Information til Efterretninger for Søfarende
- Krav til materialevalg, udformning og etablering

6.2 Andre tilladelser

Søopmåling

Søopmåling omfatter indsamling af sammenhørende data af dybde, position og tid. Søopmåling foretages ved enkeltstrålet ekkolod (singlebeam) eller flerstrålet ekkolod (multibeam), som kan give mere detaljerede oplysninger af havbundens højdeprofil.

Søopmåling kræver tilladelse fra Geodatastyrelsen, der vederlagsfrit kan bruge data til udgivelse af søkort og nautiske publikationer. Ansøgning om tilladelse skal bl.a. indeholde oplysninger om formål, position og tidspunkt for opmålingen, fartøj og opmålingsudstyr, ligesom der skal underskrives erklæringer om bl.a. brug af data.

Geodatastyrelsen udgiver publikationen Søkortrettelser og sikrer derved, at de sejlene kan holde deres søkort og nautiske publikationer opdaterede.

Yderligere oplysninger fremgår af Geodatastyrelsens hjemmeside: www.gst.dk

Afmærkning af arbejdsområde

For entreprenøropgaver til søs, kan der oprettes områder med forbud mod uvedkommende sejlads, ankring, fiskeri eller dykning, hvis dette er af hensyn til sejladssikkerheden eller for forebyggelse af fare i øvrigt.

Søfartsstyrelsen giver tilladelse til oprettelse af områder med restriktioner for sejladsen. Ansøgning om tilladelse skal indeholde søkort-skitse, oplysninger om positioner, hvornår området skal være i kraft, begrundelse for oprettelse og hvilke restriktioner der ønskes. Ansøger kan indhente udtalelser fra berørte parter for at fremme sagsgangen.

Ansøgningsskabelon samt yderligere oplysninger kan hentes på Søfartsstyrelsens hjemmeside: www.sofartsstyrelsen.dk

Forbud mod fiskeri

NaturErhvervsstyrelsen under Fødevarerministeriet er ansvarlig myndighed for fiskeriregulering. Såfremt det er nødvendigt for projektet med videnskabeligt, miljømæssigt eller fiskeplejemæssigt sigte, herunder af hensyn til gennemførelse af et overvågningsprogram, kan der søges om tilladelse til et fiskeriforbud hos NaturErhvervsstyrelsen.

Mere information kan findes på NaturErhvervsstyrelsens hjemmeside: www.naturerhverv.dk

Sejladssikkerhed

Søfartsstyrelsen er ansvarlig for afmærkning af en række nærmere bestemte områder, herunder hovedfarvandene Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Østersøen samt gennemsejlingsfarvande.

Alle andre steder, der støder op til de ovennævnte områder, eller der hvor de lokale, f. eks. havne mv., skaber et behov for afmærkning, er det disse interessenter, der bærer omkostninger og vedligeholdelse ved denne afmærkning, dog efter Søfartsstyrelsens anvisninger og tilladelse.

Planlagte ændringer i sejladsforhold skal indberettes til Efterretning for Søfarende i god tid forinden – typisk 4 uger.

Du kan læse mere om afmærkning på Søfartsstyrelsens hjemmeside: www.sofartsstyrelsen.dk

Bilag A. Stenrev og deres struktur og funktion

Der er i dette afsnit redegjort for de vigtigste fysiske faktorer, der har betydning for et stenrevs biologiske indhold, ligesom der er redegjort for bestemte typer af rev.

De fysiske faktorer skal ses i sammenhæng med det formål, man har med at genoprette et stenrev og de muligheder og begrænsninger der er forbundet hermed.

Faktorer der strukturerer det biologiske indhold

Revet's udformning og placering kan optimeres alt efter det biologiske udbytte man ønsker sig af projektet.

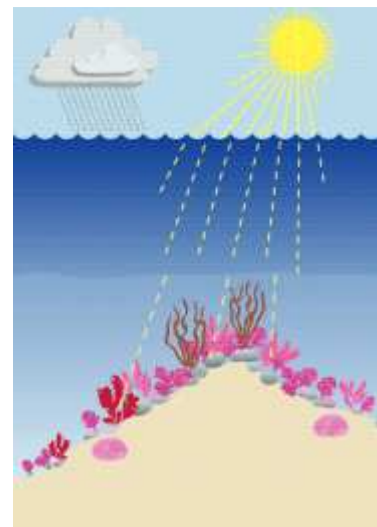
Lys og eksponering har en central indflydelse på de biologiske samfund man kan træffe på et stenrev. Stor bølgeenergi kan fx begrænser artsdiversiteten til store kraftige algearter, som er i stand til at modstå slid, og som besidder evnen til gennem hele sin levetid at kunne holde sig fast på en stenflade.

Tilstedeværelsen af lys er essentielt for algerne på stenrevet. Lys udslukkes gennem vandsøjlen. Hvor langt lys kan trænge ned afhænger af flere forhold:

- Mængden af opslæmmed sediment og opløst organisk materiale i vandsøjlen
- Plante plankton produktionen som igen er afhængig af næringssalttilførslen
- Vandets egen lys absorption.

Algearterne er hver især tilpasset til et optimalt lysniveau. Hvor der er rigeligt med lys ser man derfor ofte at en flerlaget tangskov udvikler sig på revet (figur 1). Øverst findes arter med et stort lysbehov. I skyggen af disse kan der være flere lag af andre arter som trives godt.

Figur 1. Flerlaget tangvegetation med større og mindre islet af store brunalger findes på dybder med meget til moderat lys og ikke for stor eksponering. Vegetationen aftager og bliver helt dominerende af rødalger med faldende lysniveau indtil den ophører.



Hertil kommer at saltholdigheden også spiller en betydelig rolle. Et rev i en ferskvandspåvirket ende af et fjordsystem vil som udgangspunkt indeholde færre arter end et tilsvarende rev ved fjordmundingen, hvor saltholdigheden er højere.

Høje værdier af næringssalte i et vandområde vil også virke stimulerende for en særlig type alger, som oftest er trådformede eller er tynde og mere pladeformede. Disse alger har en relativ kort livscyklus, men evner at sprede sig og vokse meget hurtigt typisk oven på andre tangplanter. Store tætte forekomster af den type alger kan påvirke flerårige algesamfund negativt.

Endelig vil et rev med store variationer i topografien også som udgangspunkt være mere attraktivt for en række fiskearter end et rev med en flad struktur. Specielt de huledannende stenrev skaber refugier for en række fisk som udnytter de skjul og fouragerings muligheder sådan et rev tilbyder. Denne revtype er også attraktiv for Europæiske hummer specielt hvis det tillader hummeren at grave huler under stenene. Stenrev på lav dybde vil typisk have en rigere fiskefauna men også have flere juvenile fisk sammenlignet med et stenrev på dybere vand.

Eksempler på forskellige stenrevssamfund

I det følgende er nævnt nogle hovedtyper samt beskrevet nogle af de fysiske forhold som skal være til stede for at nogle idealiserede typer af revhabitater kan opnås. Revenes fysiske struktur og afgrænsning kan være meget forskellig. I den virkelige verden er der selvfølgelig en glidende overgang mellem de forskellige typer karakteriseret ved lys og eksponering. Disse to vigtige strukturerende fysiske parametre opfører sig også forskelligt i beskyttede fjorde og åbne eksponerede farvande.

Lavvandede stenrev med høj eksponering og meget lys

Biologisk indhold: Tangskov vil dominere med relativ lille artsdiversitet. Tilstedeværelse af store brunalger vil ofte give en relativ høj biomasse (figur 2a). Trådalger kan evt. dominere ved høje næringssalte og meget højt stress. Dybdeområde: kan variere fra ½-6 m afhængig af den fysiske eksponering. Fiskefaunen vil være domineret af fisk fra læbefisk familien som savgylter (figur 2b) og havkarudser, endvidere ses ofte toplettet kutlinger, tangspræl, ål og arter af ulke samt juvenile torskefisk, specielt sej og lubbe.



Figur 2a-2b.

2a (til venstre): *Fucus samfund* på 1½m dybde ved Hellebæk nord for Sjælland. Foto: Karsten Dahl.

2b (til højre): Savgylte fanget på Læsø Trindel. Foto: Claus Stenberg.

Stenrev med moderat eksponering og gode-moderate lysforhold

Biologisk indhold: Tangskov vil dominere med stor artsdiversitet af makroalger. Tilstedeværelse af flerlaget vegetation med både brunalger og rødalger (figur 3b). Biomassen er stor eller meget stor. Undersøgelser har vist at gennemsnitlige biomasser op til 1,9 kg/askefri tørvægt/m² hårbund kan findes (Dahl et al, 2005). Fiskene vil også have en større artsdiversitet end i det eksponerede rev. Læbefiskene vil typisk være dominerende men med flere arter som havkarudse (figur 3a), berggylt, småmundet gylte og rødneb/blåstak. Arter fra kutlinge familien som to-plettet, sort- og sandkutlinger. og på dybere dele også glaskutling, vil begynde at optræde hyppigere. Torskefiskene vil typisk være torsk eller sej, dels juvenile men også voksne på dybere dele af revet. Ål og arter af ulke lever også på denne revtype og havørreder vil typisk fouragere her.

Dybdeområde: Der mangler biomasse data for tangskov i fjordområder som kan understøtte vidensgrundlaget. På stenrev i åbne farvande er denne revtype almindelig i dybdeintervallet 4-15m



Figur 3a-3b.

3a (til venstre): Fangst af læbefisken havkarusser (foto: Claus Stenberg).

3b (til højre): Flerlagede algesamfund på 6m dybde fra Briseis Flak i det sydlige Kattegat (foto: Karsten Dah).

Stenrev med lille eksponering og lavt lysforhold

Biologisk indhold: hårdbundsfauna dominerer typisk med spredte alger. Typiske arter er bladmosdyr ved meget høj saltholdighed, blødkorallen dødningshånd der også kræver en relativ høj saltholdighed, en række svampearter, søanemoner, hydroider (figur 4a) og i den vestlige Østersø blåmuslinger (figur 5). Fiskefaunen vil være domineret af større arter fra læbefiskfamilien som berggylt, voksne torskefisk som torsk og sej. Fra kutling familien vil især sand- og glaskutling optræde. Havkat er også en af de arter man kan forvente at møde på de dybere stenrev og tilsvarende hummer (figur 4b).



Figur 4 a-4b.

4a (til venstre): Samfund domineret af blødkorallen "dødningshånd" og hydroider der er et typisk elementer

i hårdbundsfaunaen på dybe stenrev. Fra stenrevet "Den Kinesiske Mur" på ca. 18 m dybde. Foto: Karsten Dahl.

4b (til højre): Hummer. Foto: Claus Stenberg.

Stenrev med lav saltholdighed

Denne revtype er speciel fordi blåmuslinger kan blive et meget dominerende element ved stort set alle vanddybder (figur 5). Den lave saltholdighed begrænser nemlig søstjerner i at holde blåmuslingebestanden nede. Hvor lysniveauet er tilstrækkelig til algevækst kan særligt nogle algearter og blåmuslinger leve tæt sammenfiltret. Den type rev er fx helt dominerende syd og øst for de lavvandede tærskler ved Gedser-Dars og Drogden.

Figur 5. Stenrev ud for Møns Klint på 17m dybde. Blåmuslinger dominerer biomasserne men mellem muslingerne findes også algearter gaffeltang (Furcellaria lumbricalis)
Foto: Karsten Dahl



Fiskefaunaen vil typisk være relativ artsfattig. Havkarudsen vil oftest være den eneste art fra læbefisk familien. Kutlinge arterne vil ofte være toplettet-, sort- og sandkutlinger og fra torskefamilien er det kun torsk som vil optræde. Havørred er også tolerant for lave saltholdigheder og specielt om vinteren, hvor de trækker til områder med lavere saltholdighed, kan de optræde på disse stenrev. Aborre er endvidere en af de arter som også kan observeres.

Stenrev med mindre sten

Denne revtype er kendetegnet ved lav eksponering og ikke for stort lysniveau. Et stort lysniveau vil typisk resultere i udvikling af en dominerende algevegetation bestående af opportunistiske arter (figur 6). Der kan også forekomme flerårige arter der, når de vokser sig tilstrækkelig store kan afstedkomme at stenene transporteres ud på dybere vand forankret til algerne af vandbevægelserne omkring bunden. Disse bio-inducerede erosionsprocesser kan selvfølgelig kun finde sted hvis eksponeringen er tilstrækkelig stor.

Den fysiske kompleksiteten på denne stenrevstype er lille og det afspejles i antallet af fiskearter som typisk være relativt beskedent og domineret af de mindre arter fra læbefiskfamilien. Afhængig af vegetationstætheden kan der også findes torskefisk, kutlinger, tangspræl og ulke.

Figur 6. Algesamfund med typiske opportunistiske arter. Strengetang *Corda Filum* er karakterart for ustabil bund. Foto Læsø Trindel 6m i 2007 før naturgenopretningsprojektet.
Foto: Karsten Dahl.



Stenrev med spredte sten

Disse stenrev er ganske almindelige (figur 7). Undersøgelser fra Mejl Flak (Dahl et al, 2005) viser at biomasser på spredte sten der udgør mindre end 10% af bunden klart overgår infaunaen i den omliggende grus og sandbund. De typiske fiskearter som er fundet på de førnævnte stenrevstyper vil også være at finde på denne stenrevstype men ofte kun i umiddelbar nærhed af de enkelte sten og vil derfor samlet set være mere fåtallig end på det tætte stenrev. Den omkringliggende grus og sandbund vil også indeholde mange af de typiske arter for denne sedimenttype som ising, rødspætte, tunge, slet- og pighvarre. Fiskefaunen vil artsmæssigt derfor ofte være ganske høj i områder med stenrev med spredte sten.

Figur 7. Spredte sten på sandbund ud for Hornbæk plantage.

Foto: Karsten Dahl



Reference:

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. Danmarks Miljøundersøgelser & Århus Amt, Natur & Miljø. 87 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 529. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk