

Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber

O.R. Eigaard, C. McLaverty, J. Olsen, G.E. Dinesen, M.E. Brooks, K. Kristensen, H. Gislason, P. Nielsen og J.K. Petersen

DTU Aqua-rapport nr. 363-2020



Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber

DTU Aqua-rapport nr. 363-2020 (2. udgave)

Af Ole R. Eigaard, Ciaran McLaverty, Jeppe Olsen, Grete E. Dinesen, Mollie E. Brooks, Kasper Kristensen, Henrik Gislason, Pernille Nielsen og Jens Kjerulf Petersen

Kolofon

Titel:	Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber
Forfattere:	Ole R. Eigaard, Ciaran McLaverty, Jeppe Olsen, Grete E. Dinesen, Mollie E. Brooks, Kasper Kristensen, Henrik Gislason, Pernille Nielsen og Jens Kjerulf Petersen
DTU Aqua-rapport nr.:	363-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet september 2019. Første udgave blev udgivet maj 2020. Anden udgave er udgivet august 2020.
Reference:	Eigaard, O.R., McLaverty, C., Olsen, J., Dinesen, G.E., Brooks, M.E., Kristensen, K., Gislason, H., Nielsen, P. & Petersen, J.K. (2020). Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber. DTU Aqua-rapport nr. 363-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 45 pp. + bilag
Forsidefoto:	Fiskefartøj. Foto: Camille Saurel
Udgivet af:	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-294-4

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redogørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Forord

Dette er den afsluttende rapport for projektet ”Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i N2000 områder ved fiskeri med skrabende redskaber”, som er finansieret af Den Europæiske Hav- og Fiskeri Fond (EHFF) og Fiskeristyrelsen under ordningen ”Fiskeri, natur og miljø”.

Projektet har haft til formål at øge vidensgrundlaget for muslinge- og østerspolitikken ved at tilvejebringe det faglige grundlag for forvaltning af fiskeri af blåmuslinger og østers i Natura 2000 områderne Nissum Bredning, Løgstør Bredning, Lovns Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt. Projektet har i denne henseende haft fokus på kortlægning af økosystemkomponenten makrofauna.

Denne udgave af rapporten er 2. udgave. I forhold til 1. udgave er der foretaget en ny analyse til beregning af gendannelsestiderne, som nu beregnes ud fra biomassefordelingen af livslængde for samtlige taxa indsamle i hvert Natura 2000-område, hvorfor afsnit 3 og bilag A samt de deraf afledte konklusioner er opdateret.

Forfatterne vil gerne takke fiskeriteknikerne på DSC for deres indsats under prøvetagningen, biologassistenterne for oparbejdning af prøver, mange studentermedhjælpere for en kæmpe indsats med prøvesortering og gode kolleger for værdifuldt input til analyser og diskussioner.

Alle offentliggjorte projektrapporter fra DTU Aqua, kan hentes i elektronisk form på DTU Aquas hjemmeside www.aqua.dtu.dk/Publikationer. Originale tekster og illustrationer fra denne rapport må gengives til ikke-kommercielle formål under forudsætning af tydelig kildeangivelse.

Henvendelse vedrørende denne rapport kan ske til:

DTU Aqua
Dansk Skaldyrcenter,
Øroddevej 80
7900 Nykøbing Mors
Tlf. 96 69 02 83
post@skaldyrcenter.dk

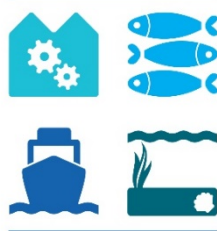
Nykøbing Mors, august 2020

Projektet er støttet af Den Europæiske Hav- og Fiskeri Fond og Fiskeristyrelsen.



Den Europæiske Union
Den Europæiske Hav- og Fiskerifond

HAV & FISK



Indhold

Summary	5
1. Indledning.....	8
2. Black box-data.....	10
3. Kortlægning af bundfaunaen i fem Natura 2000-områder	19
4. Effekt af fiskeri i Natura 2000-områderne	28
5. Værktøjer til analyse af bundfaunaeffekter af muslingefiskeri – sammenligning af forskellige bundfauna-indikatorer.....	35
6. Sammenfatning og anbefalinger til forvaltningspraksis.....	41
Referencer	44
Bilag A. N2000 Benthic Faunal Communities	46
Bilag B. Fishing impact assessment.....	71

Summary

The main aim of the study is to improve the scientific basis for mussel and oyster fisheries management in Natura 2000 areas in terms of the ecosystem component benthic fauna. The specific objectives are to develop a method to detect the potential effects of bivalve dredging on benthic fauna, and to link observed effects on the benthic fauna with a more accurate estimation of the actual area (footprint) impacted by the fishery, within and across the Natura 2000 areas.

In order to fulfil this purpose, stratified sampling of communities of benthic fauna has been carried out in the Natura 2000 areas Nissum Bredning (N28), Løgstør Bredning (N16), Lovns Bredning (N30), Horsens Fjord (N56) and Lillebælt (N112) as a function of different habitats and fishing pressures in the individual areas. Benthic community data were collected via field sampling, and data on fishing pressure were collected via 'black box' systems fitted aboard the dredging vessels. Black box data have played a central role in improving management under the Danish Mussel and Oyster policy. In this context, black box data have been compiled for all the relevant fishing areas in an overall overview, and the project aims to optimize the exchange of black box data between the Danish Fisheries Agency and DTU Aqua. In addition to standard benthic community indicators such as diversity and density, the composition of the benthic fauna has been subject to a trait-based analysis focusing on longevity.

The black box system logs the GPS coordinates of the fishing vessel every 10 seconds, and via a sensor which monitors the hydraulic winch activity of the dredge. Based on calculated vessel speed and hydraulic activity, fishing activity can be identified as a number of geographic positions. By linearly connecting the positions, a fishing distance (dredge track) can be estimated and when combined with information on the size and number of dredges, the footprint of the fishing activity can be calculated. In this analysis, all data from the selected Natura 2000 areas have been sampled and analysed for the entire period of the black box data system, i.e. from mid-2012 to mid-2019. The data were plotted for each site and footprint calculated. Furthermore, examples of the potential use of the data set are illustrated.

In April-June 2017, a total of 196 samples for infauna were collected in five N2000 areas using a 0.1 m² Van Veen grab. Stations were chosen both within and outside of fished areas across a range of habitat types. This data set was combined with data from the Danish NOVANA program, collected between March and May 2015 using a 0.0143 m² HAPS corer. The combined dataset comprises 271 samples over the five areas. The locations of sampling sites in the NOVANA program are fixed within each area, and typically constitute a grid pattern in the central part of the basin. Fauna data from both sources were standardised by recalculating count/biomass values to 1 m². All taxa in the combined dataset were validated and standardised in accordance with the World Register of Marine Species (WoRMS). These data were used in an integrated mapping exercise, which provides an overview of the spatial distribution of individual benthic communities in the study areas. In addition, key species within each community cluster were determined and a longevity composition of the community calculated. Across all areas there was higher species diversity, and often a greater longevity, for the benthic fauna communities in shallower areas, and thus away from deeper areas which experience severe negative environmental impacts caused by poor oxygen conditions. The benthic fauna communities were typically composed of species with a maximal life span of 3-10 years (average 6.5 years), but

with variations on each side of this average value depending on the habitat type and environmental conditions.

Recovery times for the benthic communities following fishing impact were based on parameter values from a previous study. Estimated time for recovery from 0.5K (50% of community biomass carrying capacity) to 0.95K (near full carrying capacity) was calculated for each of the longevity categories used in our analysis. The recovery times were in the range of 2.4-5.0 years depending on the Natura 2000 area. The recovery time estimates are based on the biomass of all macrofauna, and thus reflect all members of the macrofauna community sampled in each N2000 site. The estimates should thus be treated in a precautionary manner, and it is recommended to round up to the nearest year if implemented in management in line with a precautionary approach.

Multivariate models were used to estimate the effect of mussel and oyster dredging on the composition of benthic fauna, and generalized linear mixed models (GLMMs) were used to analyse the effect on three univariate benthic fauna indicators (number of animals, species number and total biomass). There was no significant effect ($p < 0.05$) of fishing on the three different bottom fauna indicators in the GLMM analysis in the combined data set (across regions). In contrast, the amount of shell fragments in the sediment had a significant positive effect on all indicators; the amount of organic matter had a significant negative effect on individual and species numbers; O_2 concentration had a significant positive effect on the biomass; and depth had a significant positive effect on species number. These results were partly confirmed in the GLMM modelling of data from the individual areas, where neither species nor individuals responded significantly to fishing intensity, whereas these two indicators were significantly affected by either O_2 concentration or organic load in most areas. However, the area-specific analysis also showed that fishing has a significant negative effect on the indicator biomass in two of the N2000 sites.

Multivariate analysis of the full combined dataset showed that environmental factors such as depth, longitude, O_2 concentration, organic matter and shell fragments in the sediment explained a higher degree of variance in the benthic data than fishing intensity. This was primarily true for the multivariate model of count data and to a lesser extent for the biomass-based model. However, fishing intensity had a significant effect on benthic fauna in each model. These results were largely replicated in the models of the individual Natura 2000 data sets, where results show that the composition of the benthic fauna in the Natura 2000 areas is more influenced by the other pressure factors than fishing, but also that some benthic fauna components and indicators (biomass) remain sensitive to fishery impacts despite high levels of other disturbances. Another important result is that the significant effects of fishing and environmental variables on the indicators varied significantly across the three Limfjorden areas, even though these are located within a range of only ~ 0-15 km. This result highlights the need for differentiation between a local and regional scale when it comes to regulating fisheries and monitoring the benthic fauna.

Finally, the sensitivity of five different bottom fauna indicators (species number, individual number, AMBI, M-AMBI and DKI) to mussel and oyster dredging in 16 Danish water bodies (defined according to EU Water Framework Directive) was analysed with generalized linear mixed models (GLMM). The data set consisted of 1669 bottom fauna samples, collected from 2014-2018 under the NOVANA program, which were individually coupled to the fishing intensity at each

sampling position using black box data. The results showed that fishing did not have a significant effect on benthic fauna according to each of the five indicators. For DKI, AMBI and M-AMBI, the explanation for the lack of response to physical impact from fisheries may be that these indices primarily are designed to monitor the effects of eutrophication. These results suggest that the current standard indicators for monitoring the ecological status of the benthic fauna in the marine environment are less suitable for capturing the localized physical influences from e.g. fisheries and that the focus should be on developing improved integrated indicators in order to monitor fisheries effects.

Based on the results of the analysis, we recommend:

- To invest resources in quality assurance procedures for the combined black box/logbook data set, and that this process is preferably automatized.
- To develop a strategy and allocate resources for further utilization of the information contained in the combined black box/logbook data, for the benefit of both the mussel and oyster fishery and management of the fishery.
- To recognize that Natura 2000 areas consist of several different habitats with varying sensitivity to fishery impact.
- That recovery time in the Natura 2000 areas are set at between 3-5 years depending on the area.
- That the effects of mussel and oyster fishing on bottom fauna are assessed separately for each Natura 2000 area.
- That resources are allocated to further development of a bottom fauna index that is sensitive to the impact of fishing in coastal waters.

1. Indledning

Som ansvarlig for fiskerireguleringen er det Miljø og Fødevareministeriets (MFVM) opgave at sikre hensynet til natur og miljø ved forvaltning af fiskeriet. Fiskeri med skrabende redskaber har nogle umiddelbare og målelige virkninger på havbunden for de dele af bunden, der direkte påvirkes af redskabet. Visse fiskerier med bundslæbende redskaber, og især skrab efter muslinger og østers, foregår i et betydeligt omfang i Natura 2000-områder. MFVM har derfor udarbejdet nogle målsætninger og forvaltningsprincipper for skrab efter muslinger og østers, som er sammenfattet i muslinge- og østerspolitikken. Målsætningerne og principperne i muslinge- og østerspolitikken gælder generelt for hele muslingefiskeriet, men de særlige beskyttelsesbehov i Natura 2000-områderne er udmøntet i forhold til udpegede naturtyper og arter med henblik på at reducere påvirkningen af natur og miljø.

Fokus i forvaltningen af muslingefiskeri i Natura 2000-områderne er arealpåvirkning for udvalgte økosystemkomponenter som ålegræs, blåmuslinger, makroalger og bundfauna i relation til en kumulativ påvirkning. Der er forskellige målsætninger for de forskellige komponenter. Således er der 0-tolerance for påvirkning af ålegræs og stenrev, mens acceptabel påvirkning af bundfauna og makroalger vil kunne tillades. Imidlertid bygger målsætningerne ikke altid på et solidt fagligt grundlag forstået som viden om alle økosystemkomponenterne i de konkrete fiskeriområder, og derved havner forvaltningen i et dilemma mellem forsigtighedsprincippet i forhold til økosystemkomponenterne og udnyttelse af muslingeressourcerne til fiskeri. For de fleste økosystemkomponenter er der efterhånden enten blevet tilvejebragt faglig dokumentation eller denne er under udarbejdelse, men konkret mangler der viden om bundfauna. De eksisterende vurderinger i fx konsekvensvurderingerne bygger på litteraturstudier og er typisk baseret på erfaringer fra andre farvande end danske. Dette er problematisk, fordi en række særlige forhold er gældende i danske farvande. Først og fremmest er de indre danske farvande i meget høj grad påvirket af anden antropogen aktivitet end fiskeri og især af meget store tilførsler af næringssalte fra land, som gennem dekader har påvirket bundfaunaen i stort set alle de kystnære områder. I en nylig analyse har DTU Aqua således vist, at det ikke er muligt at se en effekt af fredning af et område i Limfjorden for muslingefiskeri fx i form af øget biodiversitet (Dinesen et al. 2015). Dette indikerer, at påvirkningen forårsaget af næringssalte er meget mere gennemgribende for bundfauna end fiskeripåvirkning i det pågældende område. Endvidere er der fundamentale forskelle mellem forskellige former for antropogen påvirkning, som det vil kræve forskellige metoder at kvantificere retvisende. Påvirkning med næringssalte vil således påvirke hele bassiner, fx hele fjorde eller hele Natura 2000-områder, mens fiskeri med skrabende redskaber primært vil have en lokal effekt i præcis det område, hvor der fiskes. En sådan lokal effekt kan ikke nødvendigvis oversættes direkte til bassin-skala, og derfor er værktøjer udviklet til at bedømme bundfaunaens tilstand i relation til næringssalte jf. Vandrammedirektivet ikke nødvendigvis egnede til vurdering af effekter af fiskeri.

Ved at udvikle de rigtige værktøjer og vidensgrundlag vil forvaltningen ikke være nødsaget til at bruge forsigtighedsprincippet og dermed potentielt overimplementere og underudnytte fiskeriresourcerne. Eksempelvis er der i de fem Natura 2000-områder, hvor der foregår fiskeri, således gennem de senere år foretaget en omfattende kortlægning af ålegræs og makroalger og en række vigtige bentiske substrater. Dette har muliggjort en meget detaljeret forvaltning af fiskeriet, så der på den ene side bliver taget hensyn til især ålegræsset og på den anden side er ble-

vet givet tilladelse til et fiskeri, som også har bevæget sig ind på lavere vanddybder end generelle dybdegrænser ellers ville tillade. Det fagligt veldokumenterede grundlag har betydet en præcis beskrivelse af de faktiske effekter af fiskeriet, hvorfor forvaltningen er blevet gennemført fagligt forsvarligt til gavn for både natur og miljø samt fiskeriet.

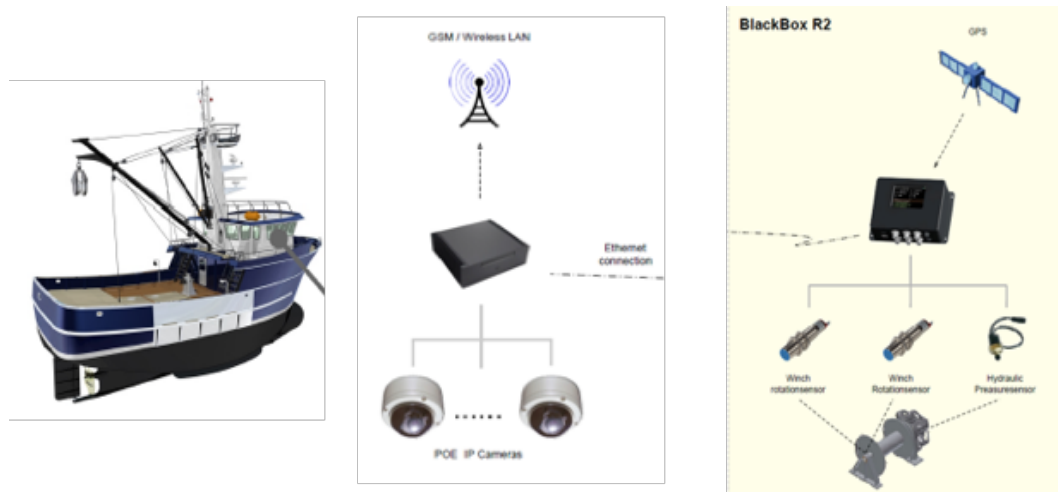
På denne baggrund er det hovedformålet med projektet at tilvejebringe det faglige grundlag for forvaltning af fiskeri med bundslæbende redskaber i Natura 2000-områder med fokus på økosystemkomponenten bundfauna i relation til fiskeri efter muslinger og østers. Det er et specifikt delmål at udvikle en egnet metode til at påvise potentielle effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfauna. Det er derudover et formål at kæde fiskeriets påvirkning af bundfaunaen sammen med den faktiske arealpåvirkning og dens rumlige fordeling i specielt Natura 2000-områderne gennem en samlet analyse af data samlet ind under black box-ordningen, som har været en central del af muslinge- og østerspolitikken. På baggrund af de indsamlede data er det endvidere et formål at komme med input til forvaltningen af muslinge- og østersfiskeriet og mere generelt i forvaltning af fiskeri i Natura 2000-områder.

Til opfyldelse af formålet er der gennemført prøvetagning af bundfaunaens sammensætning i Natura 2000-områderne Nissum Bredning (N28), Løgstør Bredning (N16), Lovns Bredning (N30), Horsens Fjord (N56) og Lillebælt (N112) som funktion af forskellige habitater og variationer i fiskeritryk i de enkelte områder. Dermed er der indenfor hvert bassin differentieret mellem forskellige habitattyper og således også mellem forventede forskelle i sammensætning af bundfaunaen. De indsamlede data om bundfauna er blevet sammenstillet med estimater for fiskeritryk baseret på data indsamlet via black box-ordningen. Black box-data er i denne forbindelse blevet samlet for alle de relevante fiskeriområder i et samlet overblik, ligesom projektet har haft som formål at optimere dataudvekslingen mellem Fiskeristyrelsen og DTU Aqua, hvad angår black box-data. Bundfaunaens sammensætning er udover standard opgørelser af diversitet og tæthed blevet underkastet en såkaldt træk-baseret analyse med fokus på livslængde.

2. Black box-data

2.1 Metoden

Både, der fisker efter muslinger og østers, er siden sæsonen 2012/13 blevet pålagt at have en black box påmonteret fartøjet (figur 2.1). En black box er fundamentalt set en GPS samt en sensor på fartøjets spil, der hvert 10. sekund logger bådens position og spillets bevægelse. Dette resulterer i endog meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx transportsejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to kriterier. For det første skal fartøjet sejle med en hastighed, der er inden for et foruddefineret interval - som standard er denne hastighed sat til at være mellem 1,5-4 knob. For det andet skal fiskeriet have en minimumslængde (fisketid) større end en foruddefineret værdi på 80 sekunder. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter. I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. Punkter, der er defineret som fiskeri, tilknyttes desuden et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet skrab. Disse analyser udføres i Fiskeristyrelsen.



Figur 2.1. Principskitse af black box monteret på fartøjer, der fisker efter muslinger og østers.

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne, der tilhører samme skrab med en linje (se figur 2.2). De fremkomne linjer anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt en tabel over antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier

(blåmuslinger, østers, søstjerner og hjertemuslinger) beregnes bredden af bufferen der skal anvendes. Når disse buffere er genereret, beregnes nettoarealet for at komme frem til det påvirkede areal. I beregningen af påvirket areal medtages kun arealet af et påvirket område kun én gang pr fiskerisæson, selvom der har været skrabet henover samme sted to eller flere gange indenfor samme fiskerisæson. I praksis vil der være en afstand mellem de anvendte skraber i vandet, hvis fartøjet fisker med mere end én skraber. Det er derfor blevet undersøgt, hvorvidt en anvendelse af en afstand mellem skraberne vil have indflydelse på det beregnede areal. Differencen har vist sig at være <1% af det totale påvirkede areal uanset konfiguration af redskaberne og deres antal, og der introduceres dermed ikke en nævneværdig fejl ved at anvende en buffer uden afstand. Buffer uden afstand er således anvendt i alle øvrige beregninger med black box-data. Ved at koble black box med logbogsoptegnelser kan det bestemmes, hvilket fiskeri der er foregået og dermed arealet, der samlet er påvirket.



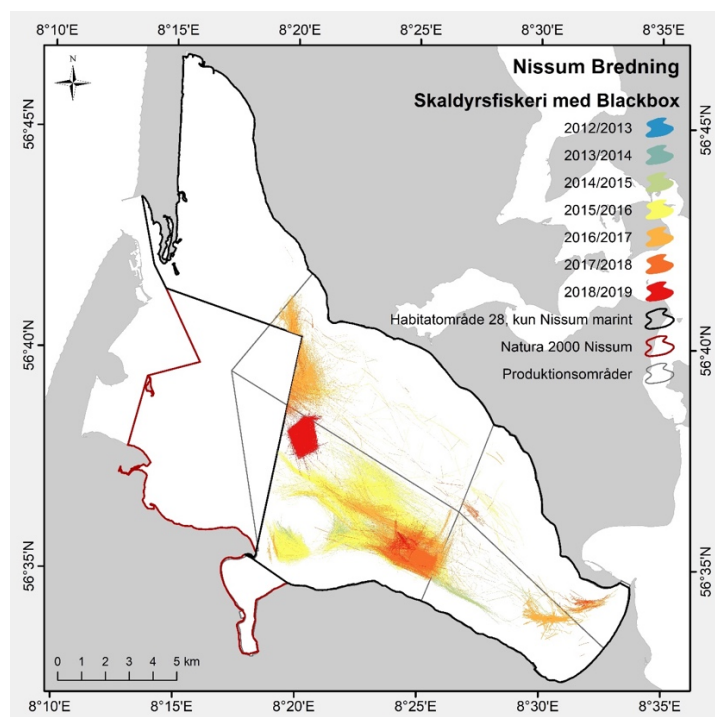
Figur 2.2. Udskrift fra en fangstrejse. De gule streger er identificeret som fiskeri på baggrund af kriterierne beskrevet i teksten (figur fra Fiskeristyrelsen).

De linjer med buffere, der er bestemt som fiskeriaktivitet alene baseret på analyse af black box-data bliver efterfølgende screenet for "ugyldige træk" før de bliver brugt til en arealberegning. Ugyldig træk er defineret som træk med en længde på >5 km eller <30 m, træk med en varighed på >30 min. eller <10 sek. samt træk, der ligger på land eller er udenfor definerede bassiner for muslingefiskeri.

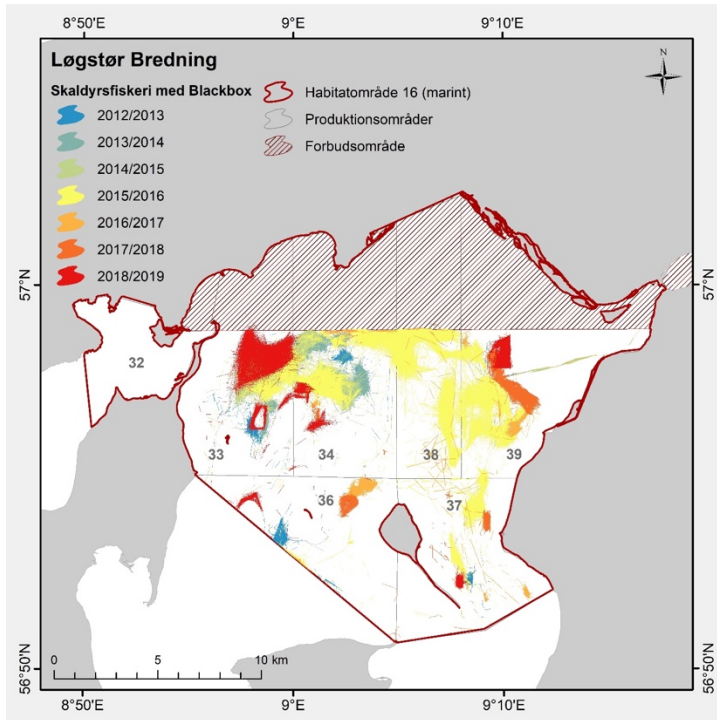
Det rensede datasæt kobles derefter til landinger fra logbøgerne på følgende måde: 1) Hvis et træk er inden for perioden af den afrapporterede afsejlingstidspunkt og hjemkomsttidspunkt kobles trækket til denne logbog. 2) Hvis tidspunktet for trækket er uden for denne periode, men inden for den samme dato kobles trækket til den logbog med den nærmeste periode. Dette gøres, da nogle logbøger rapporterer om forskellige tidspunkter for fangst af hhv. blåmuslinger og hjertemuslinger. Nogle få af de træk, hvor der fiskes efter muslinger, østers eller søstjerner, kunne ikke kobles til nogen logbog. Målartern for disse resterende træk er bestemt manuelt på baggrund af korrespondance med Fiskeristyrelsen, ved at anvende den hyppigst benyttede målartern for det givne bassin eller ved at lade trækkene udgå, hvis de på trods af screening kunne identificeres som "intet fiskeri" (<200 træk), og derfor fjernet fra datasættet. I perioden 2012-2019 er der endvidere logbogsoptegnelse af alle landinger af muslinger, østers eller søstjerner, som ikke kan knyttes til et black box-træk, svarende til ca. 18% af blåmusling-landingerne, ca. 16% af hjertemusling-landinger, ca. 13% af søstjerne-landingerne og ca. 29% af østers-landingerne. Der er forskellige årsager til dette, herunder at black box-systemer en gang imellem går i stykker.

2.2 Black box og arealpåvirkning i Natura 2000-områder

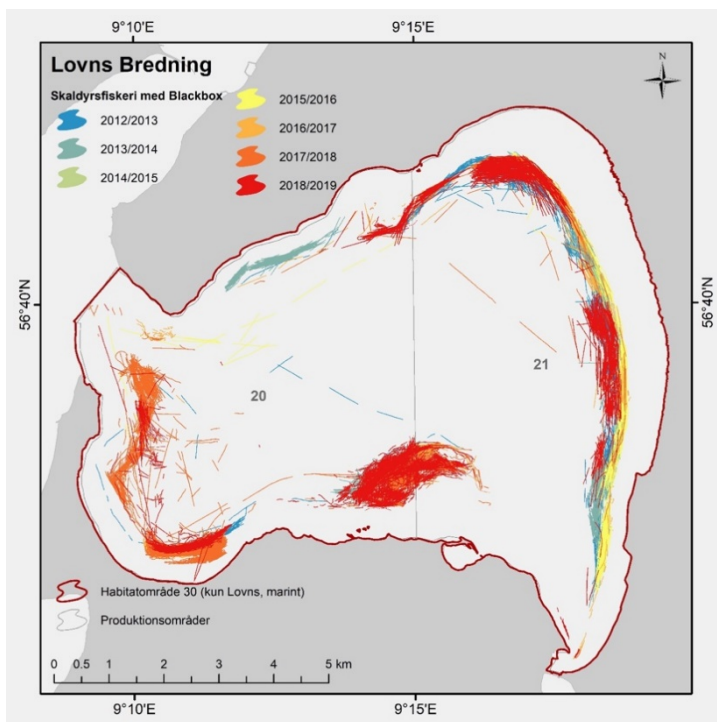
I figurene 2.3-7 er vist arealpåvirkningen i de fem Natura 2000-områder Nissum Bredning, Løgstør Bredning, Lovns Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt for perioden 2012/13-18/19. Der er stor forskel i arealpåvirkning mellem de 5 områder bl.a. som følge af, at ikke alle områderne har været åbne for fiskeri hvert år i perioden.



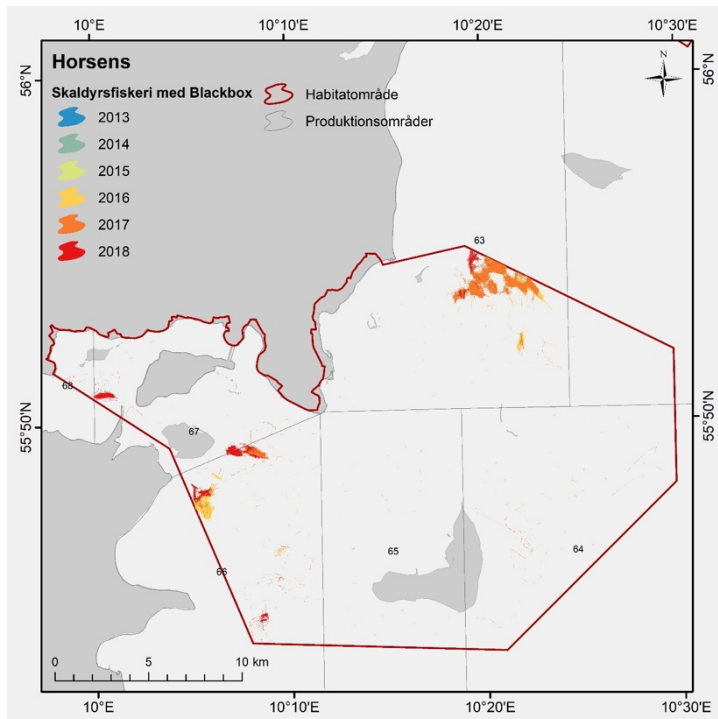
Figur 2.3. Påvirket areal i Natura 2000-området Nissum Bredning bestemt vha. black box. Data er angivet pr sæson der løber fra september-til juli.



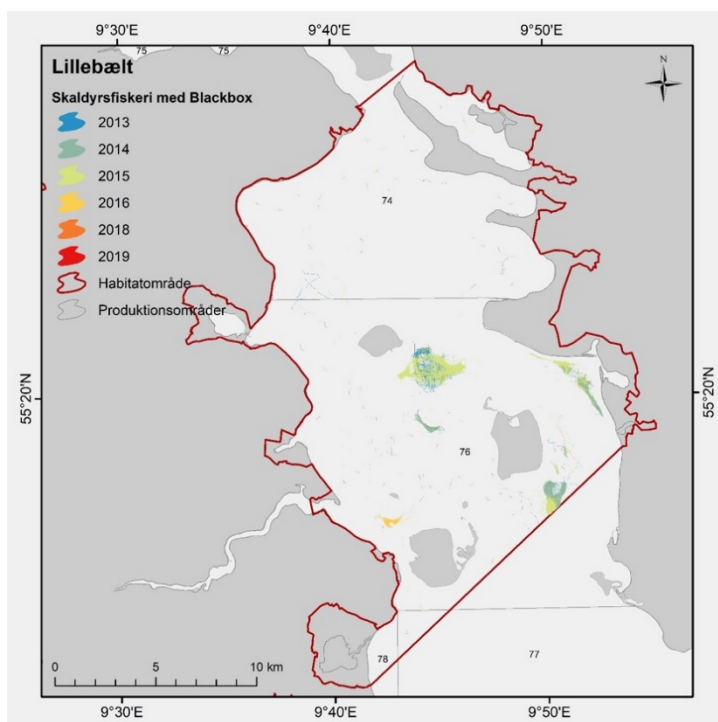
Figur 2.4. Påvirket areal i Natura 2000-området Løgstør Bredning bestemt vha. black box. Data er angivet pr sæson der løber fra september-til juli.



Figur 2.5. Påvirket areal i Natura 2000-området Lovns Bredning bestemt vha. black box. Data er angivet pr sæson der løber fra september-juli.



Figur 2.6. Påvirket areal i Natura 2000-området Horsens Fjord bestemt vha. black box.



Figur 2.7. Påvirket areal i Natura 2000-området Lillebælt bestemt vha. black box.

Af de kombinerede data fra black boxe og logbøger kan der udledes en del informationer om fiskeriet og i princippet om de forskelligheder der er mellem bassiner (evt. afhængigt af mållart)

og over tid. Udvalgte data er samlet i tabel 2.1. Af tabellen ses det, at den gennemsnitlige træk-længde i østersfiskeriet er betydeligt længere end i muslingefiskeriet, som til gengæld ikke varierer ret meget mellem de forskellige områder. Tilsvarende er fiskerieffektiviteten meget lavere i østersfiskeriet, fordi østers forekommer mere spredt og med lavere tæthed end blåmuslinger. Til gengæld er der en lav grad af overlappende fiskeri i østersfiskeriet. I muslingefiskeriet er overlappet på ca. 3,5-7 gange om året. Det betyder, at fiskeriet påvirker det samme bundareal 3,5-7 gange pr år. Meget af dette overlap er indenfor korte perioder, fordi fiskeriet typisk kun skraber det øverste lag af en muslingeбанке ved første passage. Der er ingen entydige tidlige udviklinger i data.

Tabel 2.1. Udvalgte resultater fra kombinerede data fra black boxe og logbøger for den primære målart i muslinge- eller østersfiskeri i Nissum Bredning (østers), Løgstør Bredning (blåmusling), Lovns Bredning (blåmusling), Horsens Fjord (blåmusling) og Lillebælt (blåmusling). Træklængde: Gns. længde af hvert træk; Effektivitet: Gns. kg fangede målart pr træk beregnet pr fiskedag; Overlap: Antal gange det samme område fiskes i pr år; Påvirket areal: Netto arealpåvirkning ekskl. overlap i % af det pågældende Natura 2000-område pr år; - indikerer ingen eller meget lille fiskeriaktivitet.

Område		År					
		2013	2014	2015	2016	2017	2018
Nissum Bredning	Træklængde (m)	-	-	1244	1336	1364	1005
	Effektivitet (kg m ⁻²)	-	-	0,007	0,004	0,013	0,013
	Overlap	-	-	1,9	2,5	2,2	2,9
	Påvirket areal (%)	-	-	3,38	8,12	5,37	2,07
Løgstør Bredning	Træklængde (m)	376	384	495	607	275	320
	Effektivitet (kg m ⁻²)	0,25	0,28	0,14	0,11	0,55	0,45
	Overlap	4,0	4,1	5,4	6,6	3,1	3,6
	Påvirket areal (%)	0,90	1,49	3,2	9,55	0,87	1,3
Lovns Bredning	Træklængde (m)	422	383	402	577	259	280
	Effektivitet (kg m ⁻²)	-	-	-	-	-	-
	Overlap	2,2	2,7	1,1	2,3	2,7	3,0
	Påvirket areal (%)	3,29	3,02	0,38	1,97	1,79	5,16
Horsens Fjord	Træklængde (m)	-	-	-	335	357	337
	Effektivitet (kg m ⁻²)	-	-	-	0,51	0,42	0,51
	Overlap	-	-	-	4,94	6,03	4,57
	Påvirket areal (%)	-	-	-	0,93	1,08	0,45
Lillebælt	Træklængde (m)	403	448	471	242	-	-
	Effektivitet (kg m ⁻²)	0,54	0,50	0,46	0,67	-	-
	Overlap	1,93	4,35	3,36	4,76	-	-
	Påvirket areal (%)	0,70	1,08	1,23	0,01	-	-

2.3 Anden anvendelse af black box-data

Det har været foreslået, at fiskeriet i sig selv er med til at stimulere rekrutteringen af ny yngel og dermed er en faktor, der er med til at fastholde bestanden af muslinger i et område. Antagelsen er understøttet af udviklingen i området omkring Agerø, hvor der efter lukning for fiskeri omkring 1989 har været et stort fald i bestanden af blåmuslinger på de tidligere fiskepladser i området (Dinesen et al 2015). Med black box bliver det muligt at lokalisere fiskeriet præcist og dermed bliver det fx muligt at foretage en analyse af, om rekrutteringen til bestanden (fra DTU Aquas bestandsopgørelser) er påvirket af fiskeriet. Dette er én anvendelse – af flere potentielt mulige -

som ligger udover at kortlægge arealpåvirkningen i relation til økosystemkomponenterne i muslingepolitikken, som vi her vil illustrere.

Til analysen har vi brugt black box-data for perioden 2012-2018. Da der for hver bestandsopgørelse skal bruges black box-data fra de to forrige år, har vi brugt bestandsdata for perioden 2014-2019 med udgangspunkt i den model for bestandsopgørelse, som er udarbejdet til konsekvensvurderinger af fiskeri i Limfjorden (fx Nielsen et al 2017). Til modellen tilføjes et sæt af nye forklarende variable til at beskrive mængden af kommerciel fiskeriaktivitet henholdsvis ét og to år forud for en given bestandsopgørelse. Mere præcist, hvis lokalitet (år, længdegrad, breddegrad) betegner tid og sted for et skrab i bestandstogtet, så beregnes - baseret på black box-data – det samlede fiskede areal indenfor en 50 meter cirkel omkring lokaliteten for henholdsvis årene år-1 og år-2 (bemærk at arealer som skrabs flere gange tælles med hver gang). Ved at dividere med cirkelns samlede areal, opnås de dimensionsløse forklarende variable 'lag1' og 'lag2', som beskriver graden af fiskeriaktivitet i de to foregående år (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Resumé af de to variable Lag1 og Lag2. Kolonnerne angiver minimum (Min), 25%-fraktil (1. Qu), 50%-fraktil (Median), gennemsnit (Gns), 75%-fraktil (3. Qu) og maksimum (Max). Idet 75%-fraktilen er nul er der for begge variable tale om en meget skæv fordeling.

	Min.	1. Qu	Median	Gns.	3. Qu	Max.
Lag 1	0,000	0,000	0,000	0,1535	0,000	17,9303
Lag 2	0,000	0,000	0,000	0,1654	0,000	18,3374

Af tabel 2.1 ses at lag1 og lag2 er nul for de fleste skrab i bestandstogtet, dvs. der har ikke været nogen fiskeripåvirkning indenfor de sidste to år. Den maksimale værdi på ca. 18 af fx lag1 betyder, at der for visse skrab i bestandstogtet er blevet fisket 18 gange i gennemsnit per arealenhed i det forrige år.

I sin eksisterende form beskriver muslingemodellen den forventede fangst i et givet punkt til et givet tidspunkt:

$$\log E[C] = u(t) + u(x, t)$$

Her betegner $u(t)$ en årseffekt og $u(x, t)$ et rum-tids residual. Model udvidelsen består i at inkludere lag1 og lag2 i denne formel:

$$\log E[C] = u(t) + u(x, t) + f(lag1, lag2)$$

Fremfor at beskrive den totale fangst, er målet her primært rekruttering. Der sættes derfor en øvre grænse på 4,5 cm til at definere små individer. 'C' betegner altså fangsten af individer i intervallet 0-4,5 cm i ovenstående ligning.

Analysen blev udført i to dele. I første del blev kun 0/1-information benyttet, altså om der har været fiskeri eller ej. I anden del blev modellen fittet uden lag1 og lag2 og residualerne blev plottet mod de to variable for at se efter funktionel sammenhæng.

Ved at inkludere lag1 og lag2 i ligningen for forventet fangst i et givet punkt til et givent tidspunkt fås:

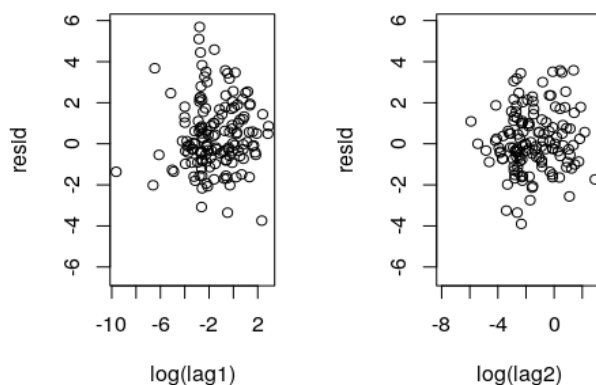
$$\log E[C] = u(t) + u(x, t) + \beta_1 * (\text{lag1} > 0 \ \& \ \text{lag2} = 0) + \beta_2 * (\text{lag1} = 0 \ \& \ \text{lag2} > 0) + \beta_3 * (\text{lag1} > 0 \ \& \ \text{lag2} > 0)$$

Analysen viste, at kun β_1 og β_3 ($\beta_1=0,883$, $\text{lag1}>0$ & $\text{lag2}=0$; $\beta_2=0,120$, $\text{lag1}=0$ & $\text{lag2}>0$; $\beta_3=0,943$, $\text{lag1}>0$ & $\text{lag2}>0$) er signifikante og de to estimater er næsten ens. Modellen kan dermed reduceres til ($p=0.94$)

$$\log E[C] = u(t) + u(x, t) + \beta * (\text{lag1} > 0)$$

med estimatet $\beta=0,889$ ($\text{lag1}>0$), hvilket betyder, at lag1 er den vigtigste forklarende variabel. Estimatet udtrykker at den forventede fangst er $\exp(0.88) = 2.4$ gange højere, hvis der har været fisket året før.

Ved at køre modellen uden forklarende variable, men plote residualerne mod de forklarende variable er der ingen oplagt sammenhæng (figur 2.8)



Figur 2.8. Model-residualer som funktion af de log-transformerede forklarende variable. Bemærk at punkter svarende til lag1=0 og lag2=0 ikke vises pga. transformationen.

Analysen viser således en stærk sammenhæng mellem fangsten af små individer (<4.5cm) et givet år og tilstedeværelsen af fiskeri det forrige år. Det lader til at det er tilstedeværelsen af fiskeri som har betydning og ikke mængden af fiskeri. Tilstedeværelsen af fiskeri to år tilbage har ingen betydning. Det skal understreges at ovenstående ikke beviser en årsagssammenhæng i form af at tilstedeværelsen af fiskeri fører til højere rekruttering. Imidlertid har tidligere studier indikeret en sådan sammenhæng (Dinesen et al. 2015). En forklaringsmodel kan være, at en muslingebanke udgør et passende substrat for bundslående larver. Er der ikke for høj tæthed i banken, fx som konsekvens af fiskeri, øges chancen for, at larverne undgår bortfiltrering inden bundslåning og samtidig vil fødekongurrencen være nedsat ved succesfyldt bundslåning. Alternativt kan selve det skrabende redskabs påvirkning af bunden øge bundens egnethed som substrat for bundslåning. Dette gælder især i områder, der rammes af iltsvind. En forundersøgelse

har således tidligere vist, at i et område i Riisgårde Bredning, der havde været udsat for iltsvind, blev chancen for succesfuld rekruttering øget, hvis området blev skrabet (Tørring 2014).

2.4 anbefalinger vedrørende black box-data

Den største udfordring ved at beregne det påvirkede areal er manglende eller forkert udfyldelse af logbøgerne. Antal redskaber samt redskabsstørrelsen oplyses ofte ikke, hvilket gør, at disse oplysninger skal erhverves fra fiskeristyrelsen, med alle de usikkerheder dette medfører. Mange fangstdage har ikke tilhørende black box-data, da systemet har det med at gå i stykker. Registrering af fiskeriaktivitet er foretaget manuelt af fiskeristyrelsen ved hjælp af black box visualiser i de fem Natura 2000-områder, men ikke udenfor. Det har vist sig, at den automatiske registrering af fiskeriaktivitet ofte er mangelfuld, så hvis data for områderne uden for de fem Natura 2000-områder skal være pålidelige, skal den manuelle registrering også udføres herfor. Alle disse forhold kan adresseres ved enten øget manuel kontrol eller ved at investere i automatiserede løsninger.

3. Kortlægning af bundfaunaen i fem Natura 2000-områder

3.1 Materialer og metoder

Der blev indsamlet bundfaunadata fra de fem Natura 2000-områder omfattet af undersøgelsen. Data fra denne feltindsats (Nat17-data) blev kombineret med data fra indsamlinger af blødbundfaunaen i de samme fem Natura 2000-områder foretaget under NOVANA-programmet (det nationale program for overvågning af vandmiljø og natur) i 2015. Det kombinerede Nat17/NOVANA-datasæt omfatter 271 individuelle faunaprøver indsamlet fra de fem Natura 2000-områder (Bilag A, figure 1-5). Nat17-data blev indsamlet fra april til juni 2017 i form af bundprøver taget med en 0,1 m² Van Veen-grab (McLaverly et al, 2020). Prøverne er indsamlet på tværs af forskellige habitattyper med og uden blåmuslinger (*Mytilus edulis*) i både befiskede og ubefiskede områder. Hver prøve blev skyllet gennem en 1 mm sigte og tilbageholdt materiale blev opsamlet og konserveret i en borax-buffet (natriumborat) 4% formalinopløsning i havvand. Bundfaunaen er identificeret til lavest mulige taksonomiske niveau (arts-niveau hvor muligt). Alle individer er optalt og den samlede biomasse er bestemt for hver taxa (dvs. for hver art eller højere taksonomiske gruppe, fx slægt eller familie).

NOVANA-data som er medtaget i analysen, blev indsamlet mellem marts og maj i 2015 som en del af det nationale overvågningsprogram. Den geografiske placering af de enkelte prøver inden for hvert Natura 2000-område er fast og danner typisk et gittermønster (med 42 prøvetagningspositioner) i den centrale del af hvert Natura 2000-bassin. NOVANA-prøver indsamles med en Haps, der dækker et areal på 0,0143 m², og skylles igennem en 1 mm sigte inden konservering i en 96% ethanolopløsning. Alle individer er optalt og den samlede biomasse er bestemt for hver taxa (dvs. for hver art eller højere taksonomiske gruppe, fx slægt eller familie).

På grund af den høje densitet og biomasse af blåmuslinger i mange af Nat17-prøverne blev denne art ekskluderet fra dataanalyserne af den øvrige fauna. Data for alle øvrige taxa i prøverne blev standardiseret til en samlet vådvægt per 1 m². Alle taxa i det kombinerede datasæt blev valideret og standardiseret i overensstemmelse med World Register of Marine Species (WoRMS, <http://www.marinespecies.org>).

3.1.1 Artssammensætning i bundfaunaen

De taksonomiske ligheder mellem bentiske samfund i Natura 2000-områderne blev estimeret ved hjælp af multivariate klyngeanalyser af biomasserne af de enkelte arter. Alle biomassedata blev log-transformerede (vha. $\log(x+1)$) forud for analyserne for at tage højde for eventuelle skævvridninger af resultaterne på grund af enkelte meget store eller meget små dataværdier. Af samme årsag blev alle prøver, der indeholdt ≤ 2 arter, frasorteret og kategoriseret i en særskilt klynge: Klynge Z (karakteriseret ved lav mangfoldighed). Alle resterende bundprøver blev opdelt i grupper via en hierarkisk klyngeanalyse ved hjælp af forskellighedsmatricer over forekomsten af arter og deres biomasse. Analysen blev gennemført separat for de enkelte Natura 2000-områder og resulterede i et forskelligt antal af klynger per område med et maksimum på fem (A, B, C, D og Z). Opdelingen af klyngerne blev statistisk bestemt ved anvendelse af SIMPROF-testen (Clarke et al, 2008). De taxa, der primært definerede klyngerne, blev identificeret ved hjælp af

en SIMPER-analyse ('Similarity Percentage'), der beregner forskellen (den euclide afstand) mellem klyngernes biomasse-sammensætning af bundfauna (Clarke og Warwick, 2001). Dendrogrammer over bundfauna klynger og tabeller med de vigtigste bidragende arter er præsenteret for hvert Natura 2000-område i Bilag A.

3.1.2 Sammensætninger af livslængder i bundfaunaen

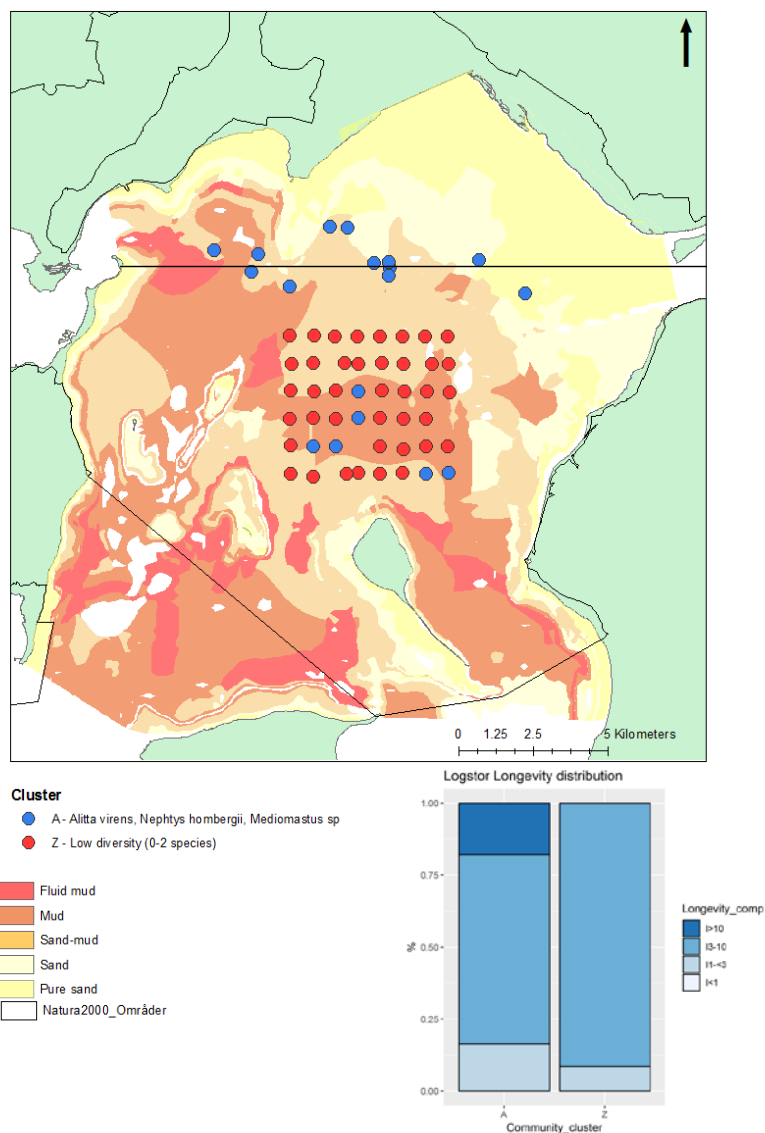
Fordelingen af gennemsnitlige livslængder inden for hver bundfauna klynge blev beregnet ud fra de primære arter, bestemt via SIMPER (se afsnit ovenfor). Dette blev gjort for at kunne sammenligne den relative følsomhed af de forskellige klynger/habitater. Hver taxa i klyngerne fik tildelt specifikke livslængder ved hjælp af 'fuzzy coding' (på slægts-niveau) i henhold til fremgangsmåde og database beskrevet i Bolam et al. (2017). Databasen oplyser kategoriske livslængder for en lang række taxa i henhold til fire kategorier: <1 år, 1-3 år, 3-10 år og >10 år. Samme fremgangsmåde dannede grundlag for beregning af én samlet regenerationsstid for hvert N2000 område ud fra biomassefordelingen af livslængde for samtlige taxa indsamlet i hvert område. Detaljerne i fremgangsmåde og analyse er beskrevet i Bilag A.

3.2 Resultater

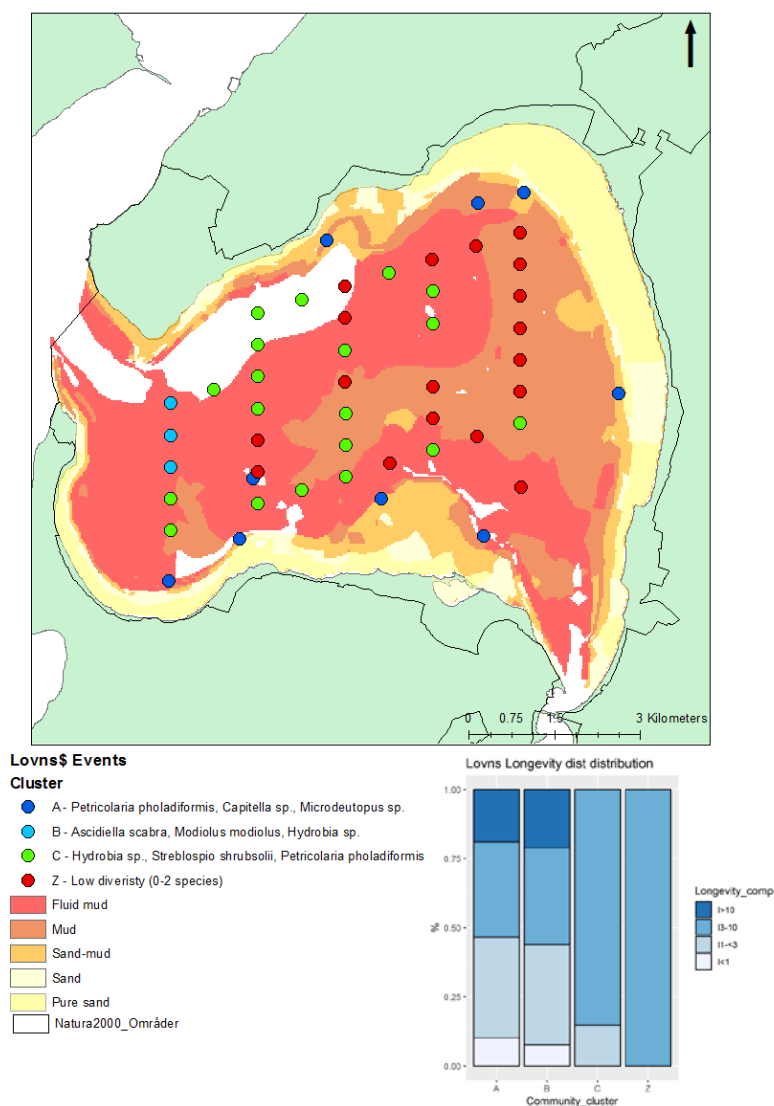
Bundfauna-prøverne fra den nordlige del af Løgstør Bredning er karakteriseret ved samfundstype (klynge) A (figur 3.1). Bundfaunasamfundet i klynge A består hovedsageligt af en blanding af fritlevende (mobile) og fastboende (sedentære) havbørsteorme, og almindelig dværgkonk (*Nassa reticulata*) (Bilag A, table 1). Størstedelen af NOVANA-prøverne fra den centrale del af Løgstør Bredning, tilhører den artsfattige klynge Z (≤ 2 arter) og består hovedsageligt af almindelig søstjerne (*Asterias rubens*) og den fritlevende havbørsteorm, grøn børsteorm (*Alitta virrens*). Prøvepositionerne i de dybere områder af Løgstør bredning kunne indikere, at disse faunasamfund er udsat for kraftige miljøpåvirkninger (muligvis iltsvind). Fordelingerne mellem livslængdekategorierne i klynge A og Z er stort set ens, med størstedelen af arterne er kendetegnet ved en levetid på 3-10 år (gennemsnit 6,5 år). Imidlertid har omtrent 20% af biomassen i klynge A en levetid på ≥ 10 år (gennemsnit lig omtrent 12,6 år), hvilket primært afspejler tilstedeværelsen af dværgkonk i prøverne. Faunasamfundene i Løgstør Bredning er overordnet set sammensat af fritlevende, mobile arter, der er typiske for bundfauna tilknyttet sandbund og rev (fx blåmuslingrev).

Bundfauna-prøverne i klynge A i Lovns Bredning stammer primært fra områder på lavere vand, langs skrænterne i periferien af bassinet (figur 3.2) og var meget artsrige med omtrent 15 taxa m^{-2} , såsom amerikansk boremusling (*Petricolaria pholadiformis*, ikke hjemmehørende art), en tangloppe (*Microdeutopus* spp.) og sedentære havbørsteorme (Bilag A, table 2). Klynge B består af tre tilstedende prøvepositioner i den vestlige del af bassinet, der bl.a. har en enkelt registrering af hestemusling (*Modiolus modiolus*). Det er tvivlsomt om denne art forekommer i Lovns Bredning (bl.a. på grund af lav saltholdighed i området). Registreringen kan skyldes en fejlidentifikation (skalformen hos juvenile eksemplarer af blåmuslingen *Mytilus edulis* ligner skalformen hos voksne hestemuslinger, og disse to arter er tidligere blevet forvekslet i NOVANA-programets prøver). Klynge C og Z er næsten udelukkende fra de dybere områder i den centrale og østlige del af bassinet. De er generelt artsfattige, og omfatter hovedsageligt dyndsnegle (*Hydrobia* spp.) og amerikansk boremusling (*P. pholadiformis*). Disse arter er typiske for mudrede sedimentære miljøer, og dyndsnegle er typisk tilknyttet områder med høj organisk belastning. Forekomsten af klynge Z (indeholdende ≤ 2 arter) i primært de dybere østligste områder kan indikere,

at forholdene i dette område er underlagt høje niveauer af organisk stof kombineret med lav vandgennemstrømning og hyppigt iltsvind. Omtrent 20% af biomassen i bundfaunasamfundene i de lavvandede områder (klynge A og B) har en gennemsnitlig livslængde på >10 år, og der er en relativt jævn fordeling af livslængder over alle fire kategorier (Figur 1). Klynge D og Z i de dybere områder af Lovns Bredning er meget ens i livslængde-sammensætning og består langt overvejende af arter med en levetid på 3-10 år.



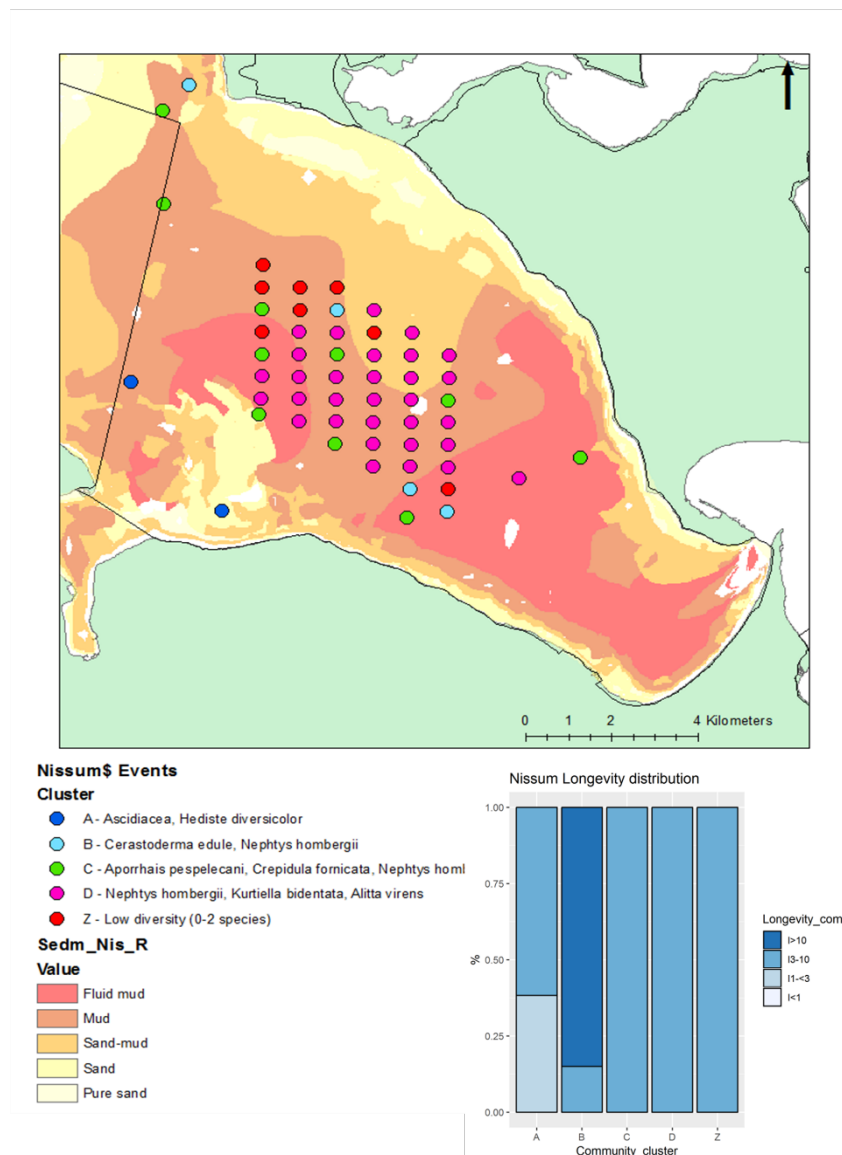
Figur 3.1. Fordelingen af de to primære klynger (A og Z) i Løgstør Bredning samt de tilknyttede fordelinger af gennemsnitlige livslængder.



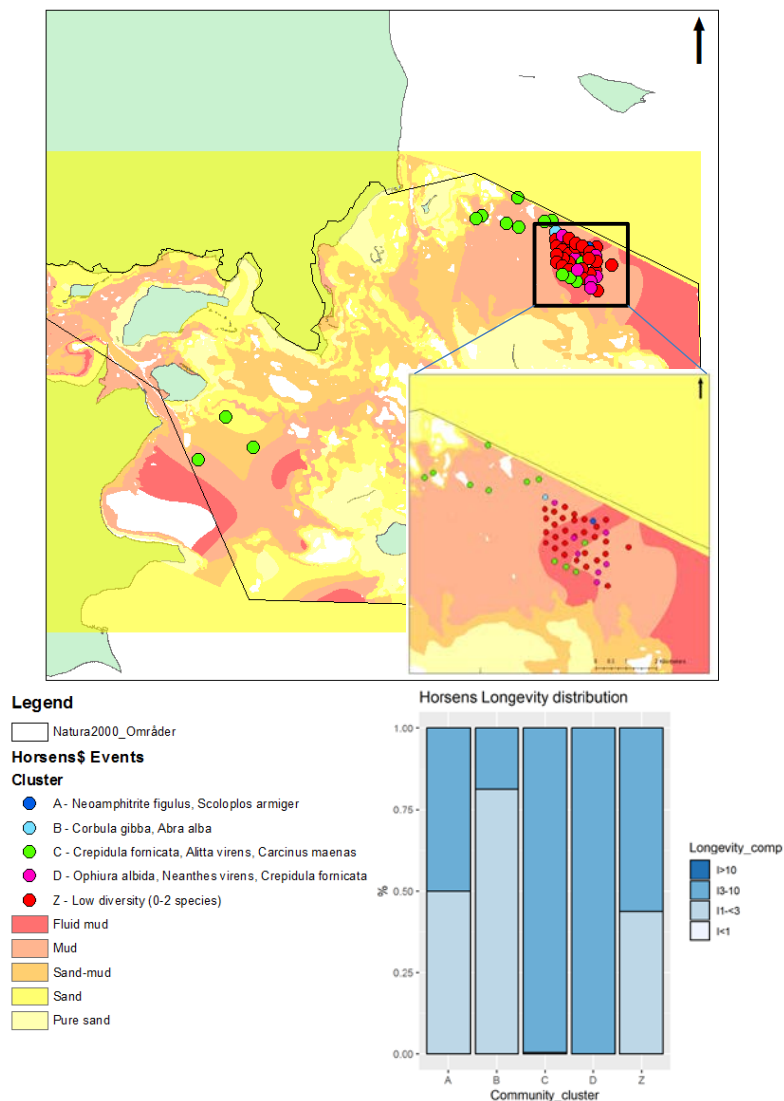
Figur 3.2. Fordelingen af primære klynger (A, B, C og Z) i Lovns Bredning samt de tilknyttede fordelinger af gennemsnitlige livslængder.

I modsætning til den tydelige rumlige opdeling af klynger i Løgstør og Lovns bredninger, var fordelingen af forskellige bundfaunasamfund i Nissum Bredning mere heterogen og desuden opdelt i flere (fem) forskellige klynger (figur 3.3). Disse forhold indikerer, at de forskellige bundfaunasamfund i Nissum Bredning er mere pletvist fordelt, og at havbunden kan være mosaikagtigt sammensat af ganske forskellige bundfaunasamfund indenfor selv korte afstande (<10 m). De centrale områder af Nissum er dog hovedsageligt kendetegnet ved klynge D, der er domineret af fritlevende havbørsteorme og den lille musling, *Kurtiella bidentata*, som typisk lever sammen med boremuslinger og mudderslangestjerner (Bilag A, table 3). Klynge B, der optræder sporadisk over hele bredningen, er kendetegnet ved en høj biomasse af almindelig hjertemusling (*Cerastoderma edule*). Klynge C, D og Z har stort set identiske biomassefordelinger af livslængde-sammensætning og består næsten udelukkende af taxa med en gennemsnitlig livslængde på 3-10 år. Klynge A består af kun to prøvetagningspositioner i den sydvestlige del og

har en højere andel af kortlevede arter (1-3 år) samt et lavt artsantal og biomasse. Generelt er bundprøverne i Nissum Bredning domineret af biomasse af taxa med en levetid på 3-10 år, bortset fra klynge B, hvor biomassen er domineret af almindelig hjertemusling (>10 år).



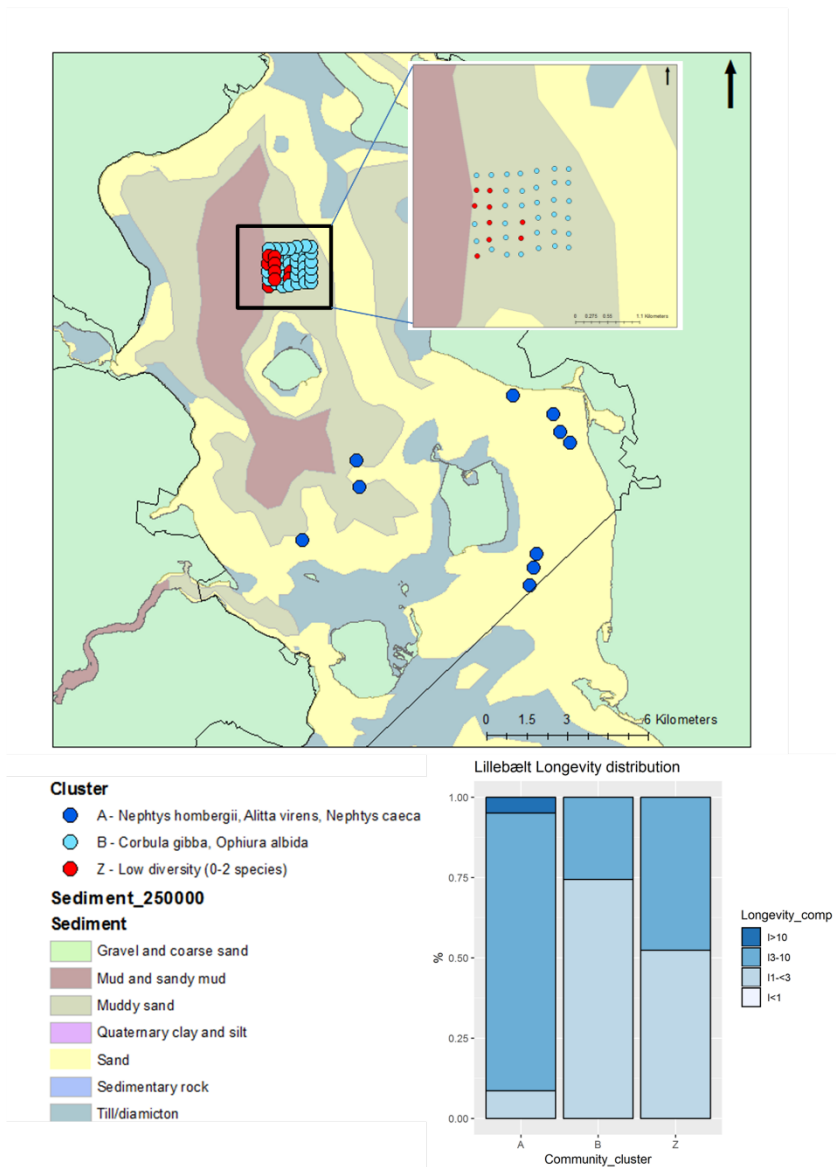
Figur 3.3. Fordelingen af primære klynger (A, B, C, D og Z) i Nissum Bredning samt de tilknyttede fordelinger af gennemsnitlige livslængder.



Figur 3.4. Fordelingen af primære klynger (A, B, C, D og Z) i Horsens Fjord samt de tilknyttede fordelinger af gennemsnitlige livslængder.

NOVANA-prøvetagningspositionerne i Horsens fjord er placeret i et meget finmasket gittermønster i den nordøstlige ende af Natura 2000-området (figur 3.4). Langt størstedelen af bundprøverne indenfor dette område tilhørte klynge Z (med ≤ 2 arter) og flere prøver var helt uden bundfauna. Dette indikerer, at de bentiske habitater i den nordøstlige del af området er udsat for meget høje niveauer af forstyrrelse. Arter som den rørbyggende havbørsteorm, *Neoamphitrite figulus*, og almindelig slangestjerne (*Ophiura albida*) udgør en stor del af biomassen i dette område. Disse arter findes bl.a. på mudderbund, hvilket stemmer overens med sedimentkortet (figur 3.4). Klynge C udviste den største spredning over området. Størstedelen af biomasse i denne klynge bestod af tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*, ikke hjemmehørende art), den fritlevende havbørsteorm grøn nereis (*Alitta virens*) og almindelig strandkrabbe (*Carcinus maenas*) (Bilag A, table 4).

Tøffelsneglen lever fastsiddende på bl.a. østers og blåmuslinger, mens de to andre arter er meget mobile og typisk forekommer på både muslingerev og sandet mudder. Biomassen i klynge C og D er kraftigt domineret af arter med en levetid på 3-10 år, mens klynge A, B og Z har en relativt store andel ($\geq 50\%$) af biomasse med en kortere livslængde (1-3 år).



Figur 3.5. Fordelingen af primære klynger (A, B og Z) i Lillebælt samt de tilknyttede fordelinger af gennemsnitlige livslængder.

Alle prøverne fra NOVANA-stationsnettet i den nordlige del af Lillebælt tilhører enten klynge B eller Z (Figur 5) og er domineret af hampefrømusling (*Corbula gibba*). Hampefrømusling findes typisk i mudderblandet sediment, hvor den ofte forekommer i meget store tætheder i næringsberigede (eutrofe), iltfattige og svovlholdige bunde. I klynge Z er biomassen desuden domineret af den fritlevende havbørsteorm, grøn nereis (*Alitta virens*). Biomassen i klynge A, i den sydlige

del af Lillebælt, består primært af flere fritlevende havbørsteorme (*Alitta virens*, *Nephtys hombergii*, *N. caeca*), samt almindelig strandkrabbe (*Carcinus maenus*) og dværgkonk (*Nassa reticulata*) (Bilag A, table 5). Dette bundfaunasamfund er kendetegnet ved mobile og fritlevende arter, som typisk forbindes med rev og sandområder. Klynge A er domineret af biomasse med en livslængde på 3-10 år, mens klynge B og Z har betydeligt højere andele ($\geq 50\%$) af biomasse med kortere livslængde (1-3 år).

Ud over de maksimale levetidsestimater for hver klynge beregnede vi også én samlet gendannelsestid pr N2000-område efter fiskeripåvirkning. Gendannelsestiderne er baseret på biomasse og livslængder af samtlige taxa indsamlet i hvert N2000 område kombineret med parameterværdier fra en analyse af Hiddink et al. (2019). I denne undersøgelse blev estimeret tid for gendannelse fra 0,5 K (50% af bundfaunasamfundets bærekapacitet ift. biomasse) til 0,95 K (næsten fuld bærekapacitet) beregnet for hver af livslængdekategorierne anvendt i analysen. Disse gendannelsestider var som følger; 0 år (<0 kategorien), 1,2 år (1-3y år kategorien), 2,4 år (3-10 år kategori) og 8,7 års gendannelse (>10 år kategorien). Gendannelsestiden på 0 år for dyr med en levetid på <0 skyldtes, at et antal af <0-arterne viste et positivt respons på skrab og derved nultillede det samlede dødelighedsestimat for kategorien. De estimerede gendannelsestider for N2000 områderne er vist i tabel 3.1.

Tabel 3.1. Beregnede gendannelsestider i 5 Natura 2000-områder sammenholdt med de gendannelsestider, der bruges i den nuværende forvaltning. I Løgstør Bredning opereres der pt med et interval i mangel på konkret viden.

Natura 2000-område	Estimeret gendannelsestid	Nuværende gendannelsestid
Nissum Bredning	4,9	4
Løgstør Bredning	2,9	2-4
Lovns Bredning	2,4	2
Horsens Fjord	5,0	4
Lillebælt	2,4	4

3.3 Sammenfatning af kortlægningen

Kortlægningen af bundfaunaen i Natura 2000-områderne giver en oversigt over den rumlige fordeling af biomassen af de enkelte arter og bundfaunasamfund, og herunder sammensætningen af livslængder for faunagrupper. Livslængde har vist sig at give en approksimation for bundfaunasamfundenes gendannelsestider og dermed også for deres følsomhed overfor fiskeripåvirkning. Disse oplysninger repræsenterer en betydelig forøgelse af den rumlige og taksonomiske opløsning af bentisk information for Natura 2000-områderne. Et gennemgående resultat på tværs af alle Natura 2000-områder er en højere artsdiversitet og livslængde for faunasamfundene på lavere vanddybder og dermed på afstand fra områder med kraftige negative miljøpåvirkninger (fx dårlige iltforhold i det dybere vand). Bundfaunasamfundene var typisk sammensat af arter med livslængde på 3-10 år (gennemsnit 6,5 år), men med variationer på hver side af denne gennemsnitsværdi afhængig af habitattype og miljøforhold. NOVANA-programmet er primært designet til at monitorere eutrofiering gennem ændringer i bl.a. bundfaunasamfund, og derfor er den geografiske placeringen af bundfaunastationer ofte i de dybere og centrale dele af Natura 2000 og vandområderne under EU's Vandrammedirektiv (VRD), hvor man kan forvente hyppigere forekomst af episoder med lave ilt niveauer i vandet (hypoxi og anoxi) afledt af høje koncentrationer af organisk materiale. Derfor peger denne kortlægning og analyse på, at der er

behov for en supplerende eller justeret bundfauna prøvetagning i forhold til det eksisterende NOVANA-program, dels for bedre at kunne monitorere udviklingen i bundfaunasamfundene på område-niveau (Natura 2000- og VRD-områderne) og dels med henblik på bedre at kunne estimere effekterne af fiskeri i forhold til øvrige antropogene presfaktorer (fx eutrofiering).

De estimerede gendannelsestider er i samme størrelsesorden som de gendannelsestider, der anvendes i de nuværende konsekvensvurderinger. De estimerede gendannelsestider er baseret på samtlige arter af bunddyr fundet i de analyserede prøver og estimerterne er ikke vægtede i forhold til fordeling af sedimenttype i hvert område. Dermed skal estimerterne tages med et forbehold og det anbefales at runde op til hele år i forvaltningen.

4. Effekt af fiskeri i Natura 2000-områderne

Fiskeriet efter muslinger og østers resulterer i fysisk forstyrrelse af havbunden og de benthiske organismer, der lever her. Effekten af fiskeriet afhænger af en række faktorer, der bl.a. omfatter habitattype og redskabstype og tilstedeværelsen af andre antropogene og naturlige presfaktorer. Redskabstyper som muslingeskrabere påfører bundfaunaen en højere dødelighed end lettere trawleteknikker som alm. bundtrawl og bomtrawl (Hiddink et al, 2019), men det har også vist sig, at faunapåvirkningen fra redskaberne er væsentlig reduceret i områder med høj naturlig forstyrrelse (Lambert et al, 2017).

For at forbedre det videnskabelige grundlag for forvaltning af fiskeriet under muslinge- og østerspolitikken analyseres fiskeripåvirkningen af bundfaunasamfundene i fem Natura 2000-områder. Hovedformålet er at vurdere den relative effekt af fiskeri og andre miljøpåvirkninger på tværs af data fra de fem områder, såvel som indenfor de enkelte områder. I analysen anvendes multivariate modeller til at estimere virkningerne af muslingefiskeri på sammensætningen af faunasamfundene og generaliserede lineære mixede modeller (GLMM'er) anvendes til at analysere og sammenligne effekten af fiskeri og andre miljøpåvirkninger på tre bundfaunaindikatorer (individantal, artsantal og total biomasse).

4.1 Materialer og metoder

Der blev indsamlet bundfaunadata fra fem Natura 2000-områder i Limfjorden og de indre danske farvande i 2017: Lovns Bredning, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt som beskrevet i kapitel 3. På grund af den høje densitet og biomasse af blåmusling på mange af stationerne blev denne art ekskluderet fra datasættet. Data for de tilbageblivende arter i prøverne blev standardiseret til samlet vådvægt per 1 m².

Black box-data blev anvendt til at estimere den historiske fiskeripåvirkning inden for en 20 m radius omkring hver enkelt prøveposition. Fiskeripåvirkningen blev beregnet i form af intensiteter, som fortæller noget om hvor mange gange havbunden inden for cirklen omkring prøvepositionen (og dermed faunasamfundet i prøven) er blevet påvirket af fiskeri (en muslingeskraber) i den undersøgte periode. Typisk er fiskeriet lukket i januar-februar og juni-august og for at tage højde for disse lukkede perioder blev intensiteterne beregnet for 1,5 år op til prøvetagnings tidspunktet. I Lillebælt havde der ikke været fisket i N2000-området inden for ~2 år op til prøvetagnings tidspunktet, og derfor er der for alle områder og prøver beregnet et supplerende mål for fiskeripåvirkning af de enkelte prøvepositioner i form af "antal af dage siden fiskeri".

I tillæg til de indsamlede bundfaunadata og monitoringsdata for fiskeri blev der i analyser og modeller inkluderet data for en række miljøvariable i form af: i) organisk indhold i sedimentet (Loss of Ignition LOI), ii) O₂-koncentration, iii) længdegrad [Long]), iv) skalfragmenter i sedimentet, v) dybden på prøvetagningspositionen, og vi) muslingebiomasse på prøvelokaliteten.

De tre ovenævnte datatyper blev integreret og anvendt som input til hhv. multivariate og univariate statistiske analyser af bundfaunasamfundenes respons på fiskeripåvirkninger under hensyntagen til andre miljøeffekter. Effekterne af fiskeri og miljøforhold på totalt individantal [N], totalt artsantal [S] og biomasse [Biomass] blev modelleret multivariat ved brug af PRIMER v.7 med PERMANOVA+ (Anderson et al, 2008) og univariat ved anvendelse af GLMM TMB-pakken

(Brooks et al, 2017) under antagelser om negativ binomial (til tælle eller diskrete data) eller Gaussisk (kontinuerlige data) fordelinger. Alle statistiske analyser blev gennemført både for de enkelte Natura 2000-områder og for det samlede datasæt på tværs af områderne. Fremgangsmåden er beskrevet i detaljer i Bilag B.

4.2 Resultater

Der var ingen signifikant effekt ($p < 0.05$) af fiskeri på de tre forskellige bundfaunaindikatorer i den GLMM-baseret analyse af fiskerieffekter baseret på det fulde datasæt på tværs af N2000-områderne. Derimod havde mængden af skalfragmenter i sedimentet en signifikant positiv effekt på alle indikatorer; mængden af organisk materiale en signifikant negativ effekt på individ- og artsantal, O₂-koncentration en signifikant positiv effekt på biomassen, og dybden en signifikant positiv effekt på artsantal.

Table 4.1. Univariate modelling of three benthic indicators across N2000 sites.

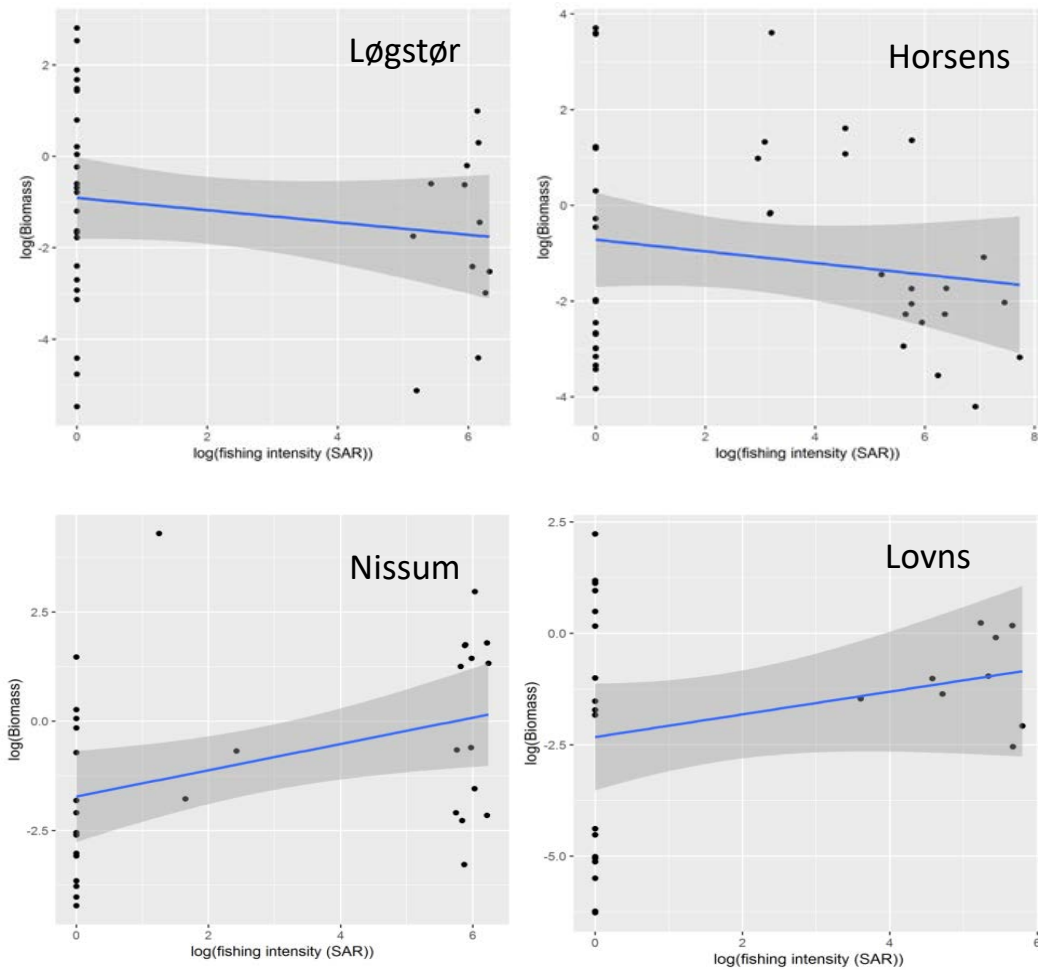
Indikator	Fordeling	Intercept	Variable	Estimer	P-værdi	Konditional R ²
Individantal	Nbinom	7,39 (1,35)	Skalfragment	0,00 (0,00)	0,0078	0,762
			LOI	-0,56 (0,18)	0,0025	
Artsantal	Nbinom	2,00 (0,25)	Dybde	0,10 (0,02)	0,0001	0,696
			Skalfragment	0,00 (0,00)	0,0002	
			LOI	-0,33 (0,09)	0,0002	
Biomasse	Gaussian	-6,67 (2,33)	Skalfragment	0,00 (0,00)	0,0070	0,283
			O ₂ -konc.	0,19 (0,09)	0,0410	

Multivariate analyser af det kombinerede datasæt (på tværs af alle bassiner) viste, at miljøfaktorerne; dybde, længdegrad, O₂-koncentration, organisk materiale og skalfragmenter i sedimentet, i langt højere grad end fiskeri kunne forklare variationen i prøvernes faunasammensætning (Table 4.2). Dette gjorde sig primært gældende for den multivariate model baseret på tælledata (som kunne forklare 32,5 % af variationen i datasættet) og i lidt mindre grad for den biomasse-baserede model (10,5 % af variationen).

Tabel 4.2. Multivariat modellering af artssammensætningen på tværs af N2000-områder for tælle- og biomassedata.

Variabel	AIC	Pseudo-F	P	Andel af total varians	Kumulativ varians	res. df
Tælledata						
Længdegrad	1342,9	22,853	0,001	12,10%	12,10%	166
Dybde	1327,3	18,395	0,001	8,82%	20,92%	165
O ₂ -koncentration	1321,9	7,4179	0,001	3,42%	24,34%	164
LOI	1318,4	5,5894	0,001	2,51%	26,85%	163
Skalfragmenter	1314,7	5,706	0,001	2,49%	29,34%	162
Dage siden fiskeri	1312,5	4,2253	0,001	1,81%	31,14%	161
Muslingebiomasse	1311,4	3,238	0,001	1,37%	32,51%	160
Total				32,51%		
Biomassedata						
Dybde	1407,3	6,9032	0,001	3,99%	3,99%	166
Længdegrad	1404,7	4,7148	0,001	2,67%	6,66%	165
LOI	1404,4	2,3575	0,002	1,32%	7,98%	164
Dage siden fiskeri	1404,2	2,2222	0,006	1,24%	9,22%	163
O ₂ -koncentration	1404,2	2,1405	0,004	1,18%	10,40%	162
Total				10,40%		

Parvise plots for fire af Natura 2000-områderne indikerer, at der i to af områderne - Løgstør Bredning og Horsens Fjord - er en negativ effekt af fiskeriintensiteten på indikatoren 'biomasse' på en logaritmisk skala, mens det omvendte gør sig gældende i Lovns Bredning og Nissum Bredning (figur 4.1). Lillebælt er ikke medtaget fordi der ikke været fiskeri inden for ~2 år op til prøvetagningstidspunktet.



Figur 4.1. Plots af sammenhængen mellem fiskeriintensiteten (SAR) og indikatoren 'biomasse' på en logaritmisk skala, for fire af Natura 2000-områderne.

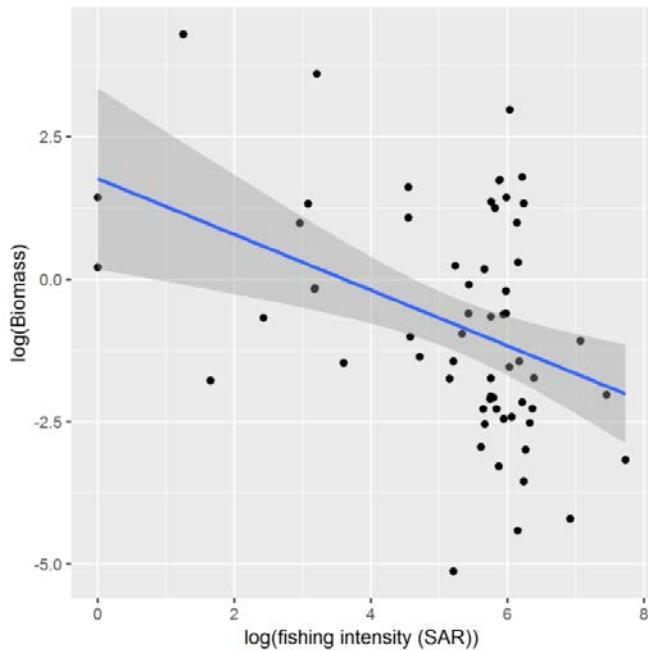
De univariate statistiske analyser (GLMM modelleringen) af individuelle datasæt for hvert enkelt Natura 2000-område viser, at fiskeri har signifikant effekt på indikatoren 'biomasse', og at sammenhængen i Lovns og Nissum bredninger er positiv, mens den i Horsens Fjord og Løgstør Bredning er negativ (tabel 4.3). Individualantal og artsantal påvirkes ikke signifikant af fiskeri. Modelresultaterne viser også, at påvirkningen fra fiskeri sker på en baggrund af signifikante effekter fra andre naturlige og antropogene miljøpåvirkninger i form af sedimentindhold af organisk materiale og O_2 -koncentration i bundvandet. Disse miljøpåvirkninger har en signifikant effekt på alle tre forskellige indikatorer, men med variation mellem områderne.

Tabel 4.3. Opsummering af signifikante sammenhænge mellem tre bentiske indikatorer (individantal [N], artsantal [S] og Biomasse) og fiskeriintensitet, LOI og O₂-koncentration for de enkelte N2000 bassiner. En bindestreg (-) i et tabelfelt fortæller, at der pga. af manglende data ikke er lavet et estimat.

N2000-område		Fiskeri	LOI	O ₂ _quality	Konditional R ²
Løgstør	N		*		0,677
	S		*		0,66
	Biomasse	*			0,319
Lovns	N	-	**		0,717
	S		*	*	0,624
	Biomasse	*			0,165
Nissum	N		-		0,668
	S		*		0,672
	Biomasse	*			0,159
Horsens	N				0,638
	S		*		0,623
	Biomasse	*	*		0,560
Lillebælt*	N	-		*	0,685
	S	-	*		0,558
	Biomasse	-	-		0,340

De multivariate statistiske analyser af datasæt for hvert enkelt Natura 2000-område viser, at tælledata generelt havde væsentligt større forklaringsgrad end biomassedata, og at miljøfaktorer som længdegrad, LOI og O₂-koncentration generelt har højere forklaringsgrad end fiskeri. En undtagelse er Lovns Bredning, hvor fiskeri havde den højeste forklaringsgrad for tælledata (men den laveste for biomasse-data). Resultaterne for de enkelte områder er beskrevet i detaljer i Bilag B.

For at undersøge, om de modsatrettede effekter på biomassen i henholdsvis Løgstør+Horsens og Lovns+Nissum kunne være et resultat af de dårligere miljøforhold på de ikke-fiskede lokaliteter, blev GLMM analysen af indikator effekter gentaget med et reduceret kombineret datasæt, hvor kun stationer med fiskeripåvirkning indgik. I denne analyse på tværs af områder havde biomasse en meget signifikant negativ sammenhæng med fiskeri ($P=0,00027$), mens hverken individantal eller artsantal havde en signifikant sammenhæng med fiskeri (figur 4.2 og Bilag B)



Figur 4.2. Signifikant sammenhæng mellem log biomasse og log fiskeriintensitet for et kombineret datasæt fra alle fiskeripåvirkede lokaliteter.

4.3 Diskussion

Den univariate modellering for både det kombinerede og de områdespecifikke datasæt viste, at sammensætningen af den bentiske fauna i Natura 2000-områderne i højere grad var påvirket af de andre analyserede presfaktorer end af fiskeri (O_2 -koncentration og organisk sedimentindhold), men også at nogle bundfaunakomponenter og indikatorer (biomasse) forbliver følsomme over for fiskeripåvirkning på trods af høje niveauer af anden forstyrrelse. De multivariate analyser bekræftede, at fiskeripåvirkningerne medfører små, men signifikante ændringer i bundfaunens sammensætning, og at selvom fiskeri kun kan forklare en lille procentdel af variationen i faunadata, er fiskeriefekterne signifikante, når analysen laves på grupperede data og der samtidigt tages højde for påvirkningen af faunaen fra miljødata.

Negativ biomassepåvirkning ved fiskeri med bundsløbende redskaber er tidligere blevet demonstreret ved forskellige eksperimentelle og modelbaserede undersøgelser. Reduktioner i total biomasse forekommer typisk, fordi den større makrofauna, der ofte dominerer den total biomasse, er uforholdsmæssig følsom over for kronisk trawlførstyrrelse (Jennings et al, 2001; McConnaughey et al, 2005; Reiss et al, 2009). Større arter har en tendens til at vokse og nå modenhed i en langsommere tempo end mindre arter (Begon et al, 2006), og kropsstørrelse og alder hænger sammen. Derfor stiger en arts eksponering for miljøpåvirkning med størrelsen. I modsætning hertil er mindre makrofauna mindre modtagelig for trawlingpåvirkninger på grund af dens livshistorie-træk (mindre, hurtigt voksende og kortlivede). Muligvis spiller også de hydrodynamiske forhold en rolle, idet de mindre arter er mindre tilbøjelige til at blive ramt af redskabet, fordi de lettere skubbes til side og/eller suspenderes i vandsøjlen (Gilkinson et al, 1998).

Forstyrrelse fra andre presfaktorer som LOI og O₂-koncentration, der blev observeret i vores resultater, indikerer, at disse faktorer har en betydelig påvirkning af bundfaunaens sammensætning, og især med hensyn til individantal og artsantal. De signifikante effekter af organisk sedimentindhold (LOI) i undersøgelsen kan forklares med to forskellige mekanismer. Både med en LOI som indikator for en stærk negativ effekt af høj organisk belastning og med LOI som indikator for forskelle i sedimenttype/substrat på tværs af prøveområderne. Uanset forklaringsmekanisme viser vores resultater, at de undersøgte bentiske indikatorer påvirkes signifikant negativt af stigende LOI, hvilket indikerer, at forhøjet organisk berigelse har en stærk negativ effekt på bundfaunaen. Høj organisk belastning og dårlige iltforhold er stadig et væsentligt miljøproblem i Limfjorden og de indre danske farvande, og dermed indikerer analyseresultaterne med signifikante LOI og O₂ effekter på bundfaunaen også, at betingelserne for at detektere og kvantificere fiskerieffekter på bundfauna er vanskelig i disse områder.

Et andet markant resultat er, at de signifikante effekter af fiskeri og miljøvariable på indikatorerne varierede betydeligt over de tre Limfjordsområder, selvom disse er placeret kun ~10-15 km fra hinanden. Dette resultat fremhæver behovet for differentiering mellem lokal og regional skala, når det gælder regulering af fiskeriet og monitorering af bundfaunaen.

5. Værktøjer til analyse af bundfaunaeffekter af muslingefiskeri – sammenligning af forskellige bundfaunaindikatorer

Kvantificering og monitorering af blødbundsfaunaens økologiske status har fået en stigende betydning efter implementeringen af det europæiske vandrammedirektiv, det europæiske havstrategidirektiv og oprettelsen af Natura 2000-områder i forbindelse med det europæiske habitatdirektiv. Alle direktiver fordrer, at der udvikles og implementeres monitoringsværktøjer, der kan oversætte de kvalitative målsætninger om god økologisk status eller gunstig bevaringsstatus i direktiverne til kvantitative målelige indikatorer for påvirkning og tilstand af bundfaunasamfundene.

Man er kommet længst med implementeringen af bundfaunaindikatorer for miljøtilstanden i vandrammedirektivets regi; hvor man fx har udviklet 'Marine Biotic Index' (AMBI) (Borja et al, 2000) og Dansk Kvalitetsindikator (DKI, Henriksen et al, 2014). I udviklingen og interkalibreringen af indikatorer i forbindelse med direktivet har der været et stærkt fokus på indikatorernes evne til at respondere på eutrofiering i de kystnære farvande og næsten ingen undersøgelser af, hvordan indikatorerne responderer på fysiske forstyrrelser såsom fiskeri med bundslæbende redskaber. Det kan have medført, at indikatorerne måske er mindre velegnede til at monitorere fiskerieffekter på bundfaunen (fx Gislason et al, 2017).

Det primære formål med denne undersøgelse er derfor at sammenligne fem forskellige bundfaunaindikatorers (artsantal, individantal, AMBI, M-AMBI og DKI) respons på fiskeripåvirkning, for på den baggrund, om muligt, at pege på forbedringsmuligheder i forhold til de indikatorer, der aktuelt anvendes til at monitorere den økologiske tilstand af bundfaunaen i relation til vandramme- og havstrategidirektivet.

Datagrundlaget for den sammenlignende analyse er et bundfaunadatasæt på 1669 hapsprøver (indsamlet under det nationale overvågningsprogram (NOVANA) fra 2014-2018), hvor hver prøve kobles individuelt til data for fiskeripåvirkning fra muslingefiskeriet på en fin rumlig skala (kvadrater på 100x100m), indsamlet via black box-systemet (se kapitel 2). Efterfølgende er variationen i bundfaunaindikatorerne analyseret som respons på fiskeripåvirkningen med en generaliseret lineær mixet model (GLMM).

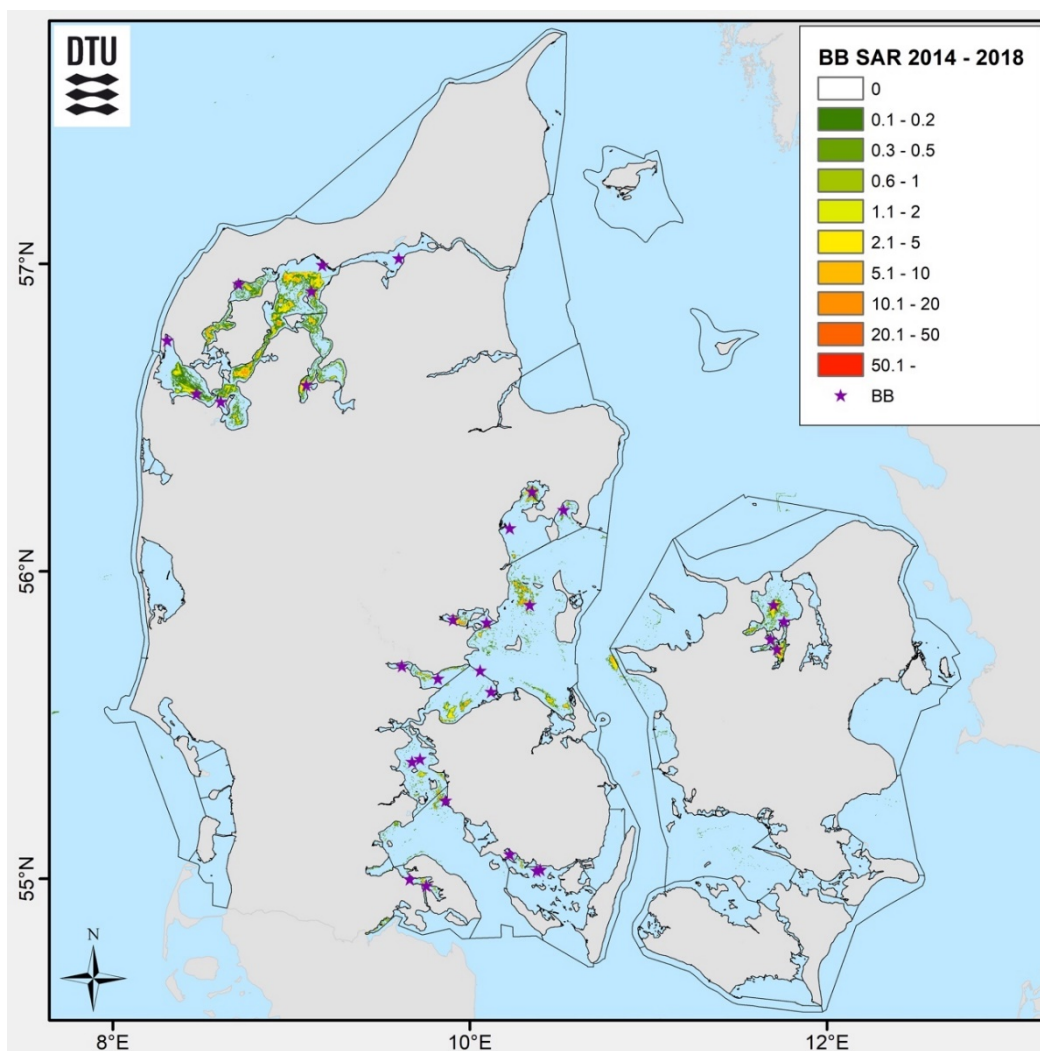
NOVANA-datasættet omfatter også stationer uden for de primære Natura 2000 undersøgelsesområder i projektet (Løgstør, Lovns og Nissum bredninger samt Horsens Fjord og Lillebælt), men disse stationer er medtaget fordi de tilbyder et væsentlig forbedret datagrundlag for analysen sammenlignet med datasættet indsamlet fra de specifikke Natura 2000-områder under projektet (<200 prøver fra et enkelt år). Dels er prøveantallet væsentligt højere og dels er det med NOVANA datasættet muligt at inkludere årseffekter i analysen, fordi flere af NOVANA-stationerne har været indsamlet mere end én gang i løbet af perioden.

5.1 Materialer og metoder

Kun de 16 vandområder i Danmark, hvor der næsten udelukkende er foregået fiskeri med fartøjer udstyret med et black box-system, blev inkluderet i analysen (Nielsen et al, 2018). Black

boxe gør det muligt at kortlægge og estimere fiskeredskabernes fysiske påvirkning af havbunden med høj geografisk præcision og lav kvantitativ usikkerhed. I analysen af de forskellige indikatorers og indeks følsomhed overfor fiskeri effekter indgår black box-data fra de 16 områder fra perioden 2014-2018, idet black box først var fuldt ud implementeret med udgangen af 2013.

Arealet af den havbund der påvirkes ved hver enkelt fiskeriindsats ('fodaftrykket' eller 'swept area' per trawltræk/muslingseskrab) blev estimeret ved brug af metoder udviklet af Eigaard et al. (2015, 2016), hvor informationer om de enkelte fartøjers fiskeriaktivitet (black box-data) kobles med informationer om de anvendte redskaber (type, antal og størrelse af redskab) fra logbøger. Efterfølgende er fodaftrykkene fra hver enkelt fiskeriaktivitet aggregeret i kvadrater af 100x100 m over de enkelte år i perioden fra 2014-2018. Fiskeriintensiteten er derefter estimeret som 'swept area ratios' (SARs) ved at dele årets samlede redskabspåvirkning i hvert kvadrat (det kumulerede fodaftryk målt i m²) med arealet af kvadratet (10.000 m²). De årlige SAR-værdier kan tolkes som udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte kvadrater i gennemsnit er blevet direkte påvirket af fiskeri i et givet år.



Figur 5.1. Fiskeriintensiteten i 2014-18 beregnet som årlig frekvens for redskabspåvirkning af havbunden i kvadrater af 100x100m i de vandområder, hvor der langt overvejende foregår black box-moniteret fiskeri.

Der blev indsamlet bundfaunaprøver på i alt 30 blødbundsfauna-stationer i NOVANA-programmet i perioden 2014-2018 i de vandområder, hvor der findes black box-moniteret fiskeri. Data fra disse 30 stationer omfatter i alt 1669 hapsprøver (prøvetagningsareal 0,0143 m²) fra perioden. Hver prøve giver information om arts- og individdensitet samt biomasse (tabel 5.1). Nominelt indsamles der fra hver station bundfauna fra 42 prøvetagningspositioner i et stationsnet med en fast afstand imellem de enkelte prøver. Afstanden mellem stationer varierer i prøvenettet, men ligger typisk et sted mellem 100-500 m (i nogle tilfælde kan den dog være op imod 1000 m). For hver af de 1669 prøver, er der tilknyttet informationer om vanddybden på prøvetagningspositionen.

Tabel 5.1. Vandområder og stationer med NOVANA-data inkluderet i analysen af fiskerieffekter på blødbundsfaunaen. Samlet antal prøver for alle år og alle områder er 1669.

Vandområde	Station	Antal prøvepositioner per år				
		2014	2015	2016	2017	2018
Als Fjord	95910004				37	
Augustenborg Fjord	95920014		31			
Bjørnholms Bugt, Skive Fjord, Riisgårde, Lovns Bredning	93740049		42		35	
Det sydfynske Øhav, åbne del	96510032		25		21	
	96510125		8		5	21
Ebeltoft Vig	94510035		41			33
Faaborg Fjord	96510149				33	
Horsens Fjord, indre	94330011		31			38
Isefjord, indre	93240011		16			
	93240040	42				
Isefjord, ydre	93210013		22			32
	93210062	42				
Lillebælt, Bredningen	95300019		42			26
	95300037	42				42
Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak	90000923	42				
	93720041		42			
	93730012		29		36	30
	93730029	42				
	93750121	40				
	93760022				3	
Nordlige Lillebælt	95100030				41	
	95110015	42			42	
Torø Vig og Torø Nor	95410075			42		
Vejle Fjord, indre	95130028		32		26	
Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	94020145				29	
	94300020		42		41	41
	94300047				37	
Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	94400049		42		42	42
	94410045		35			40
Total		292	522	42	428	385

Fem forskellige indikatorer for sammensætningen af bundfaunaen i de enkelte haps prøver indgik i analysen: Individantal (N), artsantal (S), Marine Biotic Index (AMBI), Multivariate AMBI (M-AMBI) og Dansk Kvalitetsindikator (DKI). De tre integrerede indeks (AMBI, M-AMBI og DKI) vægter på forskellig vis de enkelte arters hyppighed i prøverne med deres følsomhed overfor organisk belastning (Borja et al, 2000; Sigovini et al, 2013; Henriksen et al, 2014). DKI er anvendt i sin oprindelige version, da DKI_2 (saltholdighedskorrigeret DKI) ikke kan anvendes direkte på individuelle hapsprøver ($0,0143 \text{ m}^2$) fordi saltholdigheds-korrektionen forudsætter et prøvetagningsareal på minimum $0,1 \text{ m}^2$ (Henriksen et al, 2014).

Faunaprøverne er koblet til 2-årige fiskeriintensiteter ($SAR \cdot 2Y^{-1}$), som er beregnet ved at summere den årlige SAR-værdi for kalenderåret for prøvetagningstidspunktet (2. kvartal) med SAR værdien for det forudgående kalenderår. Dette skyldes primært, at fiskeriet i mange tilfælde er lukket i januar-februar og juni-august, hvilket en sådan 2-årig SAR delvist vil kunne tage højde for. Fordi black box ikke var fuldt implementeret i 2013, er det antaget, at SAR_{2013} er den samme som SAR_{2014} i de enkelte kvadrater.

Dernæst er bundfaunasamfundenes respons på fiskeri (udtrykt ved de fem ovennævnte indikatorer) blevet modelleret ved anvendelse af Generaliserede Lineære Mixede Modeller i 'glmmTMB-pakken' (Brooks et al, 2017) med station og år som "random effects" (dvs. hvor kun midelværdi og varians for effekten estimeres). Dette blev gjort under hensyntagen til påvirkningen fra dybde og under antagelse om en negativ binomial fordeling af responsdata. DKI-værdierne er re-skalerede ved hjælp af beta-regression (Smithson & Verkuilen 2006) for at undgå den nedre (0) og øvre (1) grænseværdi. Ligeledes er der i modelleringen taget hensyn til at artstætheden i bundprøver er stærkt korreleret med individtætheden i prøverne (Gislason et al, 2017), hvilket har resulteret i nedenstående modelkørsler:

$$N = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + \text{Station} + \text{År} + e$$

$$S = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$$

$$AMBI = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$$

$$M-AMBI = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$$

$$DKI = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + \text{Station} + \text{År} + e,$$

hvor N , S , $AMBI$, $M-AMBI$ og DKI er beregnet for 1669 haps prøver.

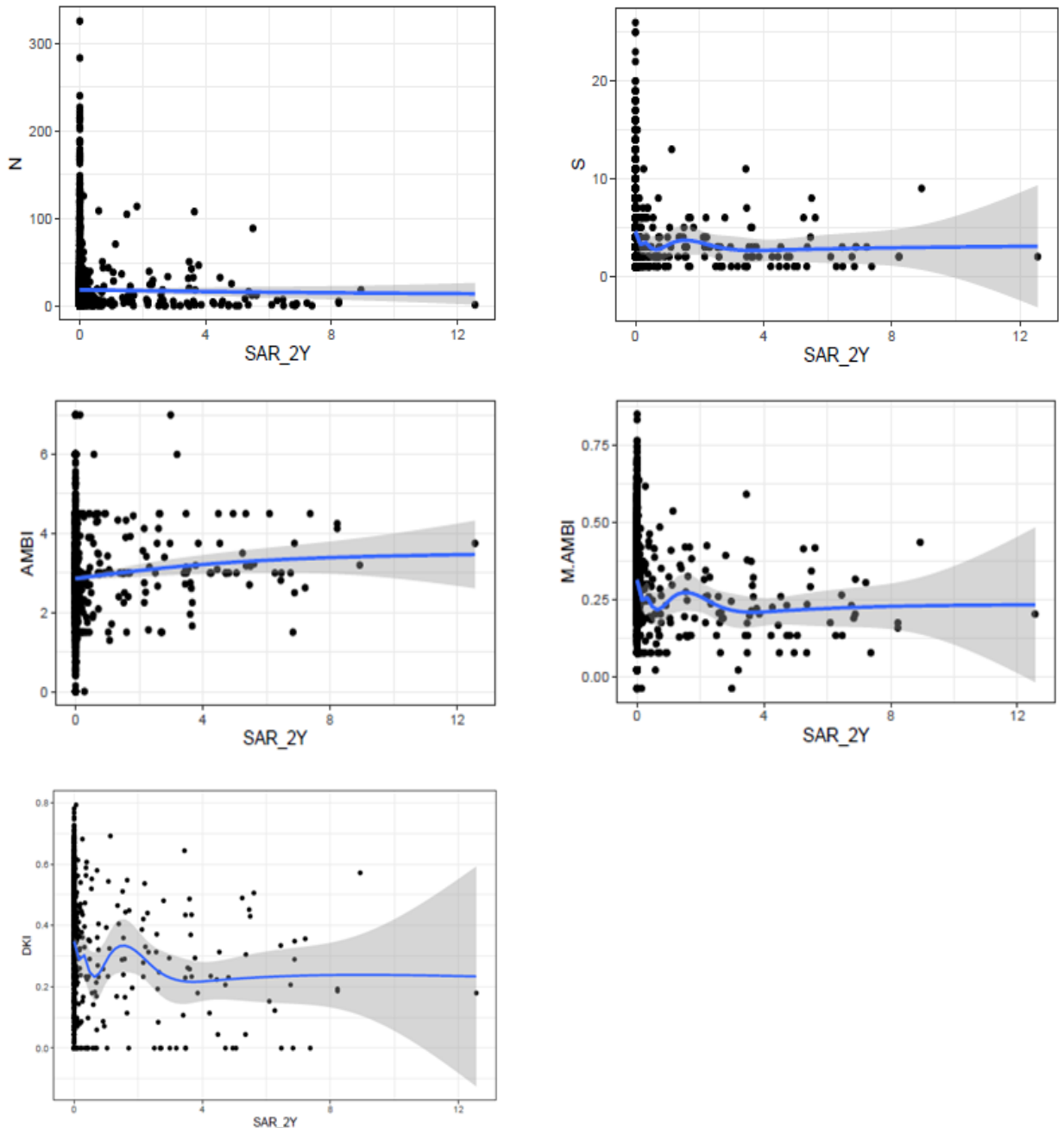
5.2 Resultater

De fem parvise plots med indsat spline funktion viser ikke umiddelbart nogen tydelige sammenhænge mellem fiskeriintensiteter og indikatorværdier (figur 5.2).

For ingen af de fem undersøgte indikatorer blev der i den GLMM-baserede analyse estimeret nogen signifikant effekt af fiskeriintensiteten på antallet af individer i bundfaunaprøverne. For fire indikatorer var der dog en signifikant sammenhæng mellem prøvetagningsdybde og indikatorværdierne. For S , $M-AMBI$ og DKI var dybdeeffekten negativ, mens den for $AMBI$ var positiv. Individantal havde en signifikant positiv effekt på S og $M-AMBI$.

Tabel 5.2. Primære modelresultater for de fem sammenlignede indikatorer.

GLMM	Signifikante effekter (p<0.01)
$N = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + \text{Station} + \text{År} + e$	
$S = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$	Dybde (-), Individantal (+)
$\text{AMBI} = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$	Dybde (+)
$\text{M-AMBI} = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + N + \text{Station} + \text{År} + e$	Dybde (-), Individantal (+)
$\text{DKI} = \text{Fiskeri} + \text{Dybde} + \text{Station} + \text{År} + e,$	Dybde (-)



Figur 5.2. Plot af N, S, AMBI, M-AMBI og DKI mod Fiskeri (SAR_2Y). I plottene er der indsat en "loess spline" (blå linje) med 95 % konfidensgrænser (grå områder) for visualisering af mulig signifikant sammenhæng.

5.3 Diskussion

Vi har brugt generaliserede lineære mixede modeller (GLMM) til at undersøge fem forskellige bundfaunaindikatorers (artsantal, individantal, AMBI, M-AMBI og DKI) respons på fiskeri med muslingeskrabere i vandområder, hvor der ikke forekom andet fiskeri med bundslæbende redskaber. Modelleringen viste, at fiskeriintensitet ikke havde signifikant negativ effekt på nogen af indikatorerne.

For DKI, AMBI og M-AMBI kan forklaringen på den manglende respons på fysisk påvirkning fra fiskeri være, at de tre indikatorer primært er udviklet til at monitorere effekterne af forurening og eutrofiering, og derfor vægter arternes hyppighed i prøverne med de enkelte arters følsomhed overfor organisk belastning. Herved kan der være opstået en skævvridning i vægtningen af arternes følsomhed, idet de træk som gør en art sårbar overfor organisk belastning og fx dårlige iltforhold, ikke nødvendigvis er de samme træk, som gør arten sårbar overfor mekanisk påvirkning fra fiskeri. Det forhold, at tre af indikatorerne (Artsantal, M-AMBI og DKI) var signifikant negativt påvirkede af stigende prøvetagningsdybde (og formodet stigende organisk belastning), kunne indikere at en sådan skævvridning med hensyn til følsomheder er en del af forklaringen.

Det forhold, at heller ikke artsantal eller individantal er signifikant påvirket af fiskerintensitet, kunne indikere, at der også er nogle mere generelle faktorer, der har betydning for den manglende respons. Dette kan fx være en for stor naturlig variation, for få stationer med replikater over tid, at det ikke var muligt at korrigere DKI for salinitet, eller at den estimerede 2-årige SAR (baseret på kalenderåret og ikke perioden helt op til prøvetagningstidspunktet) ikke er det bedste mål for fiskeriintensiteten.

Der er således nogle metodemæssige begrænsninger, som kan være en væsentlig del af forklaringen på den manglende respons af de undersøgte indikatorer på fiskeriet, men modelresultaterne kunne dog også indikere, at de nuværende europæiske standardindikatorer til monitoring af bundfaunaens generelle økologiske status i vandområderne er mindre velegnede til at opfange de lokaliserede fysiske påvirkninger fra fx fiskeri, og at der bør fokuseres på udvikling af forbedrede integrerede indikatorer, hvis man også ønsker at monitorere fiskerieffekter.

6. Sammenfatning og anbefalinger til forvaltningspraksis

Black box-systemet har vist sig som et meget effektivt værktøj til at vurdere påvirkningen af bunden ved fiskeri. Den høje tidlige opløsning af data gør det muligt effektivt at bestemme præcis hvor, der bliver fisket. Systemet er således betydelig mere effektivt end VMS eller AIS til kortlægning af fiskeripåvirkning og dermed til vurdering af effekter af fiskeri på havbunden. I dette projekt er de eksisterende data fra black box-overvågningen for første gang blevet systematisk samlet og analyseret dels generelt, dels specifikt for de undersøgte områder. Vi har desuden koblet black box-data til anden information om fiskeriet. Ved kobling til logbøgerne er det tydeligt, at systemet kan forbedres eller navnlig kan det samlede rapporteringssystem forbedres. Der er således omkring 6% af det samlede antal træk, der ikke kan kobles til en logbog. I forhold til påvirkning af bunden betyder det, at redskabstype og antal ikke kan bestemmes og dermed vil der mangle præcision i arealbelastningen og potentiel effekt på bundfaunaen, men der vil dog kunne genereres fornuftige estimater af påvirkningen. Anderledes problematisk er det, at op til 25% af landingerne i logbøgerne ikke kan knyttes til et black box-træk. Det betyder en potentiel betydelig underestimering af fiskeripåvirkningen, om end der efterfølgende kan korrigeres for dette ved generelle antagelser om gennemsnitslig arealpåvirkning. Denne analyse har dermed opfyldt et væsentligt delmål i projektet med vidtrækkende konsekvenser for håndteringen af de indsamlede data og en klar anbefaling er, at der investeres midler i at kvalitetssikre såvel black box-data som logbogsdata og at dette i vid udstrækning kan ske gennem automatiserede procedurer og ikke udelukkende er afhængigt af manuelle indsatser.

Med et velfungerede indberetningssystem, omfattende kvalitetssikrede data fra black box og logbøger, er det muligt at foretage en række robuste analyser af fiskeriet og dets effekter. Det gælder både i forhold til fiskeriets effektivitet, og udviklingen heri, og for konsekvenserne af fiskeriet. Som demonstreret i kapitel 2 er dette ikke kun de negative effekter, men også den betydning fiskeriet kan have for at opretholde fiskbare bestande. Med black box-data gives der også mulighed for mere retvisende studier af effekter af fiskeri på bundfauna. Dette gælder for bundfauna som et kvalitetselement i vandrammedirektivet og i relation til de indeks for bundfauna, som er udviklet i forskellige andre sammenhænge, fx i relation til effekten af eutrofiering. Der er således et betydeligt potentiale i at udnytte disse data, som endnu ikke er forløst, ligesom dataanalyserne viser mulighederne for præcise beskrivelser af miljøeffekterne af andre fiskerier, hvis black box-systemet udvides til at omfatte disse. Det er derfor en anbefaling, at fiskerimyndighederne udarbejder strategier for yderligere implementering af denne type monitoringsdata.

I den eksisterende nationale overvågning af bundfauna i kystnære farvande (NOVANA) er stationer og tilhørende prøvetagningspositioner som regel koncentreret i de dybere og centrale dele af de enkelte Natura 2000-områder samt vandområderne under EU's Vandrammedirektiv. Denne indsamlingsstrategi er begrundet i, at de primære antropogene miljøeffekter i kystvandede kan tilskrives eutrofieringen, som fungerer på bassinskala. Direkte effekter af fiskeri på fx bundfauna vil primært være stedsspecifik og forekomme i det nærområde, hvor fiskeriet finder sted. Med black box-data er det muligt at identificere de områder, der bliver direkte påvirket af fiskeri langt mere præcist end på bassin-skala. Hvis disse præcise black box-data kobles til en mere detaljeret (justeret eller udvidet) prøvetagningsstrategi for indsamling af bundfauna, vil det

være muligt at identificere de faktiske effekter af fiskeriet. I dette projekt har vi foretaget en detaljeret kortlægning af fem Natura 2000-områder, som har resulteret i en oversigt over den rumlige fordeling af de enkelte arter og bundfaunasamfund, og herunder sammensætningen af livslængden af bundfaunaen. Et gennemgående resultat af kortlægningen på tværs af alle Natura 2000-områder var en højere artsdiversitet og ofte en større livslængde for bundfaunasamfundene på lavere vanddybder og dermed væk fra områder med kraftige negative miljøpåvirkninger, herunder især dårlige iltforhold på dybere vand. Det er derfor en anbefaling, at der ved fremtidig vurdering af fiskeriets effekter på bundfauna også inkluderes data for bundfaunasammensætningen i den habitattype, hvor fiskeriet typisk foregår og ikke kun i de dybere, centrale dele af de enkelte områder. Dette vil kræve en investering i vidensopbygning og må derfor vurderes i et bredere perspektiv for optimal indsamling og anvendelse af data.

På baggrund af den differentierede indsamling i projektet er der beregnet gendannelsestider for bundfaunaen i de forskellige Natura 2000-områder. Dette er gjort ud fra biomassefordelingen af livslængder for alle arter af bunddyr fundet i prøverne fra de enkelte områder og estimerne er ikke vægtede i forhold til fordeling af sedimenttype i hvert område. Dermed skal estimerne tages med et forbehold og det anbefales at runde op til hele år i forvaltningen. På denne baggrund er det en anbefaling, at der for Nissum Bredning bruges en generationstid på 5 år, i Løgstør Bredning på 3 år, i Lovns Bredning på 3 år, i Horsens Fjord på 5 år og i Lillebælt på 3 år.

Effekten af muslinge- og østersfiskeriet på bundfaunaen i fem Natura 2000-områder blev analyseret med to forskellige typer af statistiske modeller. Der blev anvendt multivariate modeller til at estimere effekten af fiskeri på sammensætningen af faunasamfundene, og generaliserede lineære mixede modeller (GLMM'er) til at analysere påvirkningen af tre bundfaunaindikatorer (individantal, artsantal og total biomasse). Hovedformålet var at vurdere den relative effekt af fiskeri og andre miljøpåvirkninger (længdegrad, O₂-koncentration, dybde og mængden af organisk materiale og skalfragmenter i sedimentet) på tværs af data fra de fem områder, såvel som indenfor de enkelte områder. Resultaterne viser, at sammensætningen af den bentiske fauna i Natura 2000-områderne i højere grad er påvirket af de andre faktorer end fiskeri. Således var der ingen signifikant effekt ($p < 0.05$) af fiskeri på de tre forskellige bundfaunaindikatorer i GLMM-analysen af det kombinerede datasæt (på tværs af områder). I enkelte områder forbliver nogle bundfaunakomponenter og indikatorer (biomasse) imidlertid følsomme over for fiskeripåvirkning på trods af høje niveauer af anden forstyrrelse. Et andet vigtigt resultat er, at de signifikante effekter af fiskeri og miljøvariable på indikatorerne varierede markant mellem de tre Limfjordsområder, selvom disse er placeret kun 10-15 km fra hinanden. Dette resultat fremhæver behovet for differentiering mellem lokal og regional skala, når det gælder regulering af fiskeriet og monitoring af bundfaunaen. Det er således en anbefaling, at der i den fremtidige forvaltning af økosystemkomponenten bundfauna, i relation til muslinge- og østerspolitikken, foretages en særskilt vurdering for hvert enkelt område.

I den videnskabelige litteratur findes der forskellige diversitetsindeks for bundfauna, der bruges til at estimere effekten på bundfauna af forskellige miljøpåvirkninger. Følsomheden af fem bundfaunaindikatorer (artsantal, individantal, AMBI, M-AMBI og DKI) overfor fiskeri med muslingeskrabere i 16 vandområder er blevet analyseret med generaliserede lineære mixede modeller (GLMM). Data grundlaget bestod af 1669 bundfaunaoprøver, indsamlet i perioden 2014-2018 under NOVANA-programmet, som blev koblet individuelt til fiskeriintensiteten på prøvepositionen ved hjælp af black box-data. Modelleringen viste, at fiskeripåvirkningen af faunaen ikke havde

signifikant effekt på nogen af de fem indikatorer. For DKI, AMBI og M-AMBI kan forklaringen på den manglende respons overfor fiskeri være, at disse indeks primært er udviklet til at monitorere effekterne af eutrofiering, men en medvirkende faktor kan også være de beskrevne modelmæssige begrænsninger, fx for få replikater over tid i de enkelte områder. Resultatet kunne dog tyde på, at de nuværende standardindikatorer til monitoring af bundfaunaens økologiske status i vandområderne er mindre velegnede til at opfange effekter af fiskeri. Derfor anbefaler vi, at der igangsættes en udvikling af forbedrede integrerede indikatorer, hvis man også ønsker at monitorere fiskerieffekter på bundfauna i de kystnære områder.

På baggrund af denne rapport anbefaler vi således samlet set:

- At der investeres ressourcer i udvikling af kvalitetssikringsprocedurer – fortrinsvis automatiske – der yderligere kan øge værdien af black box-data til analyse af fiskeriets påvirkning af bunden. Dette gælder i særlig grad for områderne udenfor de fem undersøgte Natura 2000-områder.
- At der udvikles en strategi for, og afsættes ressourcer til, en yderligere udnyttelse af de informationer, der ligger i de kombinerede data fra black box og logbøgerne til gavn for såvel muslinge- og østersfiskeriet som forvaltningen heraf. I forlængelse heraf anbefales det at overveje mulighederne for at anvende tilsvarende værktøjer i andre fiskerier.
- At Natura 2000-områder i forhold til bundfauna betragtes som bestående af flere forskellige habitater med hver sin sammensætning af bundfaunaen og dermed følsomhed overfor fiskeriets påvirkning. Implementering heraf vil kræve udvikling af en strategi, der også omfatter resourceallokering.
- At gendannelsestider i Natura 2000-områderne fastsættes til mellem 3-5 år afhængigt af område.
- At effekter af muslinge- og østersfiskeri på bundfauna vurderes separat for hvert enkelt Natura 2000-område.
- At der igangsættes en videreudvikling af et bundfaunaindeks, der er følsomt overfor effekter af fiskeri i kystnære farvande, samt at indekset afspejler, at effekter af muslinge- og østersfiskeri er stedsspecifikke og ikke er dækkende for hele bassiner.

Denne analyse har vist, at den nuværende tilstand af økosystemkomponenten bundfauna i de undersøgte meget kystnære områder, hvor der fiskes efter muslinger og østers, primært er betinget af eutrofieringsrelaterede faktorer, men at også fiskeriet har påvirket bundfaunaens tilstand. Så selvom fiskeriet ikke er den dominerende presfaktor på bassinniveau, påvirker det bundfaunaen lokalt, der hvor det foregår. Denne viden vil være af stor betydning for det videre arbejde med implementering af den vidensbaserede forvaltning af fiskeriet som formuleret i muslinge- og østerspolitikken. Med de konkrete anbefalinger vil de opnåede resultater kunne bruges i et videre perspektiv for forvaltningen af fiskeriet i relation til miljøpåvirkningen.

Referencer

- Anderson MJ, Gorley RN & Clarke KR (2008). PERMANOVA + for PRIMER: t. Guid. to Softw. Stat. Methods 1, 186. <https://doi.org/10.1016/j.isatra.2014.07.008>
- Bolam SG, Garcia C, Eggleton J, Kenny AJ, Buhl-Mortensen L, Gonzalez-Mirelis G, van Kooten T, Dinesen G, Hansen J, Hiddink JG, Sciberras M, Smith C, Papadopoulou N, Gumus A, Van Hoey G, Eigaard OR, Bastardie F & Rijnsdorp AD (2017). Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitats. *Mar. Environ. Res.* 126, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.01.004>
- Borja A, Franco J & Pérez V (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1100–1114.
- Clarke KR & Warwick RM (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- Clarke, KR, Somerfield PJ & Gorley RN (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Volume 366, Issues 1–2, Pages 56-69.
- Dinesen GD, Canal-Vergés P, Nielsen P, Filrup K, Geitner K & Petersen JK (2015). Effekter af blåmuslingefiskeri på bundfauna. DTU Aqua Rapport 305-2015
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, et al (2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci.* 73: 1386–403.
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, et al. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES J Mar Sci.* 74(3): 847–65.
- Gilkinson K, Paulin M, Hurley S & Schwinghamer P (1998). Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: Results of a physical trawl door model/dense sand interaction. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00207-4](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00207-4)
- Gislason H, Dalskov J, Dinesen GE, Egekvist J, Eigaard O, Sørensen TK, et al. (2014). Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua Rep. 279.
- Gislason H, Bastardie F, Dinesen GE, Egekvist J & Eigaard OR (2017). Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological indicators*, 82, 260-270.
- Henriksen P, Josefson A, Hansen JW, Krause-Jensen D, Dahl K & Dromph K (2014). Danish contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration phase 2. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy. Technical –Danish Centre for Environment and Energy No. 37.

Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Bolam SG, Cambiè G, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Parma AM, Suuronen P, Kaiser MJ, Rijnsdorp AD (2019) Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates (V Trenkel, Ed.). *J Appl Ecol* 56:1075–1084

ICES (2017). EU request on indicators of the pressures and impact of bottom-contacting fishing gear on the seabed, and of trade-offs in the catch and the value of landings. ICES Special Request Advice, sr.2017.13. Published 6 July 2017

ICES (2018). Report of the Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD), 11–15 June 2018, Aberdeen, Scotland, UK. ICES CM 2018/HAPISG:16. 79 pp.

Jennings S, Dinmore TA, Duplisea DE, Warr KJ & Lancaster JE (2001). Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.* 70, 459–475.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2001.00504.x>

Lambert GI, Murray LG, Hiddink JG, Hinz H, Lincoln H, Hold N, Cambiè G & Kaiser MJ (2017). Defining thresholds of sustainable impact on benthic communities in relation to fishing disturbance. *Sci. Rep.* 7, 5440. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04715-4>

McConnaughey RA, Syrjala SE & Dew CB (2005). Effects of chronic bottom trawling on the size structure of soft-bottom benthic invertebrates. *Benthic habitats Eff. fishing. Am. Fish. Soc. Symp.* 41 425–437.

McLaverly, C., Eigaard, O., Dinesen, G., Gislason, H., Kokkalis, A., Erichsen, A., Petersen, J., (2020). High-resolution fisheries data reveal effects of bivalve dredging on benthic communities in stressed coastal systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 642, 21–38.
<https://doi.org/10.3354/meps13330>

Nielsen P, Nielsen MM, Geitner K & Petersen JK (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. Charlottenlund: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. DTU Aqua-rapport, No. 330-2018 (in Danish)

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.
<https://doi.org/10.3354/meps08243>

Sigovini M, Keppel E, Tagliapietra D (2013). M-AMBI revisited: looking inside a widely-used benthic Index. *Hydrobiologia* (2013) 717: 41. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1565-y>

Tørring, D & Holmer M (2014). Fiskeri, iltsvind og rekruttering - Delresultater fra projekt "De lokale dyder". Ap. 2: Omstilling til fiskeri". Notat til Foreningen MuslingeErhvervet & Centralforeningen for Limfjorden

Bilag A N2000 Benthic Faunal Communities

A.1. Materials and methods

The combined Nat17/NOVAVA dataset covers 271 sampling locations over five basins. Nat17 samples were collected between April and June 2017. The locations of sampling sites were chosen as part of an assessment of fishing impacts within each basin (results not presented here). Sites were chosen based within and outside of fished areas, and where selected to cover a range of habitat types. Benthic infaunal communities were sampled via a 0.1m² Van Veen grab. Each sample was flushed through a 1mm sieve, and material retained on each sieve was collected and preserved in 4% formalin seawater solution, buffered with borax (sodium borate). NOVANA data were collected between March and May 2015, as part of a long running monitoring program. The locations of sampling sites are fixed within each area, and typically constitute a grid pattern in the central part of the basin (see appendix 3 for the location of NOVANA sites in each basin). Samples were acquired using a Haps corer covering an area of 0.0143 m². Each Haps sample was carefully flushed through a 1 mm mesh sieve to extract the animals, which were preserved in a 96% ethanol solution. Biomass estimates were based on wet weight, and not all basins in the NOVANA dataset contained information on ash-free dry weight. Due to the high densities and biomass of *Mytilus edulis* (blue mussel) at a number of stations, this species was removed from the dataset in order to determine the associated species which were driving community structure. Data were standardised by recalculating count/biomass values to 1m². All taxa in the combined dataset were validated and standardised in accordance to the World Register of Marine Species (WoRMS, <http://www.marinespecies.org>, correct as of 05/01/2019).

Similarities between benthic communities were distinguished via cluster analysis based on group-average linking. All biomass data were log transformed ($x+1$) prior to analysis, to account for potential bias of large or small data values. Furthermore, we removed samples that contained ≤ 2 species, and categorised these sites into a distinct group: Cluster Z (low diversity). This step was undertaken to deal with problem of denuded samples (i.e. no common species between samples) which can affect the outcome of the clustering analysis (Gogina et al., 2016). The remaining sites were grouped using dissimilarity matrices and performed using hierarchical cluster analysis (group-average). Community clusters were statistically determined using the Similarity Profile (SIMPROF) test (Clarke et al. 2008). The SIMPROF performs a test on each node produced by the cluster dendrogram to determine if the group of samples are statistically similar, and if further subdivision was unwarranted. Statistical significance was determined by alpha level of 0.05. In order to identify the main taxa responsible for differences in community structure, we applied Similarity Percentage analysis (SIMPER) (Clarke and Warwick, 2001). The cut off for low contributions was set at 90%. Community analysis were using PRIMER v.7 with PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Dendrogram of community clusters are provided in Appendix 1. Detailed output of the main contributing species identified by SIMPER are presented in Appendix 2. Benthic faunal community maps were produced in ArcMap 10.1. The distribution of community clusters were overlaid over predicted sediment maps.

To describe the potential sensitivity of the different habitats to fishing, we calculated the longevity distribution of each cluster group based on the lifespan of the characteristic species, as determined by SIMPER. Longevity data were assigned to taxa using a fuzzy coding approach, based on the trait codes of Bolam et al., (2017). The database scores longevity to each taxa based on categories of <1y, 1-3y, 3-10y and >10y, and each categories are scored using values between 1 and 3 (with 3 indicating full affinity, and 1 indicating partial affinity). This 'fuzzy' approach allows for taxa to exhibit multiple longevity categories to different degrees (if nessecary), and helps to address uncertainty which may arise when direct lifespan measurements are unavailable, or vary with latitude or environment. In order to interpret a continuous lifespan value for each longevity category, we used calculated means values for lifespan per category based on a study of experimental and comparative trawling studies (Hiddink et al., 2018). Using data from untrawled conditions, the biomass distribution of each category is estimated as the cumulative relative biomass (B/K) longevity relationship fitted by a logistic mixed effect model, using study as a random effect. The mean estimates per longevity category were thus 0.5 (<1yr), 2.1 (1-3yr category), 6.5 (3-10yr category) and 12.6 years (>10yr category). Subsequent to scoring of longevity information, the biomass of the characteristics taxa within each community cluster (as described above) were multiplied by scores from the fuzzy coding to determine the estimated longevity of each community cluster.

To estimate an associated regeneration time for each N2000 site, we calculated the longevity distributions (as described above) for each site. This was carried about using the biomass of all macrofauna sampled within each N2000. This estimate therefore reflects all individuals and taxa recoded in the Nat17 and NOVANA datasets in each N2000 site.

All analyses were conducted using R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018).

A.2. Results

Sampling sites in the north of Løgstør were characterised by community type (cluster) A (Figure 1). The community was mainly composed of a mix of free living and sedentary polychaete species, and the netted dog whelk *Nassa reticulata*. The majority of NOVANA stations, located in the central part of Løgstør, were characterised by cluster Z. Samples within this cluster were composed ≤ 2 species, and can be considered relatively species poor. Cluster Z biomass was composed mainly of the common starfish *Asterias rubens* and ragworm *Alitta virens*. The spatial distribution of cluster Z in the deeper areas of Løgstør may indicate that these areas are subject to high levels of disturbance (possibly from O₂ depletion), and species turnover in these areas may be relatively high. The longevity distribution of clusters A and Z were largely similar, with the majority of species characterised by lifespan of 3-10y (mean 6.5~y). However, ~20% of the biomass in Cluster A had a lifespan of ≥ 10 y (mean ~12.6y). The portion of longer lived animals reflects the presence of *N. reticulata*. Overall, the benthic fauna which characterised Løgstør were mainly composed of mobile and free living species typical of reef (such as mussel beds) associated fauna. The longevity distribution of these communities were relatively similar, and indicates that the majority of biomass has a life span of 3-10y (mean 6.5~y).

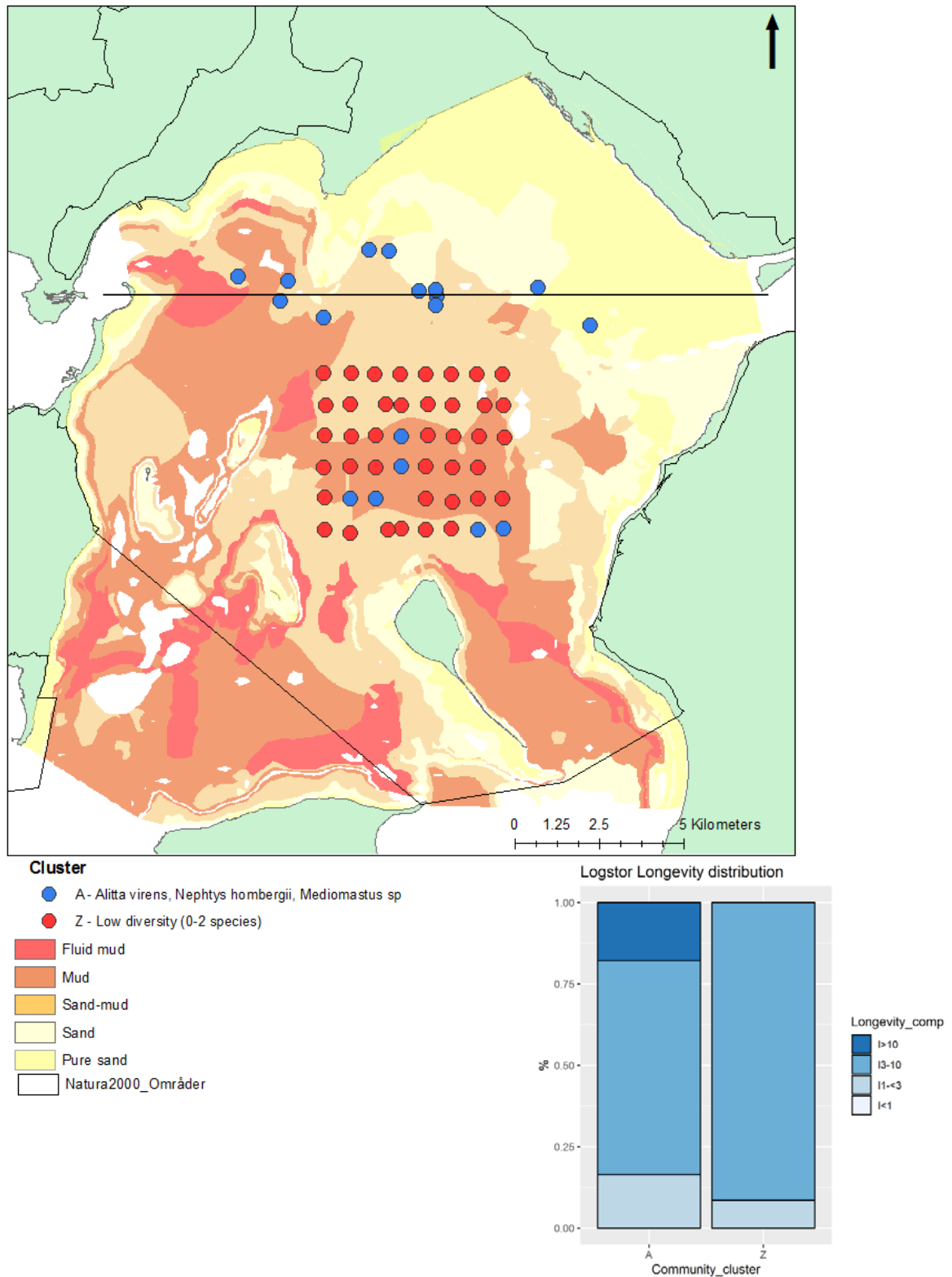
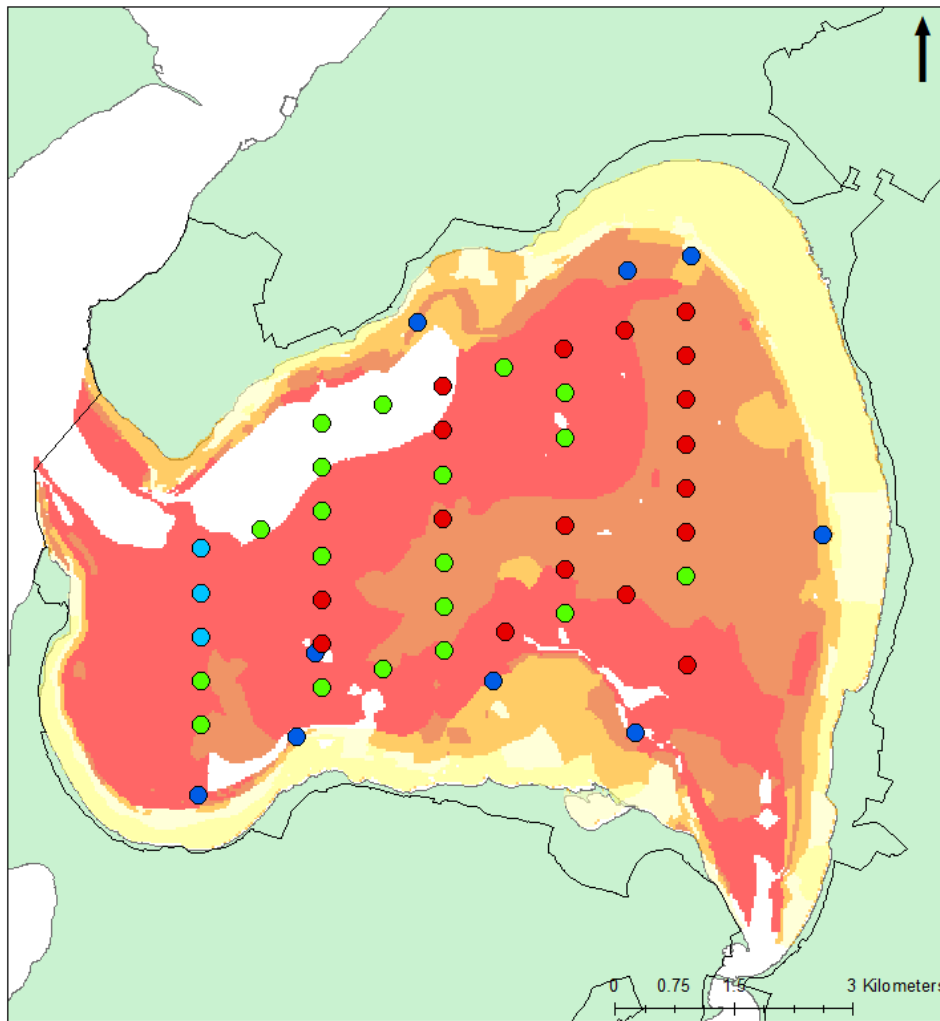


Figure 1. Distribution of two main benthic community clusters (A and Z) in Løgstør, and associated longevity distributions.

Table 1. Characteristic species of community clusters in Løgstør, and percentage contributions.

Cluster (Biomass)	Characteristic species	Major taxonomic group	Contribution (%)
A	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	26.99
	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	26.42
	<i>Mediomastus sp.</i>	Polychaeta	6.9
	<i>Scoloplos armiger</i>	Polychaeta	5.72
	<i>Nassa reticulata</i>	Gastropoda	5.63
Z	<i>Asterias rubens</i>	Echinodermata	38.4
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	26.0
	<i>Styela clava</i>	Tunicata	6.8
	<i>Philine aperta</i>	Gastropoda	4.0
	<i>Psammechinus miliaris</i>	Echinodermata	3.9



Lovns\$ Events

Cluster

- A - *Petricolaria pholadiformis*, *Capitella* sp., *Microdeutopus* sp.
 - B - *Asciella scabra*, *Modiolus modiolus*, *Hydrobia* sp.
 - C - *Hydrobia* sp., *Streblospio shrubsolii*, *Petricolaria pholadiformis*
 - Z - Low diveristy (0-2 species)
- Fluid mud
 - Mud
 - Sand-mud
 - Sand
 - Pure sand
 - Natura2000_Områder

Lovns Longevity dist distribution

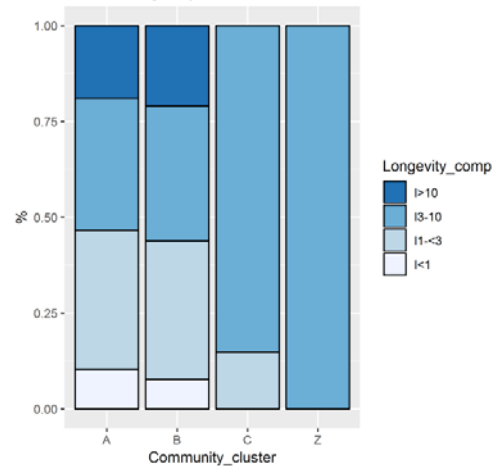
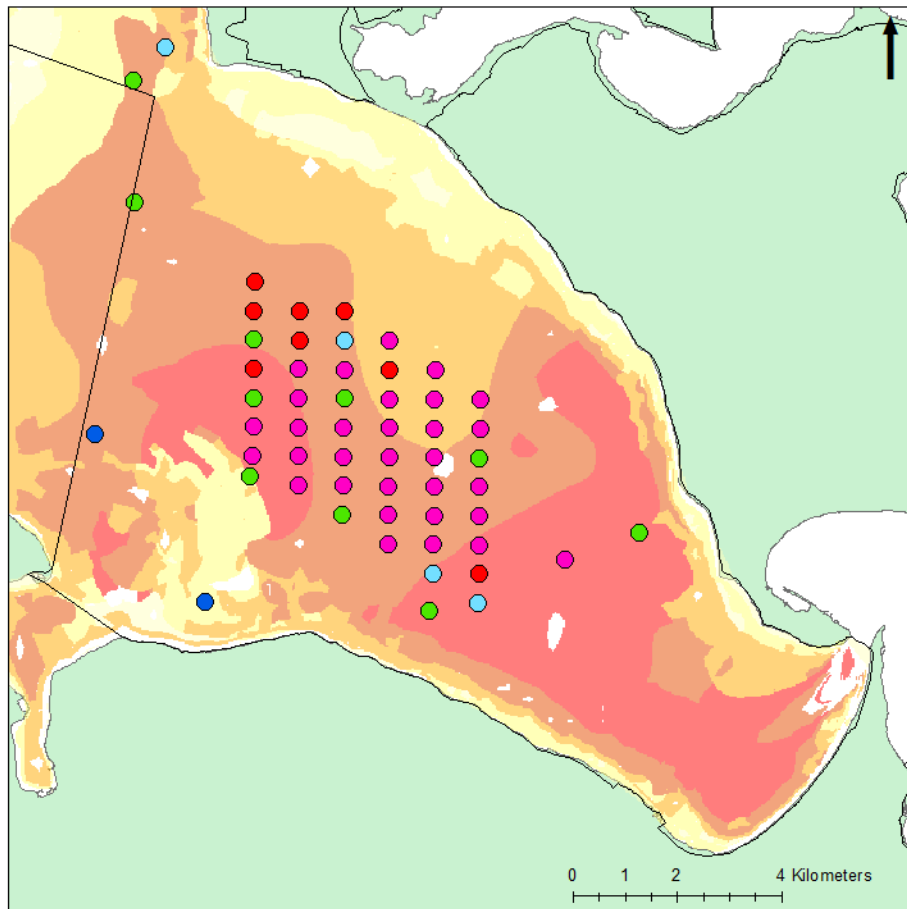


Figure 2. Distribution of four main benthic community clusters (A, B, C, and Z) in Lovns, and associated longevity distribution.

Table 2. Characteristic species of community clusters in Lovns, and percentage contributions.

Cluster (Biomass)	Characteristic species	Major taxonomic group	Contribution
A	<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Bivalvia	11.91
	<i>Capitella sp.</i>	Polychaeta	8.62
	<i>Microdeutopus sp.</i>	Crustacea	7.55
	<i>Polydora cornuta</i>	Polychaeta	6.92
B	<i>Asciidiella scabra</i>	Tunicata	37.65
	<i>Modiolus modiolus</i>	Bivalvia	16.28
	<i>Hydrobia sp.</i>	Gastropoda	9.52
C	<i>Hydrobia sp.</i>	Gastropoda	55.67
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	Polychaeta	14.99
	<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Bivalvia	13.51
Z	<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Bivalvia	84.20

Sampling sites represented by cluster A were mainly associated with shallower areas and along the slopes at the periphery of the of the basin. Cluster A is represented a diverse group of ~15 species (Table 2, Appendix [SIMPER output]). Cluster B was composed of three adjacent sites in the west of the basin, and included a record of the horse mussel *Modiolus modiolus*. This represents an unusual record for Lovns due the expected salinity and oxygen conditions in the area, and may be explained by possible misidentification (juveniles can be difficult to distinguish from other Mytilidae). Cluster C and Z were distributed in the deeper areas in the central part of the basin. Both sites were both generally species poor, and mainly comprised of the gastropod *Hydrobia sp.* and the invasive boring bivalve *Petricolaria pholadiformis*. These species are typical of muddy sedimentary environments, and *Hydrobia sp.* is associated with areas of high organic loading. The longevity distribution of clusters in the shallow areas (clusters A and B) had ~20% of biomass comprised of species with a lifespan of >10y (mean ~12.6y), and a similar proportion of biomass was comprised of species with a lifespan of 1-3y (mean 2.1~y). Sites in the deeper central section (cluster D and Z) were similar in longevity composition, and were mainly comprised of species with a lifespan of 3-10y (mean 6.5~y). The diversity of lifespan in clusters A and B is also reflected by a generally higher species diversity at these sites. The distribution of cluster Z (containing ≤2 species) in the deep areas to the east of Lovns may indicate that conditions in this area are subject to high levels of organic matter combined with low water flow.



Nissum\$ Events

Cluster

- A - Ascidiacea, *Hediste diversicolor*
- B - *Cerastoderma edule*, *Nephtys hombergii*
- C - *Aporrhais pespelecani*, *Crepidula fornicata*, *Nephtys hombergii*
- D - *Nephtys hombergii*, *Kurtiella bidentata*, *Alitta virens*
- Z - Low diversity (0-2 species)

Sedm_Nis_R

Value

- Fluid mud
- Mud
- Sand-mud
- Sand
- Pure sand

Nissum Longevity distribution

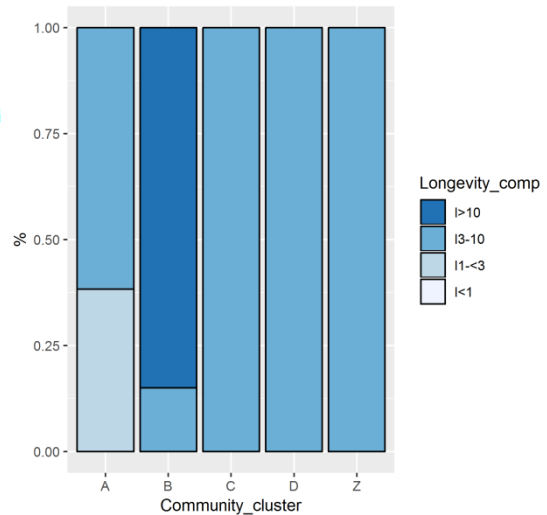
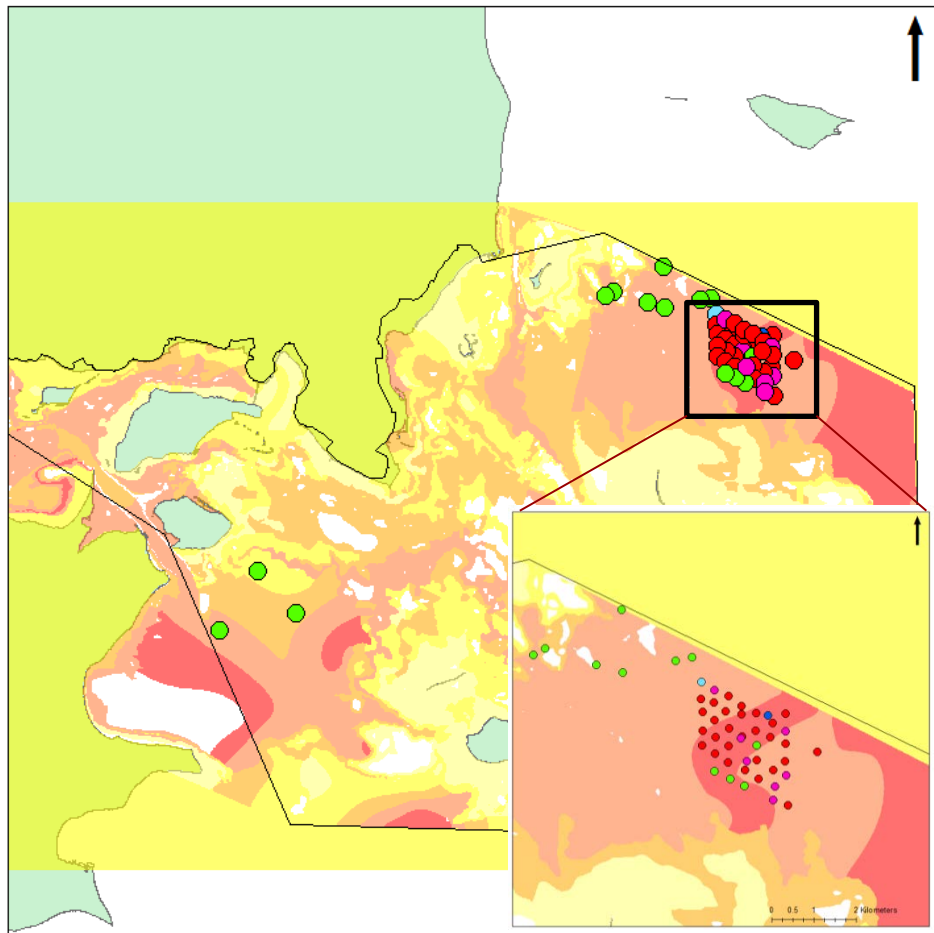


Figure 3. Distribution of five main benthic community clusters (A, B, C, D, and Z) in Nissum, and associated longevity distributions.

Table 3. Characteristic species of community clusters in Nissum, and percentage contributions.

Cluster (Biomass)	Characteristic species	Major taxonomic group	Contribution
A	<i>Ascidacea</i>	Tunicata	71.2
	<i>Hediste diversicolor</i>	Polychaeta	11.7
B	<i>Cerastoderma edule</i>	Bivalvia	73.17
	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	16.52
C	<i>Aporrhais pespelecani</i>	Gastropoda	55.97
	<i>Crepidula fornicata</i>	Gastropoda	19.73
	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	6.46
D	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	47.4
	<i>Kurtiella bidentata</i>	Bivalvia	27.49
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	7.76
Z	<i>Kurtiella bidentata</i>	Bivalvia	72.64
	<i>Crepidula fornicata</i>	Gastropoda	6.11

Unlike the distinct spatial separation of clusters in Løgstør and Lovns, the distribution of community types in Nissum were spatially heterogeneous. Furthermore, the communities were separated into five distinct clusters. These factors would indicate that benthic communities in Nissum are patchy, and that nearby areas of seabed may be composed of quite distinct faunal communities. The central areas of Nissum were mainly characterised by cluster D, which was mainly composed of free living polychaetes and the bivalve *Kurtiella bidentata*. Cluster B, which was found sporadically over the basin, was characterised by a high biomass of the edible cockle *Cerastoderma edule*. Clusters C, D and Z shared a similar longevity distribution, and were chiefly composed of species with a lifespan of 3-10y (mean 6.5~y). Community cluster A, composed of two sites in the south west of Nissum, had a higher proportion of short-lived species (1-3y, or mean 2.1~y), and these two sites were generally associated with lower diversity and abundance of fauna. Cluster B exhibited a large biomass of long-lived species (>10y, or mean 12.6~y), however, this was as a result of a single species, *C. edule*. Overall, the majority of samples in Nissum had a life span of 3-10y (mean 6.5~y), with sites containing cockles being typically longer lived (>10y, or mean 12.6~y).



Legend

□ Natura2000_Områder

Horsens\$ Events

Cluster

- A - *Neoamphitrite figulus*, *Scoloplos armiger*
- B - *Corbula gibba*, *Abra alba*
- C - *Crepidula fornicata*, *Alitta virens*, *Carcinus maenas*
- D - *Ophiura albida*, *Neanthes virens*, *Crepidula fornicata*
- Z - Low diversity (0-2 species)

■ Fluid mud

■ Mud

■ Sand-mud

■ Sand

■ Pure sand

Horsens Longevity distribution

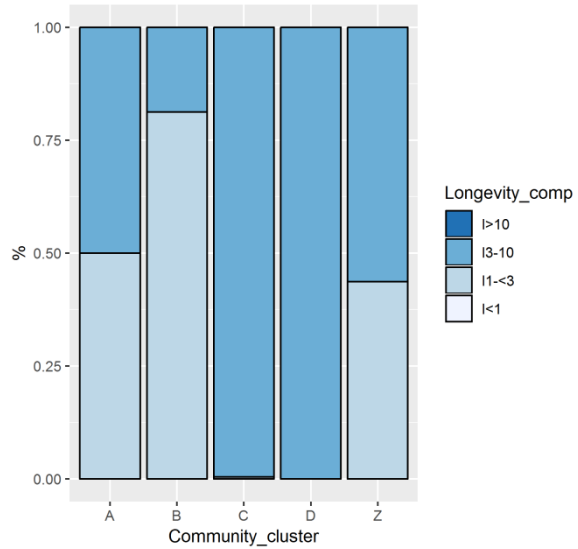


Figure 4. Distribution of five main benthic community clusters (A, B, C, D, and Z) in Horsens, and associated longevity distribution.

Table 4. Characteristic species of community clusters in Horsens, and percentage contributions.

Cluster (Biomass)	Characteristic species	Major taxonomic group	Contribution
A	<i>Neoamphitrite figulus</i>	Polychaeta	88.4
B	<i>Corbula gibba</i>	Bivalvia	48.94
	<i>Abra alba</i>	Bivalvia	29.41
C	<i>Crepidula fornicata</i>	Gastropoda	27.33
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	24.37
	<i>Carcinus maenas</i>	Crustacea	22.68
D	<i>Ophiura albida</i>	Echinodermata	60.77
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	17.74
	<i>Crepidula fornicata</i>	Gastropoda	9.57
Z	<i>Neoamphitrite figulus</i>	Polychaeta	74.15
	<i>Nephtys ciliata</i>	Polychaeta	10.73

Novana monitoring stations in Horsens fjord are located in a tight grid pattern in north east of the N2000 site (labelled sites are presented in Appendix 2). The majority of samples within this areas were characterised by the community cluster Z, indicating low diversity. Furthermore, a number of samples in this area were absent of infauna. The combination may indicate that conditions in the north east of the basin are subject to high levels of disturbance, and species turnover in these areas may be relatively high. Species such as the tube building polychaete *Neoamphitrite figulus* and the brittlestar *Ophiura albida* which make up a large portion of the biomass in this area are typically associated with muddy sediments, and this is corroborated by the mainly fluid mud and mud substrates found in this area (Figure 4). Community cluster C exhibited the greatest spatial distribution across the basin. The majority of biomass in this cluster was composed of the invasive slipper limpet *Crepidula fornicata*, the free living predatory polychaete *Alitta virens*, and the green shore crab *Carcinus maenas*. These species are relatively mobile and are typical of those associated with blue mussel reefs and sandier muds. These communities were characterised by species with life span of 3-10y (mean 6.5~y). The longevity distribution of community types A, B, and Z had relatively large proportions ($\geq 50\%$) of species with a lifespan of 1-3y (mean ~2.1y), indicating a higher biomass of shorter-lived species within these clusters.

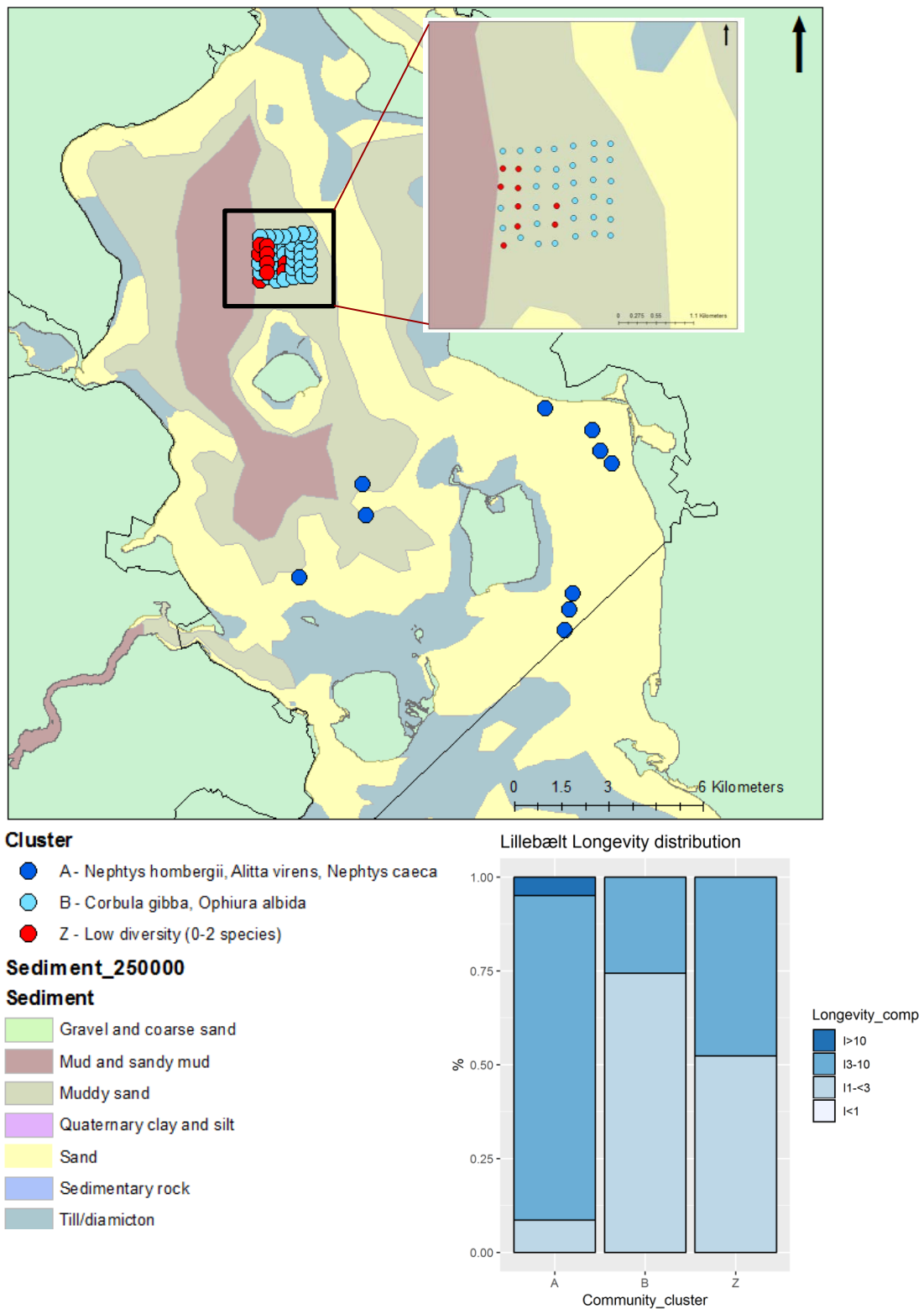


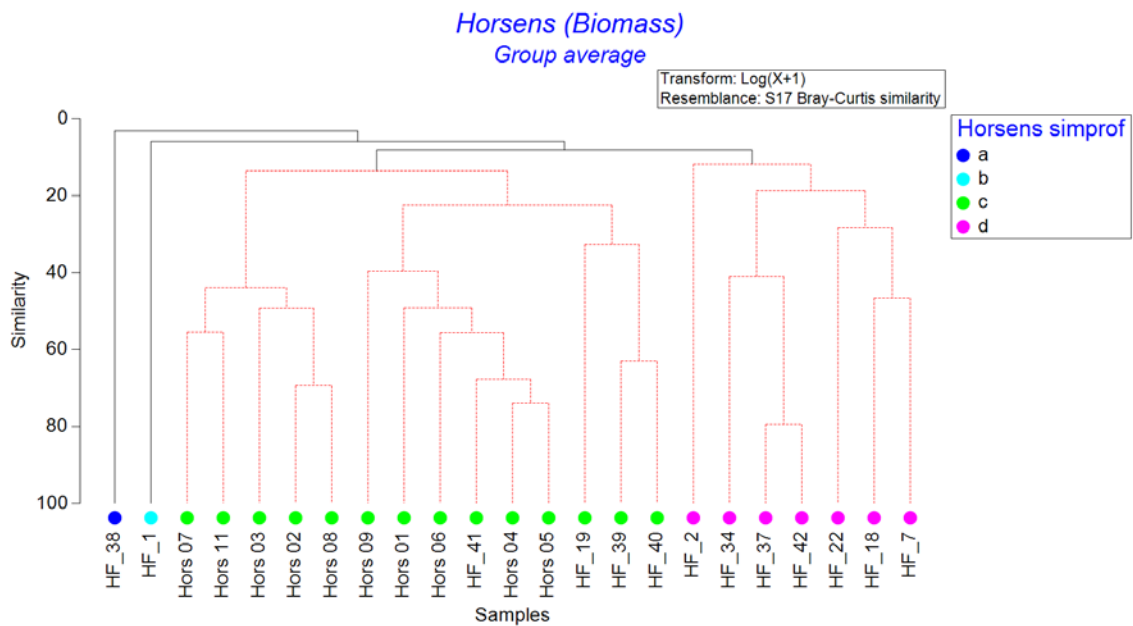
Figure 5. Distribution of five main benthic community clusters (A, B, C, D, and Z) in Lillebælt and associated longevity distributions.

Table 5. Characteristic species of community clusters in Lillebælt, and percentage contributions.

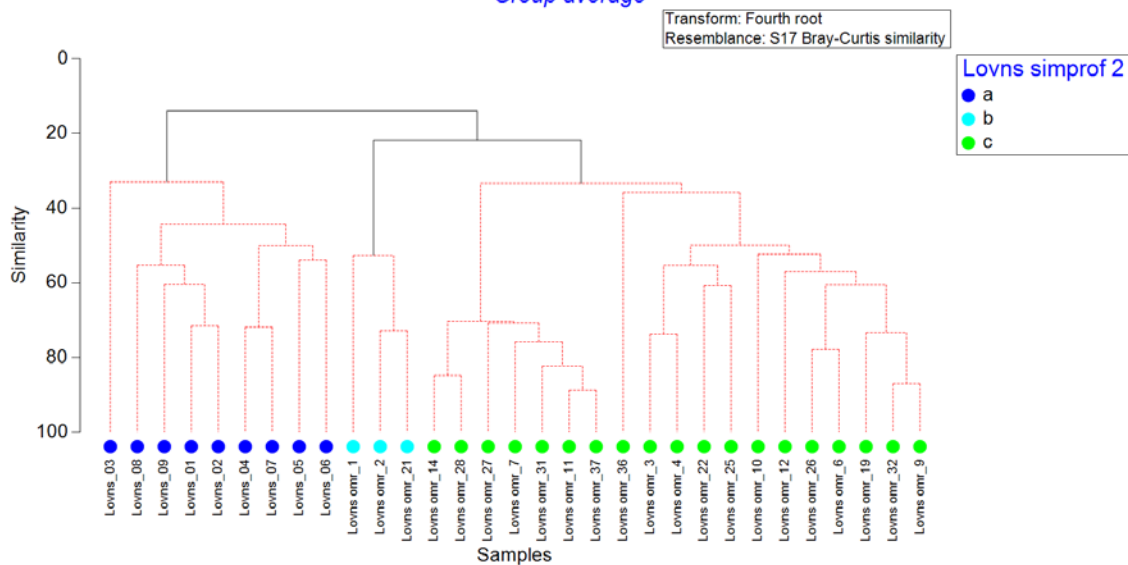
Cluster (Biomass)	Characteristic species	Major taxonomic group	Contribution
A	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	20.46
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	17.77
	<i>Nephtys caeca</i>	Polychaeta	10.04
	<i>Nephtys ciliata</i>	Polychaeta	8.93
B	<i>Corbula gibba</i>	Bivalvia	74.11
	<i>Ophiura albida</i>	Echinodermata	9.57
Z	<i>Corbula gibba</i>	Bivalvia	48.04
	<i>Alitta virens</i>	Polychaeta	43.18

Sites in the north of Løgstør were characterised by clusters B and Z (Figure 1), and by the bivalve *Corbula gibba*. This species can be often found in very large numbers and are associated with eutrophic conditions. The biomass of cluster A was composed primarily of free living polychaetes, *Carcinus maenus*, and *Nassa reticulata* (see Appendix 2 for full list). Other important species in this cluster included the netted dog whelk *Nassa reticulata*. This community is characterised by mainly mobile and free-living species, typical of those associated with reefs and sandier areas. The longevity distribution for cluster A is composed mainly of species with a lifespan of 3-10y (mean ~6.5y). The longevity distributions of clusters B and Z have higher proportions ($\geq 50\%$) of species with a lifespan of 1.3y (mean ~2.1y).

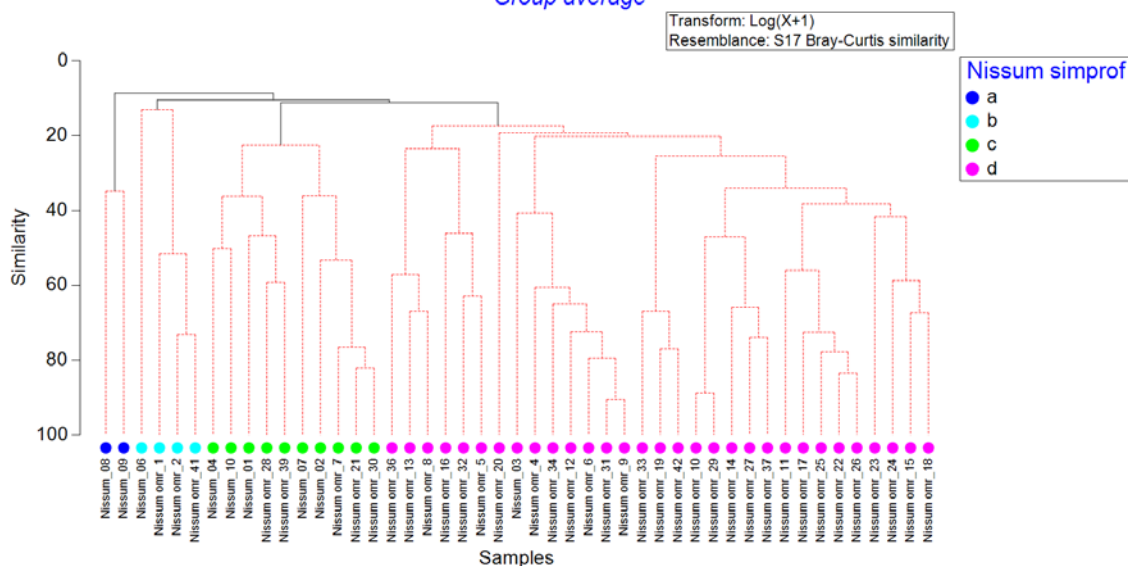
Community clusters:



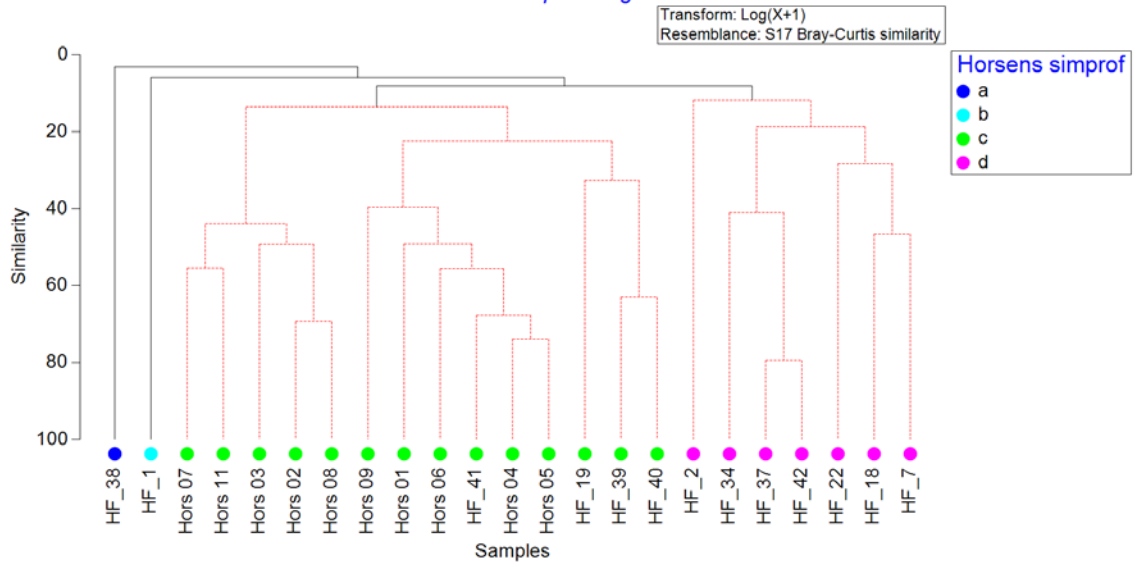
Lovns (Biomass)
Group average



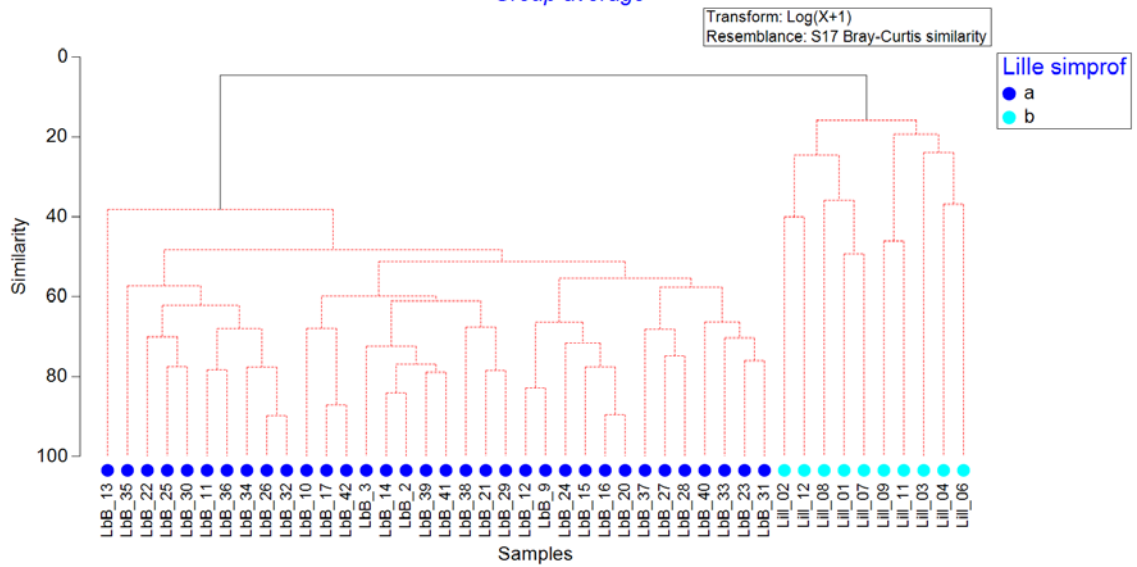
Nissum (Biomass)
Group average



Horsens (Biomass)
Group average



Lille Belt (Biomass)
Group average



A.3. Detailed SIMPER output

Cut off for low contributions: 90%

Løgstør SIMPER					
Group a					
Average similarity: 12.24					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Alitta virens</i>	1.1	3.3	0.34	26.99	26.99
<i>Nephtys hombergii</i>	0.48	3.23	0.62	26.42	53.41
<i>Mediomastus sp.</i>	0.12	0.84	0.28	6.9	60.3
<i>Scoloplos armiger</i>	0.11	0.7	0.59	5.72	66.02
<i>Nassa reticulata</i>	0.55	0.69	0.19	5.63	71.65
<i>Alitta succinea</i>	0.23	0.61	0.14	5.01	76.65
<i>Psammochinus miliaris</i>	0.49	0.47	0.14	3.85	80.5
<i>Harmothoe imbricate</i>	0.15	0.46	0.25	3.80	84.30
<i>Crepidula fornicata</i>	0.58	0.43	0.13	3.51	87.81
<i>Phaxas pellucidus</i>	0.17	0.37	0.15	3.01	90.81
Group Z					
Species	Abund	Contrib%	Cum.%		
<i>Asterias rubens</i>	544.2142	38.45%			
<i>Alitta virens</i>	368.3949	26.03%			
<i>Styela clava</i>	96.311	6.80%			
<i>Philine aperta</i>	56.85833	4.02%			
<i>Psammochinus miliaris</i>	55.8815	3.95%	79.2		

Lovns SIMPER					
Group a					
Average similarity: 46.02					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Petricolaria pholadiformis</i>	1.09	5.48	1	11.91	11.91
<i>Capitella sp.</i>	0.51	3.97	3.19	8.62	20.54
<i>Microdeutopus sp.</i>	0.42	3.48	4.56	7.55	28.09
<i>Polydora cornuta</i>	0.39	3.18	4.84	6.92	35.01
<i>Peringia ulvae</i>	0.42	2.98	1.74	6.48	41.49

<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	0.37	2.59	1.71	5.63	47.13
<i>Nassa reticulata</i>	0.86	2.53	0.44	5.49	52.62
<i>Streblospio shrubsolii</i>	0.28	2.3	4.6	4.99	57.61
<i>Tubificoides benedii</i>	0.29	2.09	1.62	4.53	62.15
<i>Oligochaeta</i>	0.29	2.07	1.66	4.49	66.64
<i>Kurtiella bidentata</i>	0.32	1.74	1.09	3.78	70.42
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0.27	1.59	1.12	3.45	73.87
<i>Aphelochaeta marioni</i>	0.28	1.39	0.79	3.03	76.89
<i>Pygospio elegans</i>	0.21	1.22	1.11	2.64	79.54
<i>Actinaria</i>	0.5	1.2	0.42	2.61	82.14
<i>Corophium volutator</i>	0.26	1.06	0.59	2.30	84.44
<i>Gammarus salinus</i>	0.31	1.04	0.60	2.26	86.70
<i>Syllidia armata</i>	0.20	1.02	0.80	2.21	88.90
<i>Alitta succinea</i>	0.35	0.81	0.43	1.75	90.65
Group b					
Average similarity: 59.35					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Ascidella scabra</i>	4.89	22.35	3.65	37.65	37.65
<i>Modiolus modiolus</i>	2.49	9.66	4.13	16.28	53.93
<i>Hydrobia sp.</i>	1.7	5.65	3.67	9.52	63.45
<i>Microdeutopus sp.</i>	0.94	4.41	3.43	7.43	70.88
<i>Polydora cornuta</i>	0.93	4.34	2.96	7.31	78.19
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	0.87	3.98	3.44	6.7	84.9
<i>Alitta succinea</i>	0.85	3.85	3.66	6.49	91.38
Group c					
Average similarity: 45.47					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Hydrobia sp.</i>	1.63	25.31	2.65	55.67	55.67
<i>Streblospio shrubsolii</i>	0.55	6.82	1.13	14.99	70.66
<i>Petricolaria pholadiformis</i>	1.52	6.14	0.37	13.51	84.17
<i>Corbula gibba</i>	0.58	3.02	0.42	6.64	90.81
Group Z	Abund	Contrib%	Cum.%		

Petricolaria pholadiformis	383.7968	84.20	84.20		
----------------------------	----------	-------	-------	--	--

Nissum SIMPER					
<i>Group a</i>					
Average similarity: 34.82					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Ascidia</i>	3.92	24.79		71.2	71.2
<i>Hediste diversicolor</i>	1.19	4.07		11.7	82.89
<i>Nephtys hombergii</i>	0.28	1.52		4.36	87.25
<i>Ophiura ophiura</i>	0.21	1.11		3.19	90.44
<i>Group b</i>					
Average similarity: 35.93					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Cerastoderma edule</i>	5.46	26.29	0.94	73.17	73.17
<i>Nephtys hombergii</i>	0.97	5.94	3.74	16.52	89.7
<i>Venerupis corrugata</i>	2.08	2.59	0.41	7.20	96.90
<i>Group c</i>					
Average similarity: 33.86					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Aporrhais pespelecani</i>	3.61	18.95	0.84	55.97	55.97
<i>Crepidula fornicata</i>	2.64	6.68	0.52	19.73	75.7
<i>Nephtys hombergii</i>	0.53	2.19	1.42	6.46	82.16
<i>Kurtiella bidentata</i>	0.66	2.01	0.56	5.93	88.09
<i>Hediste diversicolor</i>	0.36	0.96	0.56	2.83	90.93
<i>Group d</i>					
Average similarity: 26.72					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Nephtys hombergii</i>	0.87	12.67	1.08	47.4	47.4
<i>Kurtiella bidentata</i>	1.13	7.35	0.83	27.49	74.89
<i>Alitta virens</i>	1.16	2.07	0.21	7.76	82.65
<i>Ophiura ophiura</i>	0.65	1.35	0.21	5.06	87.71

<i>Ophiura albida</i>	0.94	14.6	0.88	60.77	60.77
<i>Neanthes virens</i>	0.82	4.26	0.38	17.74	78.51
<i>Crepidula fornicata</i>	0.31	2.3	0.38	9.57	88.08
<i>Scoloplos armiger</i>	0.20	1.32	0.48	5.48	93.56
Group Z	Abund	Contrib%	Cum.%		
<i>Neoamphitrite figulus</i>	131.9317	74.15			
<i>Nephtys ciliata</i>	19.09823	10.73			

Lillebælt SIMPER					
Group b					
Average similarity: 52.81					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Corbula gibba</i>	3.66	39.14	3.88	74.11	74.11
<i>Ophiura albida</i>	1.26	5.05	0.54	9.57	83.68
Group a					
Average similarity: 21.10					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Nephtys hombergii</i>	0.39	4.32	1.25	20.46	20.46
<i>Alitta virens</i>	1.04	3.75	0.44	17.77	38.24
<i>Nephtys caeca</i>	0.45	2.12	0.37	10.04	48.28
<i>Nephtys ciliata</i>	0.3	1.88	0.41	8.93	57.21
<i>Alitta succinea</i>	0.28	1.24	0.55	5.86	63.07
<i>Scoloplos armiger</i>	0.09	1.22	0.94	5.8	68.87
<i>Carcinus maenas</i>	0.96	0.74	0.21	3.52	72.39
<i>Abra alba</i>	0.12	0.74	0.58	3.48	75.87
<i>Nassa reticulata</i>	0.19	0.65	0.28	3.06	78.93
<i>Heteromastus filiformis</i>	0.05	0.44	0.57	2.09	81.02
<i>Bylgides sarsi</i>	0.05	0.22	0.45	1.03	87.22
<i>Phaxas pellucidus</i>	0.13	0.21	0.25	0.98	89.20
<i>Microdeutopus sp.</i>	0.01	0.18	1.04	0.85	90.05
<i>Bylgides sarsi</i>	0.05	0.22	0.45	1.03	87.22

<i>Group Z</i>	Abund	Contrib%	Cum.%		
<i>Corbula gibba</i>	239.873886	48.04			
<i>Alitta virens</i>	217.894887	43.18			

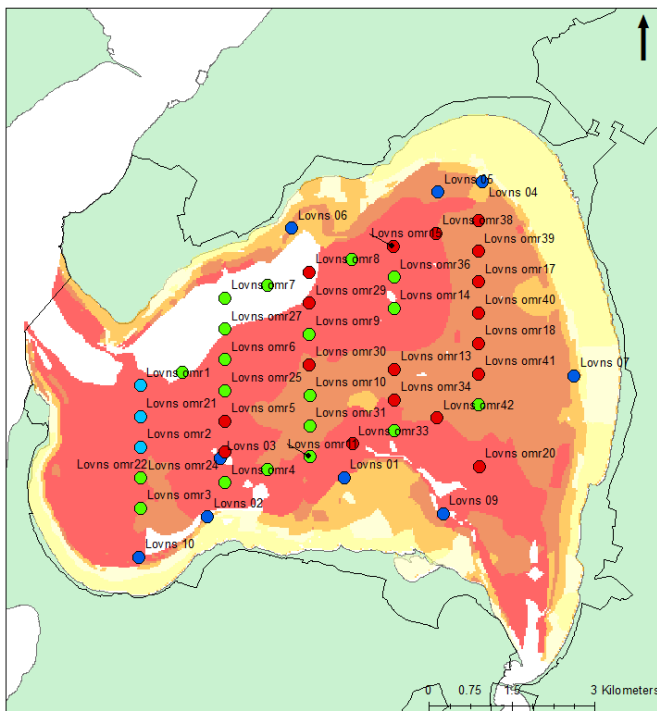
A.4. Labelled maps

Labels containing 'OMR' are NOVANA monitoring stations.

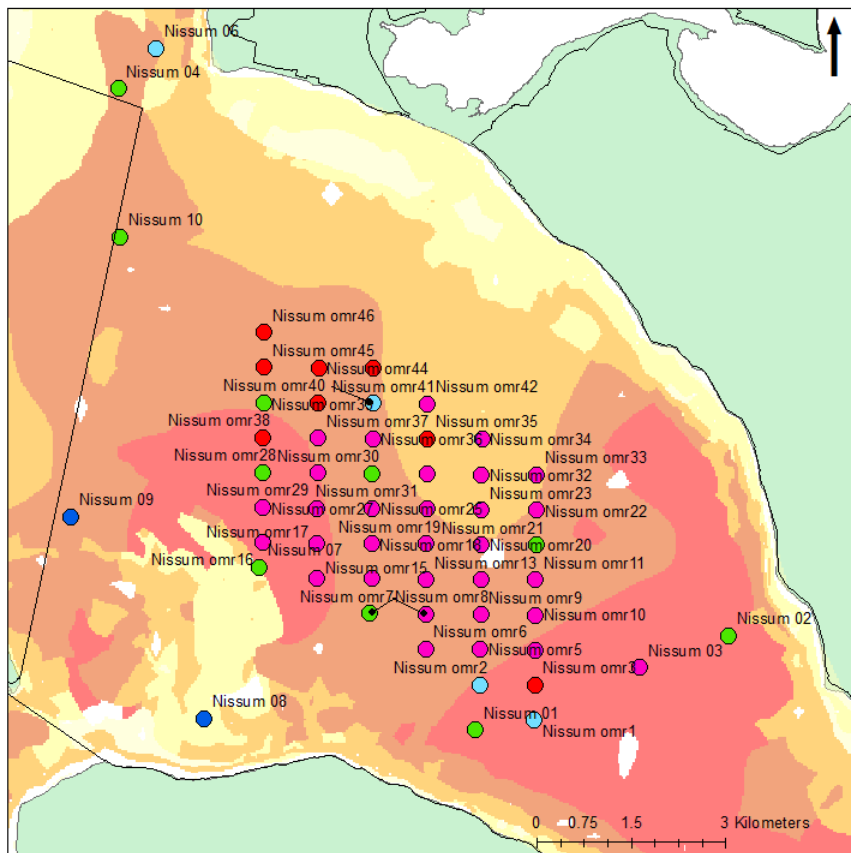
Løgstør



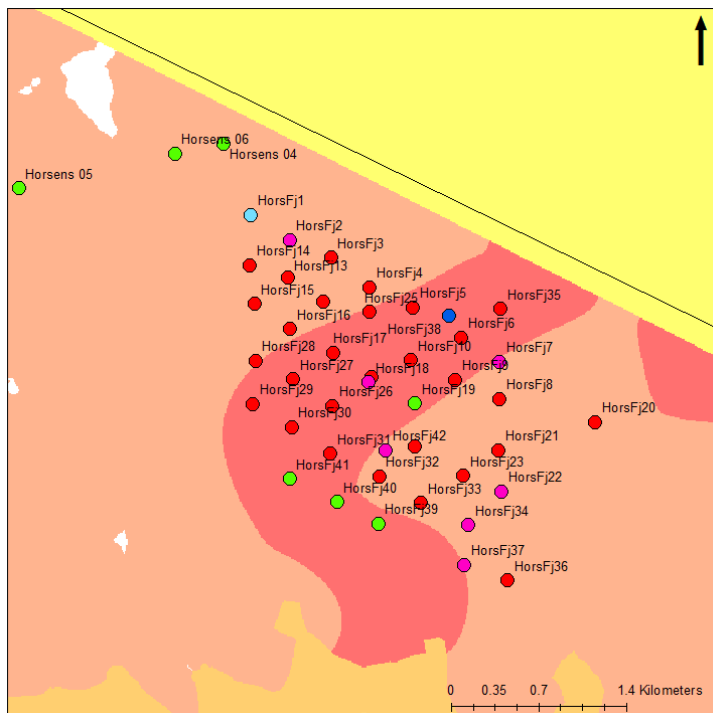
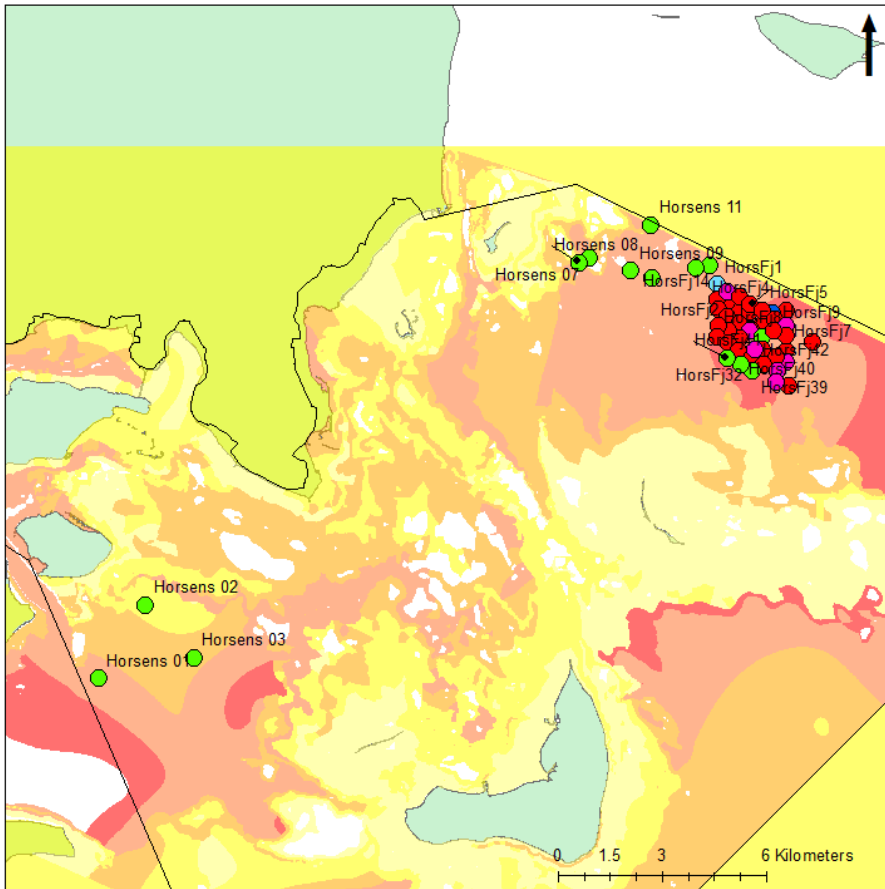
Lovns



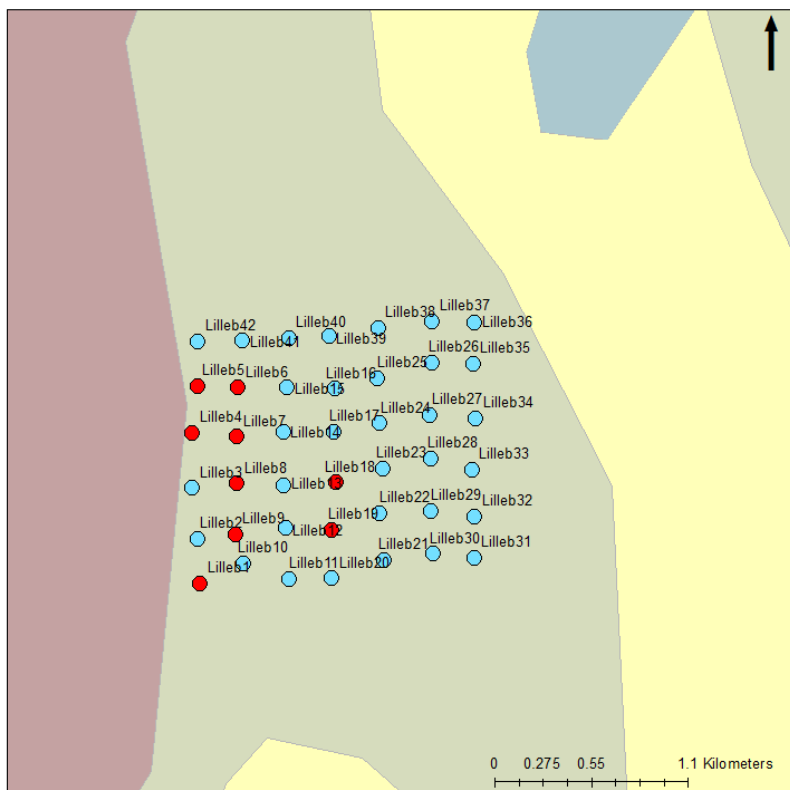
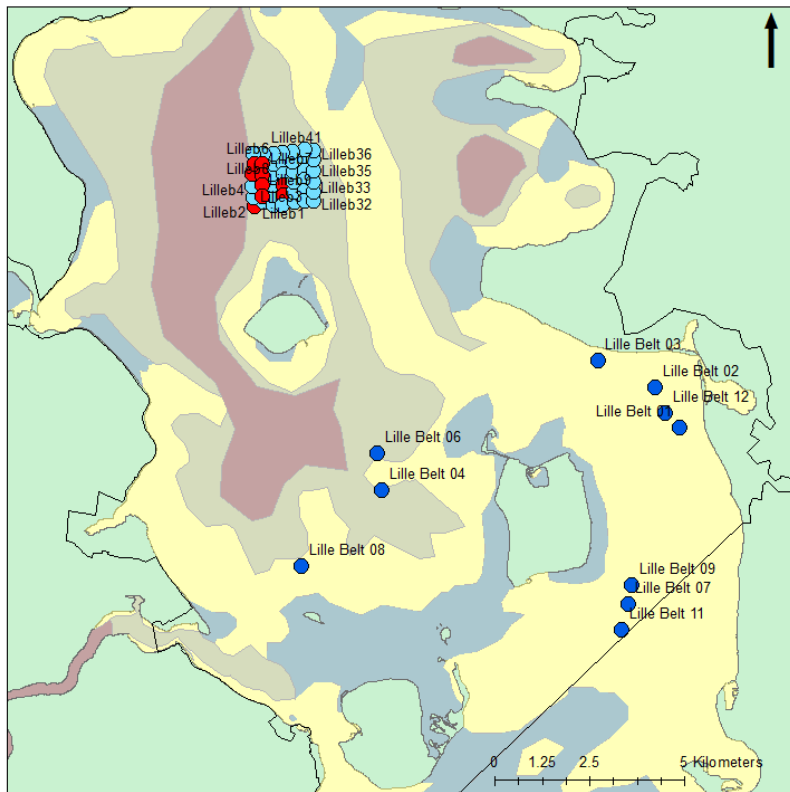
Nissum



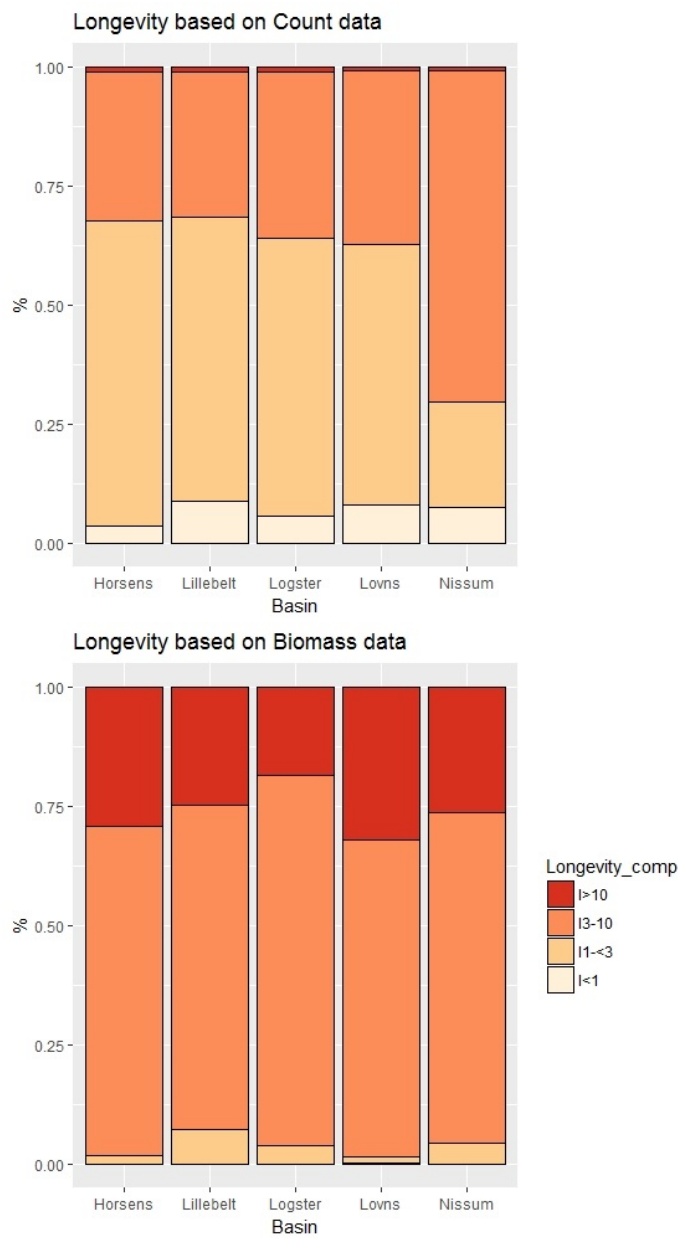
Horsens



Lillebælt



A.5. Longevity distribution per basin (Nat 17 sites only)



Bilag B Fishing impact assessment

B.1. Materials and methods

The main criteria of the design were to divide equal sampling effort in fished and unfished areas. This approach was favoured due to the spatially aggregated behaviour of the fishery, where areas of high mussel density are repeatedly fished. Fished areas were determined using footprint estimates from black-box data, using data from 2014-2016 (appendix 1). To account for the possible beneficial effects of mussel beds to nearby fauna, the design also aimed to target areas of 'mussel bed/no bed' (where possible) within fished and non-fished areas. Locations of high mussel density were estimated from a model of shellfish density provided by the DSC. The presence/absence of beds was ground-truthed using a drop-down camera system with live feed to the topside arrangement. Other criteria included habitat type and depth. Sampling was primarily undertaken in mud and sandy mud habitat, determined from seabed habitat maps. Furthermore, the depth of sampling sites within a given basin was minimised to within a range of 3m. Site selection was undertaken by generating composite layered maps of all data sources for each basin, based on the parameters discussed above.

Fieldwork took place between 18 April and 12 June 2017. A total of 49 grab locations were sampled. The number of sampling sites in each basin ranged from 9 (Lovns Bredning, Horsens Fjord, Nissum Bredning), to 10 in Lille Belt, and 12 in Løgstør Bredning. At each sampling site 5 benthic grabs were acquired, with 4 grabs representing replicate infauna samples, and a fifth grab for grain size and organic content analysis. Samples were collected via 0.1m² Van Veen grab. Material retained on each sieve was collected and preserved in 4% formalin seawater solution, buffered with borax (sodium borate). During sampling in shellfish beds, samples were only accepted if live mussels were retrieved in the grab. Sediment samples were frozen on board at -18°C. A proxy of organic content estimation via loss-on-ignition (LOI%) was calculated in accordance with DS 204, and is determined by mass loss of 4mg of homogenised sediment placed in a muffle furnace at 560° for 4 hours, or until a constant weight is achieved. All taxa in the combined dataset were validated and standardised in accordance to the World Register of Marine Species (WoRMS, <http://www.marinespecies.org>, correct as of 05/01/2019). In the laboratory, samples were rinsed, sorted, and all animal material identified to species level, where possible. All taxa were validated and standardised in accordance to the World Register of Marine Species (WoRMS, <http://www.marinespecies.org>, correct as of 05/01/2019).

Black box-data were used to recreate trawl tracks, based on 10 second polling frequency. The trawl tracks were coupled with information on vessel size and gear dimensions to estimate gear-width. Fishing pressure data were aggregated within 20m radius around each benthic sampling position. Fishing intensity was estimated as swept-area ratio (SAR) values, defined as the total swept area within a circle divided by its size. SAR can therefore be interpreted as the mean number of times the seabed within the circle was fished. Typically, the fishing season is closed during January-February and June-August. Therefore, in order to analyse the equivalent of ~1 year of fishing data, we aggregated fishing data over 1.5 years to account for these closed periods. As the most recent fishing events to take place in Lillebælt were ~2 years ago, we were unable to use intensity as a measure of fishing pressure (based on a temporal resolution of 1.5 years). We, therefore, used an estimate of the number of days since fishing to assess fishery impacts in the basin.

Three important drivers of benthic communities were included in the analysis to account for potentially confounding environmental effects. These included organic content estimation via loss-on-ignition (LOI%), longitude, and O₂ quality. LOI values were determined as described above, and provide a proxy of total organic content of the sediment. O₂ quality values were estimated from maps of modelled aerial distribution of oxygen depletion (<http://bios.au.dk/raadgivning/vand/havmiljoe/iltsvind/arkiv/>). These maps provide oxygen concentrations in the categories < 2 mg/l (severe oxygen depletion), 2-4 mg/l (moderate oxygen depletion) and > 4 mg/l (no oxygen depletion). The maps were overlaid with sampling positions, and an estimate of the O₂ conditions for the year preceding sampling was scored for each sampling site. Longitude was included as a predictor variable to account for expected west to east gradients of unmeasured parameters, such as salinity and temperature. When sites from all basins were combined in the final part of the analysis, the additional predictors of depth and inert material were included. Depth was included to account for differences in depths of sites between basins. A measure of the weight of inert material was also calculated for each sample. This was to account for variations in the quantity of shell fragment observed in the field. In some locations, this shell fragment composed the majority of the sediment matrix, with potential implications for the resident infauna.

Community composition: The quantification of trawling and environmental effects on community composition was undertaken using PRIMER v.7 with PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). The distance-based linear model (DistLM) routine combines abiotic and biotic resemblance matrices, and is used to model the relationship between a multivariate data cloud and predictor variables via a distance-based redundancy analysis (dbRDA) (Anderson et al., 2008). Constrained ordinations are undertaken using non-Euclidean distance measures, and the observed variation in the response variable is partitioned between the significant predictors included in the final model. Step-wise sequential tests determine which predictors correlate best with the response variable, with selection based on Akaike information criterion (AIC). P-values were obtained based on 999 permutations. Prior to analysis, count data were square root transformed, while biomass values were log transformed. As the method is reliant on linear relationships between multivariate predictor and response resemblance matrices, environmental predictors were also checked and adjusted for skewness, as per Clarke and Gorley (2015). Trawling intensity was log transformed ($\log(x+1)$), and all predictors were normalised prior to analysis (each variable had its mean subtracted and was divided by its standard deviation), prior to calculation of Euclidean distance based resemblance matrices. Resemblance matrices of faunal data were based on Bray-Curtis similarity.

Benthic indicators: Total abundance, species richness and biomass were modelled using generalised linear mixed models (GLMM). GLMMs were applied for their ability to quantify potential correlations in repeated measures designs (Bolker et al., 2009). 'Sampling site' was treated as a random effect to account for the non-independence of repeated measures at the same site, while all the predictors outlined above were included as fixed effects. Indicators were modelled using negative binomial (for count or discrete data), or Gaussian (continuous data) distribution. GLMMs were fit using the glmmTMB package (Brooks *et al.*, 2017). The MuMin package (Barton, 2013) was used to perform model selection by calculating all possible sub-models nested within a 'global model', where models are ranked based on AICc and AIC. Model selection was based on AICc (Burnham and Anderson, 2002). To deal with potential difficulties associated with model validation of mixed models, we applied a quantitative (simulation) based approach

for determining model diagnostics using the DHARMA package (Hartig, 2016). All analyses were conducted using R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018).

B.2. Results

B.2.1. Løgstør

The results of the multivariate models of community composition and gross community metrics are presented in Tables 6 and 7. Statistically significant predictors included in the final model for community composition (based on count data) included Longitude, O2 quality, fishing intensity, and LOI, explaining total of 32.76% of community variation. Of these, Longitude explained greatest proportion (16.5%), while fishing explained ~4.5% of variation. Fishing intensity was not a significant predictor of community composition based on biomass data, although O2 quality and LOI were significant predictors, collectively explaining 11.96% of variation.

Table 6. Summary of multivariate models of Løgstør community composition. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Long	276.93	6.6477	0.001	16.35%	16.35%	34
O2_quality	275.37	3.4234	0.003	7.86%	24.22%	33
Fishing	275.16	2.0279	0.036	4.52%	28.73%	32
LOI	275.07	1.8567	0.062	4.03%	32.76%	31
				Total	32.76%	
Biomass data						
O2_quality	301.4	2.3912	0.008	6.57%	6.57%	34
LOI	301.26	2.0214	0.022	5.39%	11.96%	33
				Total	11.96%	

In terms of gross community metrics, LOI demonstrated a significant negative relationship with abundance (N) and species richness (S). Fishing intensity demonstrated a significant negative relationship with total biomass (Table 6 and Figure 6).

Table 7. Summary GLMM output of Løgstør benthic indicators.

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	3.57 (0.23)	LOI	-1.21(0.48)	0.0118	0.677
Species richness	Poisson	2.87(0.35)	LOI	-0.90(0.43)	0.0373	0.66
Biomass	Gaussian	2.22(0.89)	Fishing	-0.24(0.10)	0.021726	0.319

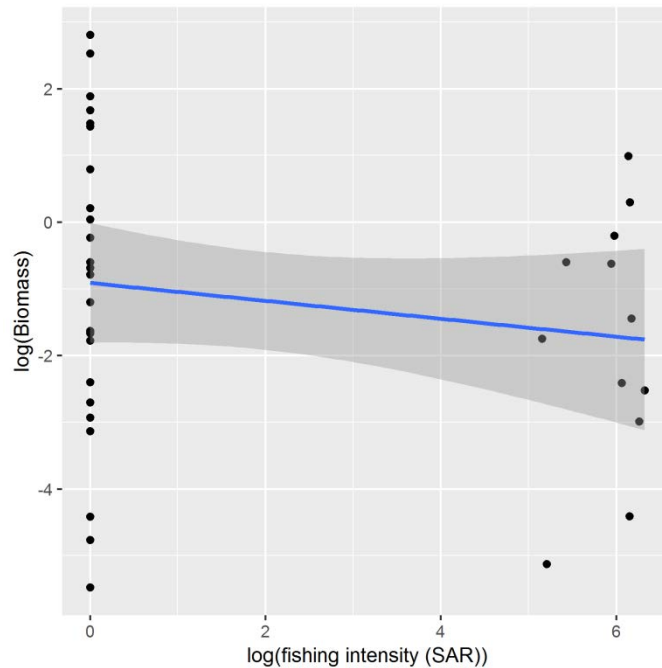


Figure 6. Significant relationship between log biomass and fishing intensity in Løgstør.

Fishing had a significant negative effect on community composition and total biomass. Variations in O₂ quality and LOI were also important environmental variables, and this was reflected in both relationships with community composition, and total abundance and species richness. These results would indicate that the regular low oxygen and anoxic conditions which occur in Løgstør are strong drivers species composition. Additionally, fishing has been shown to have a negative effect on community composition, and the total biomass. The high proportion of variation in community composition explained by longitude indicate a likely proxy for the strong gradient in salinity from west to east, with saline water entering from Thisted Bredning, and more freshwater associated with Nibe Bredning to the east.

B.2.2. Lovns

The multivariate model based on count data demonstrated a high degree of total variance explained (40.56%), and included fishing intensity, LOI and longitude as significant predictors. Fishing intensity alone accounted for 19%, and generally there was a more diverse community composition in the fished areas. The same set of predictors was also included in the biomass composition model. However, the variance explained by fishing was less at ~6%.

Table 8. Summary of multivariate models of Lovns community composition. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P value	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Fishing	206.16	5.9025	0.001	19.10%	19.10%	25
LOI	203.58	4.4341	0.001	12.62%	31.72%	24
Long	201.83	3.4225	0.002	8.84%	40.56%	23
				Total	40.56%	
Biomass data						
Long	224.27	2.7535	0.006	9.92%	9.92%	25
LOI	223.93	2.1717	0.027	7.47%	17.40%	24
Fishing	223.87	1.8204	0.09	6.06%	23.45%	23
				Total	23.54%	

Predictors of community composition were also reflected in the gross community indicators. Total abundance and species richness were negatively correlated with LOI. Furthermore, there was a positive relationship with species richness and O2 quality. Fishing intensity was observed to correlate positively with biomass (Table 8 and Figure 7).

Table 9. Summary GLMM output of Lovns benthic indicators

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	5.95(0.48)	Fishing	0.16(0.09)	0.06988 (ns)	0.717
			LOI	-0.76(0.24)	0.00221	
Species richness	Poisson	2.22(0.89)	LOI	-0.19(0.09)	0.0326	0.624
			O2 quality	0.15(0.06)	0.0210	
Biomass	Gaussian	-4.01(1.09)	Fishing	0.48(0.22)	0.028164	0.165
			LOI	-0.98(0.56)	0.078730 (ns)	

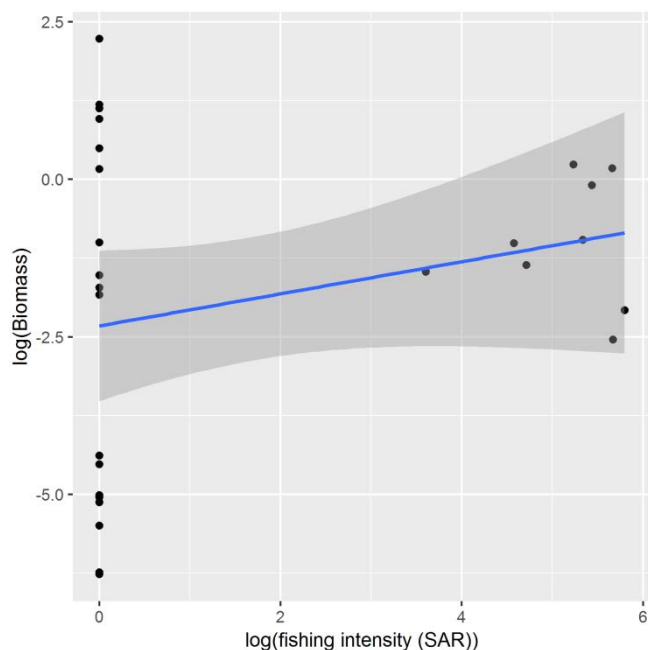


Figure 7. Significant positive relationship between log biomass and fishing intensity in Lovns.

The results reveal a positive relationship between fishing intensity and total abundance and total biomass. The *a-priori* assumption would be that increased fishing intensity would negatively impact the benthic components. A possible explanation for this trend may be the values of abundance, species diversity, and biomass recorded in the unfished sites (or, at '0' fishing intensity in figure 2). The comparatively poor benthic conditions recorded at the unfished sites may be explained by the poor O₂ quality and high levels of organic content recorded at unfished sites. LOI, a measure of total organic content, was negatively correlated predictor for total abundance, species richness and biomass, while O₂ quality was a significant predictor for species richness. This indicates that these two variables were highly important across the site, and therefore fishing effort may be concentrated in areas which are less impacted by these pressures. The high proportion of variation in community composition explained by longitude again likely indicates a possible strong gradient in salinity (or another parameter) from west to east. Lovns opens to the west into Skive Fjord, and to the east to Hjarbæk fjord, and the flow of water through Lovns is likely to result in strong gradients in salinity along the bottom of the basin.

B.2.3. Nissum

Longitude, LOI, and fishing intensity were included in the final model for community composition based on count data. Together, these predictors explained 28.2% of variation in the community data. Fishing intensity alone explained ~5.2% of the variation. The final model based on biomass included longitude and fishing intensity, with fishing alone explaining ~6% of variation.

Table 10. Summary of multivariate models of Nissum community composition. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Long	245.92	5.864	0.001	16.35%	16.35%	30
LOI	245.27	2.5003	0.007	6.64%	22.99%	29
Fishing	245.03	2.0335	0.009	5.21%	28.21%	28
				Total	28.2%	
Biomass data						
Long	252.75	3.6201	0.001	10.77%	10.77%	30
Fishing	252.49	2.1192	0.002	6.08%	16.84%	29
				Total	16.84%	

Benthic indicators demonstrated that both abundance and species richness demonstrated significant negative relationships with LOI. Similarly to Lovns, total biomass exhibited a positive relationship with fishing intensity (Table 11 and Figure 8).

Table 11. Summary GLMM output of Nissum benthic indicators.

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	5.83(0.79)	LOI	-0.89(0.48)	0.0637 (ns)	0.668
Species richness	Poisson	3.56(0.46)	LOI	-0.64(0.28)	0.0239	0.672
Biomass	Gaussian	-1.72(0.49)	Fishing	0.30(0.12)	0.015290	0.159

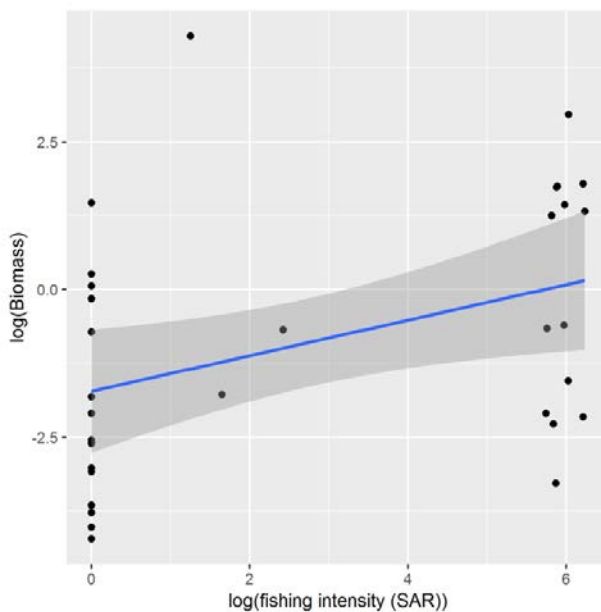


Figure 8: Significant relationship between log biomass and fishing intensity in Nissum.

In a similar outcome to Lovns, there was a general positive trend between fishing intensity and community metrics, such as community composition and total biomass. The overall positive trend (blue line in Figure 3) can be again explained by the generally low benthic quality of sites at the unfished sites. However, the role of the predictors LOI and O2 quality were less prominent in Nissum, and the effect of longitude was greater in terms of community composition. This may indicate that low oxygen conditions or high levels of organic content are not responsible for the low benthic quality of unfished sites, but that unmeasured parameters may be having a strong effect. As Nissum is elongated in an east-west direction, and as the west of the basin opens to the North Sea, the importance of longitude for community composition likely describes a strong salinity gradient across the basin (explaining 16% and 10% of variation in count and biomass composition, respectively).

B.2.4. Horsens

Results of the multivariate models are community composition presented in Table 12. Statistically significant predictors included in the final model for community composition based on count data and biomass were matching. In both cases, longitude explained the greatest amount of community variation, followed by fishing intensity, LOI and then O2 quality. Overall the model based on count data explained 35% of total variation while, the biomass model accounted for 23% of total variation. Furthermore, fishing alone accounted for ~11% in count based model, and ~6% in the biomass model.

Table 12. Summary of multivariate models of Horsens community composition. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Long	308.27	5.9134	0.001	13.17%	13.17%	39
Fishing	304.63	5.6068	0.001	11.17%	24.33%	38
LOI	303.43	2.9955	0.002	5.67%	30.00%	37
O2_quality	302.21	2.9476	0.004	5.30%	35.30%	36
				Total	35.29%	
Biomass data						
Long	339.69	2.8438	0.003	6.80%	6.80%	39
Fishing	339.06	2.5171	0.007	5.79%	12.59%	38
LOI	338.69	2.2064	0.021	4.92%	17.51%	37
O2_quality	338.04	2.402	0.008	5.16%	22.67%	36
				Total	22.66%	

In terms of gross community metrics, fishing demonstrated a significant negative relationship with biomass. Although fishing intensity was included as a term in the most parsimonious model for total abundance, it was not statistically significant at the 0.05 level.

Table 13. Summary GLMM output of Horsens benthic indicators.

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	4.76(0.16)	Fishing	4.72(0.14)	0.0608 (ns)	0.638
Species richness	Poisson	2.57(0.29)	LOI	0.69(0.37)	0.0628 (ns)	0.623
Biomass	Gaussian		Fishing	-0.48(0.22)	0.0293	0.560
			LOI	6.76(3.09)	0.0287	

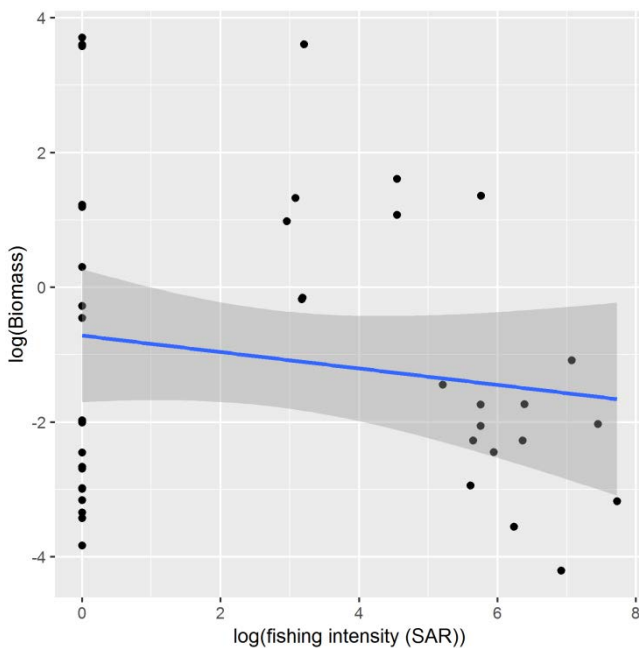


Figure 9. Significant negative relationship between log biomass and fishing intensity in Horsens.

In general, fishing intensity values in Horsens were some of the highest recorded across all basins. Our results indicate that fishing had significant negative effects on community composition (both in terms of count data and biomass), and on total biomass. Although there was not significant relationship between fishing and abundance and species richness, sites subject to high fishing intensity were generally characterised by lower diversity.

B.2.5. Lillebælt

The final multivariate model based on count data demonstrated a high degree of variance explained (34.16%), and included longitude, LOI, and fishing (time since impact). Fishing alone accounted for ~6% of the variance. The model for biomass based community composition had comparatively lower explanatory power (14.99%). Longitude and LOI were significant predictors in both models.

Table 14. Summary of multivariate models of Lillebælt community composition. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Long	248.59	7.018	0.001	18.96%	18.96%	30
LOI	246.79	3.661	0.001	9.08%	28.04%	29
Fishing (days since impact)	245.94	2.6032	0.001	6.12%	34.16%	28
				Total	34.16%	
Biomass data						
Long	265.44	2.3128	0.001	7.16%	7.16%	30
LOI	264.62	2.6718	0.001	7.83%	14.99%	29
				Total	14.99%	

The importance of predictors of LOI in determining community composition was also reflected in indicators of species richness and biomass. In contrast to other basins, O2 quality demonstrated a significant negative relationship with total abundance. Furthermore, none of the indicators were significantly related to fishing.

Table 15. Summary GLMM output of Lillebælt benthic indicators.

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	10.9(2.41)	O2_quality	-0.26(0.10)	0.0133	0.685
Species richness	Nbinom	3.27(0.27)	LOI	-0.32(0.17)	0.0473	0.558
Biomass	Gaussian	-2.35(0.35)	LOI	0.261(0.41)	0.0532 (ns)	0.340

The results of the fishing impact assessment in Lillebælt demonstrate that there is a relatively low effect of fishing on benthic communities in this basin. However, this is likely due to low levels of fishing in recent years. The most recent fishing event occurred 758 days prior to sampling, and it is likely that the effects of fishing are no longer detectable. However, fishing did explain ~6% of variation in the community composition model based on count data. This may indicate that although the community has recovered in terms of abundance, species richness, and biomass, there may be small but significant long-standing effects of fishing on the community composition. Again, longitude was a particularly important variable in the analysis of community composition, and it is likely that strong gradients in parameters such as bottom water salinity are present due to the location of Lillebælt as a transitional waterbody.

B.2.6. All basins combined

We combined data from all basins to investigate the relative effect of fishing and other environmental drivers on benthic communities in N2000 areas. To allow for consistency with Lillebælt, time since fishing event was used as a measure of fishing effort. The results of the multivariate

model of community composition and benthic indicators are presented in Tables 16 and 17. A number of statistically significant predictors were included in the final for community composition (based on count data), and explained a total of 32.51% of variation. Longitude and depth were particularly important, accounting for over half of total variation. Predictors such as O2 quality, LOI, Inert material and fishing were also significant. Fishing alone explained ~2% of variation. A similar combination of predictors were significant in the community composition model basin on biomass, however the explanatory power of this model was comparatively low (10.40%). Longitude and depth again accounted for approximately half of the explained variation, with O2 quality, LOI, and fishing all significant predictors. Fishing alone explained ~1.2% of variation in biomass composition.

Table 16. Summary of multivariate models of community composition for all basins combined. Explained variance is partitioned between significant predictors. Prop = proportion of variance explained. Cumul= cumulative variance explained.

Term	AIC	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
Count data						
Long	1342.9	22.853	0.001	12.10%	12.10%	166
Depth	1327.3	18.395	0.001	8.82%	20.92%	165
O2_quality	1321.9	7.4179	0.001	3.42%	24.34%	164
LOI_%	1318.4	5.5894	0.001	2.51%	26.85%	163
Inert material	1314.7	5.706	0.001	2.49%	29.34%	162
Fishing (days since impact)	1312.5	4.2253	0.001	1.81%	31.14%	161
Mussel_biomass	1311.4	3.238	0.001	1.37%	32.51%	160
				Total	32.51%	
Biomass data						
Depth	1407.3	6.9032	0.001	3.99%	3.99%	166
Long	1404.7	4.7148	0.001	2.67%	6.66%	165
LOI_%	1404.4	2.3575	0.002	1.32%	7.98%	164
Fishing (days since impact)	1404.2	2.2222	0.006	1.24%	9.22%	163
O2_quality	1404.2	2.1405	0.004	1.18%	10.40%	162
				Total	10.40%	

The importance of LOI, O2 quality and inert material was reflected in the gross community indicators. However, there was no overall effect of fishing on any of the indicators.

Table 17. Summary GLMM output of benthic indicators for all basins combined.

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	7.39(1.35)	Inert material	0.00(0.00)	0.00788	0.762
			LOI	-0.56(0.18)	0.00259	
			O2_quality	-0.10(0.05)	0.05270	
Species richness	Nbinom	2.00(0.25)	Depth	0.10(0.02)	0.000147	0.696
			Inert material	0.00(0.00)	0.000158	
			LOI	-0.33(0.09)	0.000209	
Biomass	Gaussian	-6.67 (2.33)	Inert material	0.00(0.00)	0.00697	0.283
			O2_quality	0.19(0.09)	0.04105	

The results indicate that fishing accounts for small but significant shifts in community composition in N2000 areas. Although only accounting for a small percentage of variation in the data, it is important to note that fishing effects are detectable when we group data, and also account for other physical-chemical and hydrodynamic drivers of benthic communities. As reflected in the individual basins, O2 quality and LOI remained important environmental variables, and indicate that O2 conditions and eutrophic conditions are generally important across all areas. These results reflect the regular low oxygen conditions that take place in Løgstør, Lovns, Horsens fjord, and Lille Bælt. This was further reflected in the benthic indicators. There was generally a decrease in abundance and species richness with increasing LOI values, while biomass increased with improving O2 quality. However, the benthic indicators did not reflect the any effects of fishing. This is likely explained by the contrasting trends observed in respective Nissum and Lovns (positive relationship between community components and fishing) and in Horsens and Løgstør (negative relationship between community components and fishing).

To examine if these relationships were as a result of the poor benthic conditions observed in the unfished sites, we re-analysed the community indicators excluding the unfished sites. The results of this are presented in Appendix 2, and reveal that total biomass exhibited an highly significant negative relationship with time since fishing ($P = 0.000269$, Conditional $R^2 = 0.210$, Figure 5, appendix 2). However, this result was not observed for abundance nor species richness. This would indicate that benthic abundance and richness are not significantly impacted in areas where fishing takes place in N2000 areas, but that their biomass (in terms of body mass and e.g. maximum size) are negatively impacted by fishing disturbance.

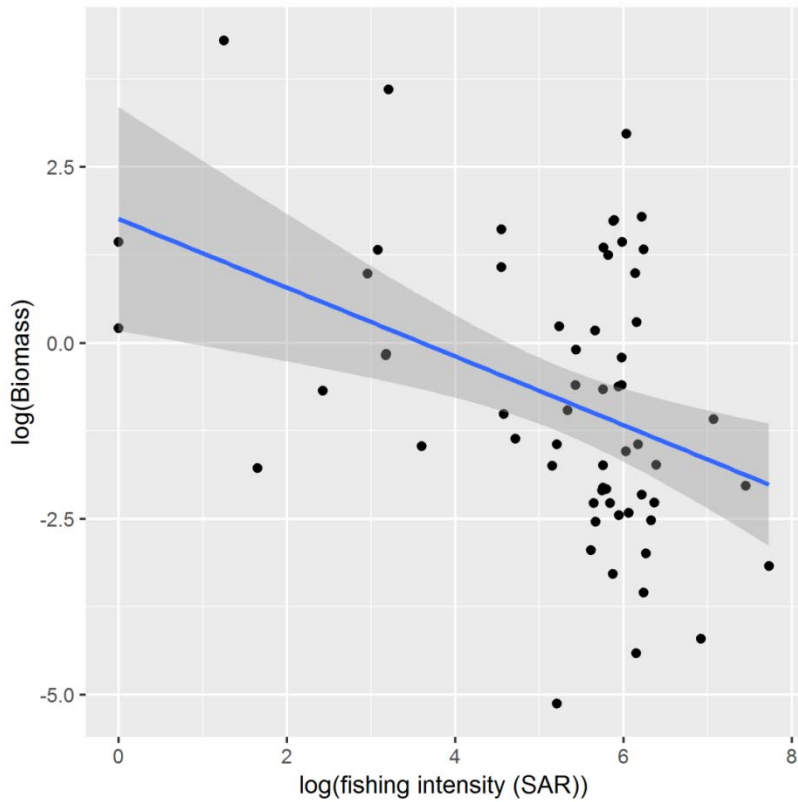


Figure 10. Significant relationship between log biomass and fishing intensity in fished areas.

The results of this study provide an overview of the main drivers of benthic communities in five N2000 areas in the Limfjorden and Inner Danish waters. These drivers are summarised in table 18, and reveals that the effects of fishing on benthic communities are occurring against significant background levels of natural and man-made disturbance.

Table 18. Summary of relationship between fishing intensity, LOI, O2 quality and benthic indicators across all basins.

Basin		Fishing	LOI	O2_quality	Conditional R2
Løgstør	N		*		0.677
	S		*		0.66
	Biomass	*			0.319
Lovns	N	.	**		0.717
	S		*	*	0.624
	Biomass	*			0.165
Nissum	N		.		0.668
	S		*		0.672
	Biomass	*			0.159
Horsens	N	.			0.638
	S		*		0.623
	Biomass	*	*		0.560
Lillebælt*	N			*	0.685
	S		*		0.558
	Biomass		.		0.340

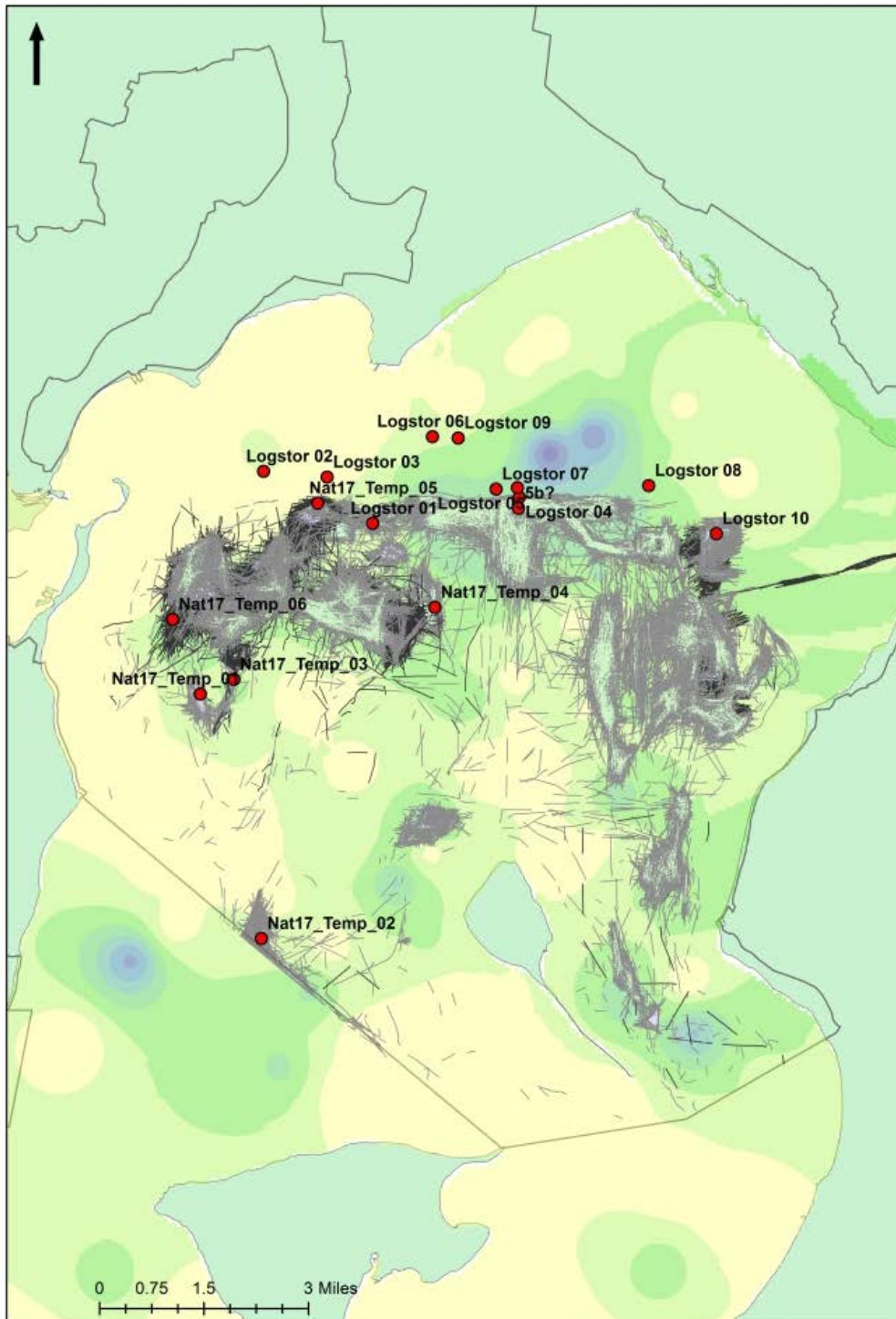
This was reflected in the importance of environmental predictors such as LOI and O2 quality. The effect of fishing on metrics such as total abundance and species richness were not detectable at the basin scale, or when data were combined over all basins. However, there were significant effects of fishing on community composition and total biomass in across all basins. This negative effect on biomass was also clear when we examined indicators based on samples from fishing areas (Figure 5). This observed effect of trawling on benthic biomass have been demonstrated by various experimental and model-based studies. Reductions in total biomass typically occur as larger macrofauna, which often dominate total biomass, are disproportionately sensitive to chronic trawling disturbance (Duplisea et al., 2002; Jennings et al., 2001; McConnaughey et al., 2005; Queirós et al., 2006; Reiss et al., 2009). Larger species tend to grow and reach maturity at a slower rate than smaller species (Begon et al., 2006), and body size and age are linked. Therefore, and an individual's exposure to environmental filtering increases with size. By contrast, smaller macrofauna are less susceptible to trawling impacts due to life history traits, but also potentially due to the mechanics of trawling in soft sediments. Small macrofauna are less likely to be directly impacted by a trawl as they are more easily pushed aside by the fluidised sediment in front of the trawl gear, or suspended into the water column (Gilkinson et al., 1998).

The background levels of disturbance observed in our results indicate that these pressures are likely to play a significant role in driving community composition, and particularly in terms of benthic abundance and species richness. The importance of LOI in the study has a two-fold interpretation. Firstly, LOI serves as a proxy of gross organic content in the sediment, and our results show that there is a strong negative effect of these high organic loadings that occur in all basins surveyed. It should be noted that this measure does not differentiate between potentially available food for benthos (typically in the form of chlorophyll a), and between latent organic material locked in the sediment. Secondly, LOI provides a proxy of sediment grain size, and may also account for differences in sediment type across sampling areas. Either way, our results generally show that benthic indicators decreased strongly with increasing LOI, and points to the likelihood that elevated organic enrichment has a strong negative effect on the benthos, and generally that more eutrophic areas are associated with reduced benthic quality. High organic loading remains a significant issue in the Limfjord and Inner Danish waters, and our ability to accurately quantify and detect fishing impacts to the benthos are likely hampered by high background levels of disturbance, such as these. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats has been demonstrated (Diesing et al., 2013; Van Denderen et al., 2015), and furthermore benthic communities gradually adapt to disturbance (from fishing and natural disturbance) over time (Kaiser et al., 2000; Reiss et al., 2009). However, combined effects fishing and pressures such as eutrophication and oxygen are poorly understood.

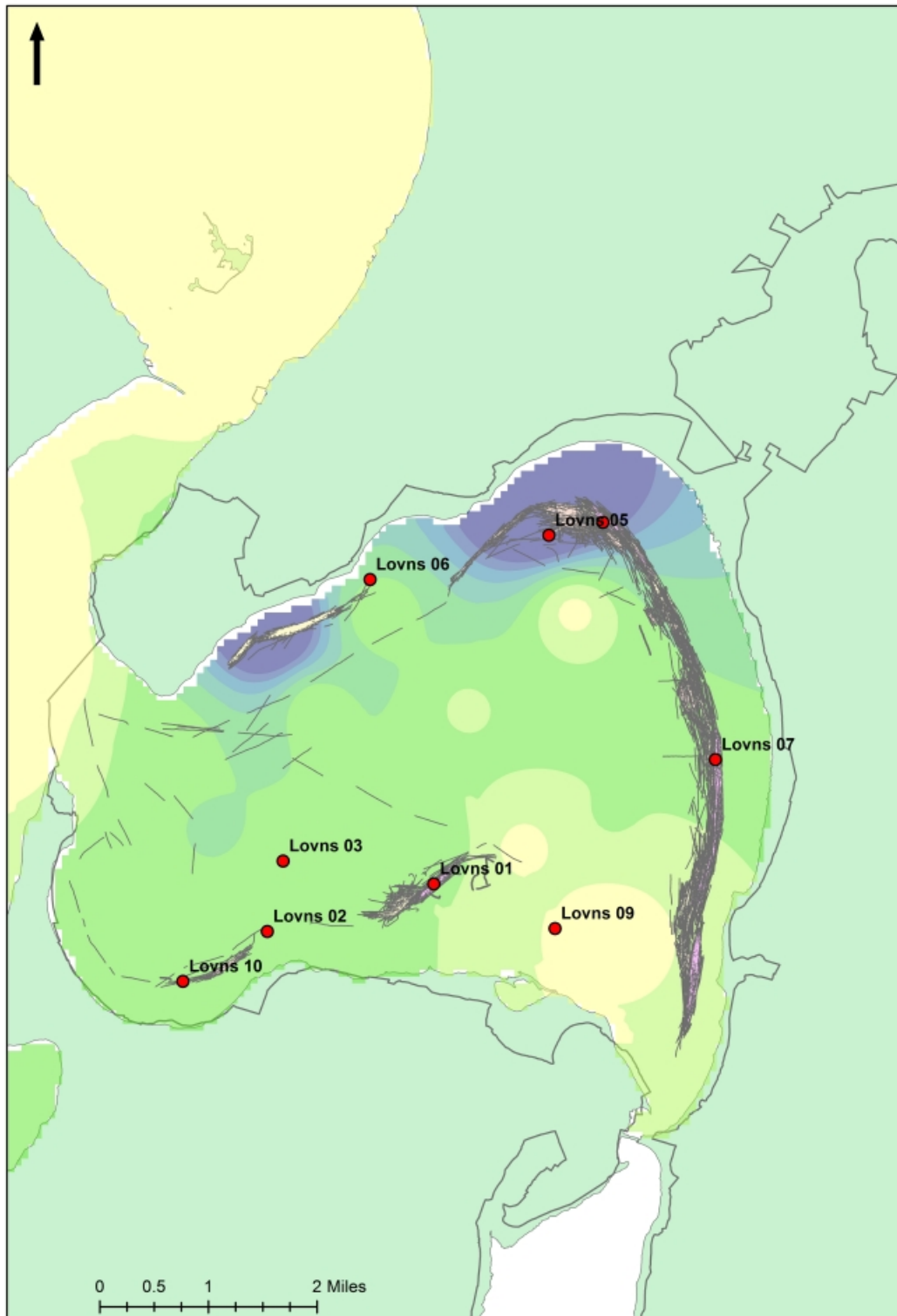
B.3. Site maps, sampling locations and fishing effort

Black lines indicate an individual haul. Colour coding relates to estimated mussel density, where yellow indicates low density, and blue indicates high density

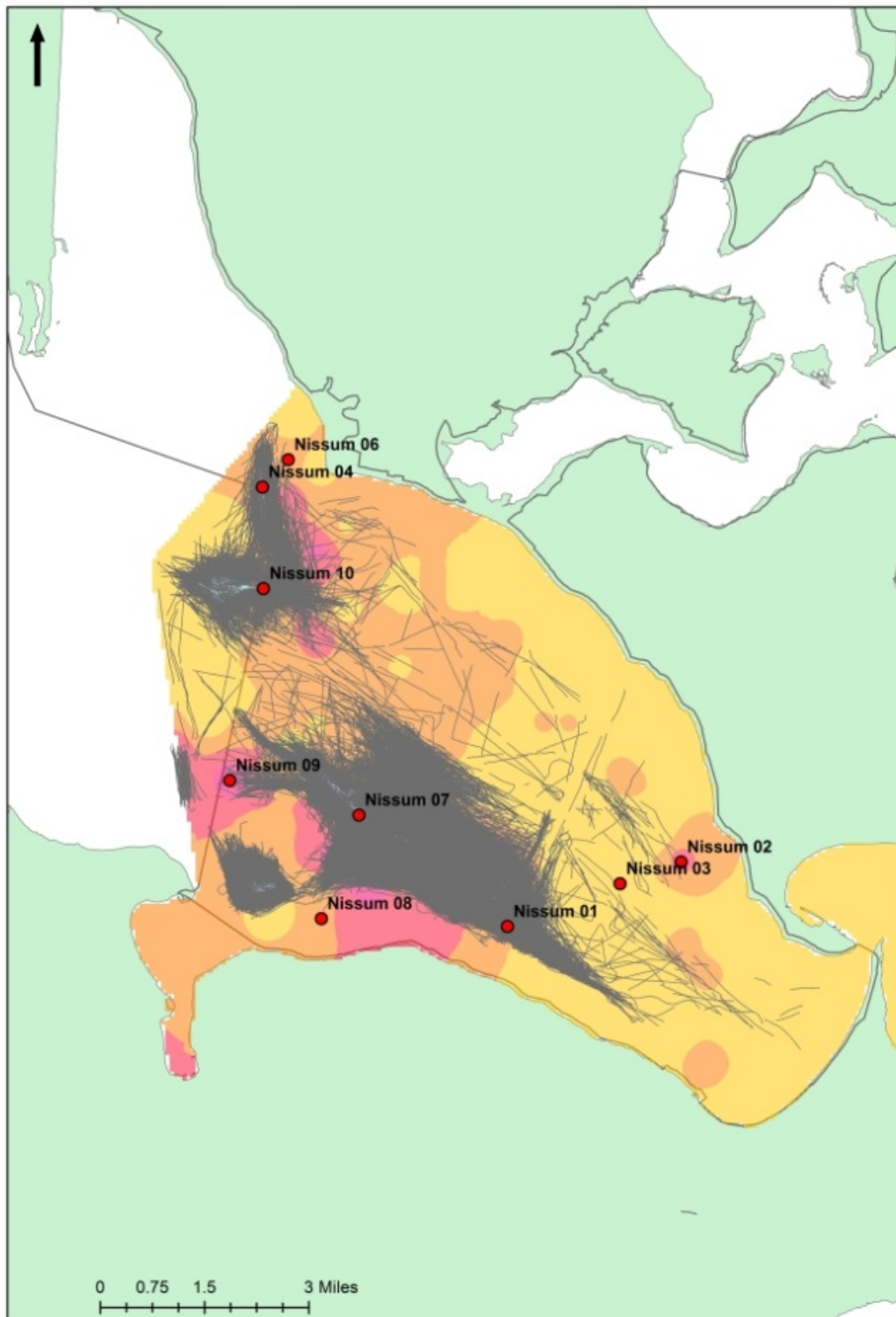
Løgstør Bredning



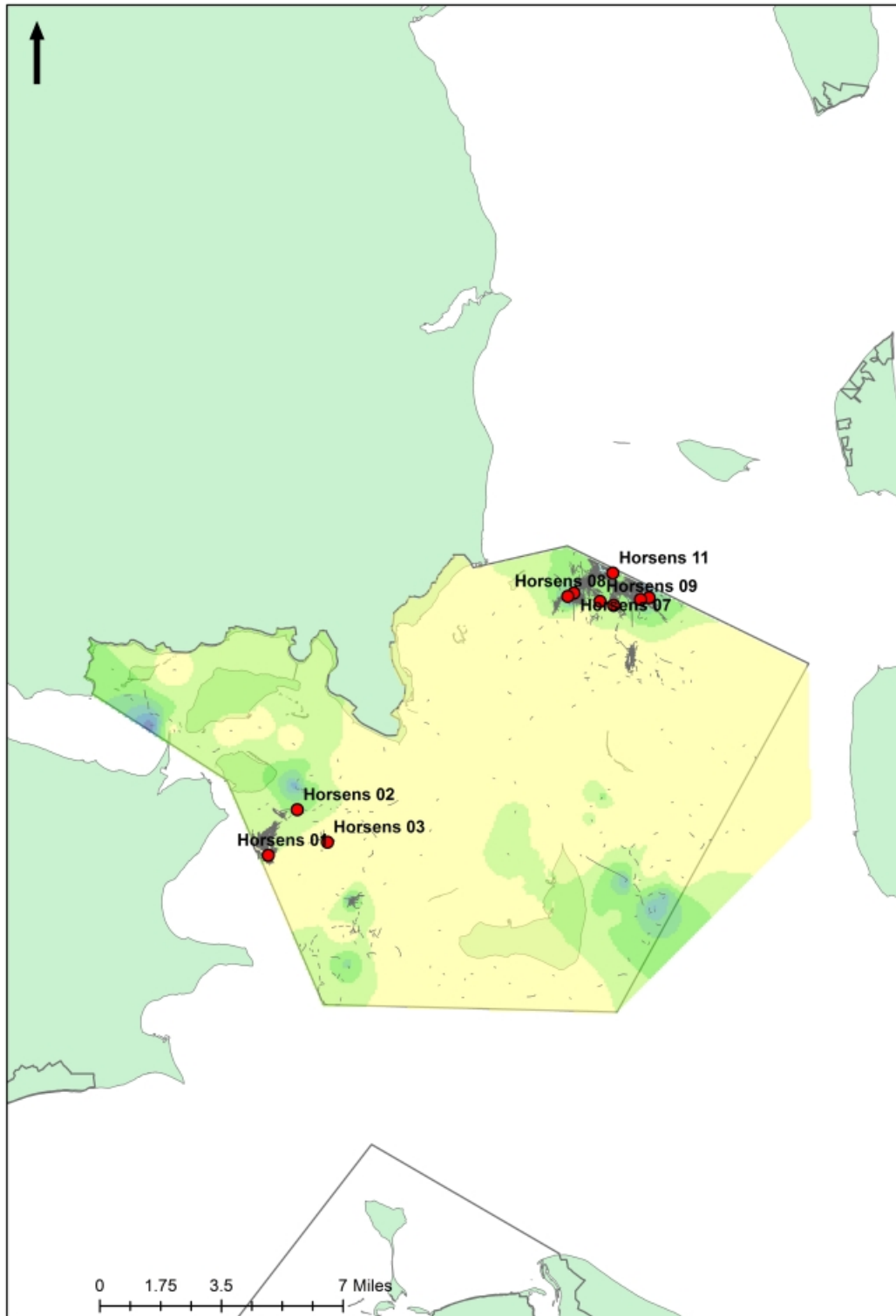
Lovns Bredning



Nissum Bredning



Horsens Fjord



Lillebælt



B.4. Model summary output based on fished sites only

Response	Family	Intercept	Term	Estimate (error)	P value	Conditional R2
Abundance	Nbinom	9.49(1.75)	02_quality	-0.21(0.07)	0.0047	0.738
			Inert material	0.00(0.00)	0.0325	
Species richness	Nbinom	1.75(0.44)	Depth	1.75 (0.05)	0.0507	0.802
			Inert material	0.00(0.00)	0.0637	
Biomass	Gaussian	1.13(0.86)	Fishing	-0.53 (0.14)	0.000269	0.210
			LOI	0.85 (0.51)	0.098236 (ns)	

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk