

Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton

Af Jens Kjerulf Petersen (red.), Mollie E. Brooks, Grete E. Dinesen, Ole R. Eigaard, Marie Maar, Jeppe Olsen og Camille Saurel

DTU Aqua-rapport nr. 358-2020





Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton

DTU Aqua-rapport nr. 358-2020

Af Jens Kjerulf Petersen¹ (red.), Mollie E. Brooks¹, Grete E. Dinesen¹, Ole R. Eigaard¹, Marie Maar², Jeppe Olsen¹ og Camille Saurel¹

¹DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

²Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

Kolofon

Titel:	Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton
Forfattere:	Jens Kjerulf Petersen ¹ (red.), Mollie E. Brooks ¹ , Grete E. Dinesen ¹ , Ole R. Eigaard ¹ , Marie Maar ² , Jeppe Olsen ¹ og Camille Saurel ¹ ¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet ² Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	358-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet december 2019. Rapporten er udgivet januar 2020. En ny version af rapporten er uploadet til aqua.dtu.dk den 26. marts 2020 pga. en ændring på side 35
Reference:	Petersen, J.K., Brooks, M.E., Dinesen, G.E., Eigaard, O.R., Maar, M., Olsen, J. & Saurel, C. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton. DTU Aqua-rapport nr. 358-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 42 pp. + bilag
Kvalitetssikring:	Rapporten er fagfællebedømt af videnskabeligt personale på AU/DCE og DTU Aqua, som ikke har deltaget i projektgruppens arbejde
Forsidefoto:	Fiskefartøjer i havn. © Dansk Skaldyrcenter
Udgivet af:	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-280-7

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser 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

Vandrammedirektivet foreskriver, at medlemsstaterne i vandområdeplanerne skal indsamle og opbevare oplysninger om type og omfang af de signifikante menneskeskabte belastninger og deres virkninger for overfladevandets tilstand i de kystnære vandområder, og at det skal vurderes, hvor påvirkelig vandområdernes tilstand er over for de anførte belastninger. Forskning har tidligere vurderet, at den mest betydende presfaktor er belastningen med næringsstoffer. En række andre presfaktorer kan imidlertid have betydning for tilstanden i det marine miljø. Miljøstyrelsen har ønsket at udvikle en samlet forskningsbaseret viden om andre marine presfaktorer – ud over næringsstofbelastning og klimaændringer – der kan påvirke den økologiske tilstand i de marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet. Resultaterne skal inddrages i Vandområdeplan 2021-2027.

Denne rapport er et resultat af et projekt om andre marine presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer igangsat af Miljøstyrelsen til opfølgning af styrelsens målsætning om øget forskningsbaseret dokumentation på området. En gruppe forskere – nævnt i alfabetisk rækkefølge efter redaktøren af rapporten – fra Institut for Bioscience på Aarhus Universitet og Institut for Akvatiske Ressource på Danmarks Tekniske Universitet har her analyseret effekter af fiskeri på kvalitetselementerne bundfauna og fytoplankton. Analyserne i denne rapport er en konsekvens af, at fiskeri i projektets første rapport (Petersen et al. 2018) blev identificeret som værende en potentiel betydende presfaktor på niveau af hele vandområder, og at det samtidigt blev konkluderet, at der for de fleste kvalitetselementer var et tilstrækkeligt datamateriale tilgængeligt til at analysere den faktiske påvirkning. Effekter af fiskeri på ålegræs vil blive analyseret i en anden rapport i projektet.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og følges af en styregruppe med repræsentanter fra Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, Miljøstyrelsen, Fiskeripolitisk Kontor under Miljø- og Fødevarerministeriet samt DTU Aqua. Der er desuden knyttet en følgegruppe til projektet bestående af styregruppen samt Danmarks Naturfredningsforening, Danmarks Fiskeriforening PO, Landbrug og Fødevarer, Danske Havne, SEGES, Dansk Akvakultur og DHI Danmark.

Denne rapport er fagfællebedømt af videnskabeligt personale på AU/DCE og DTU Aqua, som ikke har deltaget i projektgruppens arbejde.

Nykøbing Mors, december 2019

Jens Kjerulf Petersen
Professor, sektionsleder

Indhold

Summary	5
1. Indledning.....	7
2. Direkte effekter af fiskeri på havbunden.....	9
2.1 Indledning.....	9
2.2 Materialer og metoder	9
2.3 Resultater.....	16
2.4 Diskussion.....	17
3. Fiskeriets effekt på muslingebankers filtrationspotentiale.....	21
3.1 Indledning.....	21
3.2 Modelopsætning og scenarier	21
3.3 Resultater.....	24
3.4 Diskussion.....	26
4. Review af modellerede kaskadeeffekter af fiskeri.....	29
4.1 Indledning.....	29
4.2 Tidsserie analyser	31
4.3 Dynamisk modellering.....	31
4.4 Sammenfatning og diskussion af kaskademodeller.....	33
5. Sammenfatning og diskussion	35
Reference	37
Bilag 1 ICES Standardindikatorer for fiskeri-påvirkning.....	41

Summary

As part of a larger project funded by the Danish Environmental Protection Agency (*“Effects on the quality elements defined by the EU Water Framework Directive (WFD) of other pressure factors than excess nutrient load and climate change”*), fishery with trawl, dredge or other mobile bottom-contacting gear (MBCG) has been identified as a potential risk to all of the quality elements of the WFD (Petersen et al. 2018). In this report, we have analysed effects of fisheries on i) benthic fauna using statistical methods to correlate data on fishing pressure with data on fauna composition and ii) phytoplankton using a 3D dynamic model to show effects of mussel fishery on Chlorophyll a concentration (Chl.a) and iii) cascade effects on phytoplankton and nutrient concentrations in a review study of the literature.

For impact on benthic fauna, we have mapped fishing pressure in Danish water bodies using information of vessel activity from VMS (Vessel Monitoring System), AIS (Automatic Identification System) and the BB (Black Box) system. The BB system is used only in the mussel and oyster fishery and monitors vessel position and activity every 10th second, allowing for fishing pressure to be mapped very precisely. The AIS and VMS systems are much less precise as they only record vessel activity once an hour (VMS) or at irregular intervals and vessel coverage (AIS). Slightly less than 50% of the 119 Danish water bodies had fishery with MBCGs in the period 2014-18. Based on data from all three monitoring systems, a map of fishing intensities (Swept Area Ratios [SARs]) in quadrats of 100 x 100 m was produced for all water bodies. In terms of spatial extent (proportion of water body seabed area impacted) fishing pressure was highest along the west coast of Jutland, in Ålbæk Bight, and south of Fyn (Figure 2.1). In the same areas, fishing intensity was also highest, with substantial parts of the seabed in the water bodies being impacted between 1 and 5 times a year, but also in several other water bodies local hot spots had substantial areas with similar levels of intensity.

Due to the lack of precision in VMS and AIS monitoring data (i.e. the associated uncertainty in the exact location of the fishing pressure), only BB data was used for an analysis of effects of fishery on benthic fauna. Data collected in the Danish NOVANA program (2014-18) was used as input data on benthic fauna composition. The combined BB and NOVANA data set consists of 30 stations in 16 water bodies or a total number of samples of 1669. The DKI (Danish Quality Index) is used in the Danish WFD management as indicator for benthic fauna status, and for all 1669 samples a DKI value was calculated according to Henriksen et al. (2014). DKI values together with associated information on water depth and information on oxygen content (where available) was matched with estimates of fishing intensity (SAR) at each sampling location, and subsequently analyzed with General Linear Mixed Models, with station and year as random effects. Surprisingly no significant effect of fisheries on DKI could be detected, only depth, abundance of species and abundance of individuals had a significant effect on DKI values (Figure 2.4, Table 2.2). We suggest that the lack of effect of fisheries on DKI in the analysis may be a result of: i) that DKI is designed specifically to detect effects of eutrophication, not fishery, and thus gives high weight to species number; and ii) that the effects of fishery may be masked (and comparatively small) in areas already heavily disturbed by eutrophication.

As mussels and other bivalves feed on phytoplankton, fishing on bivalve populations may reduce benthic filtration pressure and lead to an increase in Chl.a. A local 3D Flexem model

(Larsen et al. 2017) was established for a 1,50 x 1,05 km blue mussel bed in Løgstør Bredning, Limfjorden. The model was forced with current velocities generated by a Limfjorden scale model run for the period May 1st to December 31st 2017 and vertical mixing was created by wind speeds generated by a meteorological model. T, S and Chl.a was generated at the open boundaries of the model using data from the NOVANA monitoring program. A mussel bed was placed in the middle of the model area with a size of 250 x 100 m (50 cells of 50 x 10 m), which corresponds to the observed spatial distribution of mussel banks in the Limfjorden and with an abundance corresponding to natural conditions (895 ± 419 ind. m⁻², Figure 3.1). Mussel filtration and growth per individual were based on a dynamic-energy-budget (DEB) model (Maar et al. 2015).

The model was run as 2 series (A and B) with a total of five different setups. In the model references there is no fishing on the mussel bed. The references were divided into A and B for respectively measured Chl.a and halved Chl.a concentration (Table 3.2). In the fisheries scenarios, fishing reduced total mussel biomass with 8 or 16% corresponding to standard fishing effort in the Limfjorden. Model results showed that there in general was an increased Chl.a concentration with increased fishing and this effect was visible over time both in the middle and at the outer edge of the mussel bed (Figure 3.2B-C). The average maximum Chl.a increase across the mussel bed corresponded to 2-4% (May to December) in the two A scenarios, while in scenario B it was <1% of the background concentration. The changes were thus relatively small. On a smaller scale, within the mussel bed itself, short-term major changes may occur (Figure 3.2C). Increased fishing from e.g. several boats in the same area will give a correspondingly greater negative effect. The overall effect in an area will depend on the spatial distribution and composition of the mussel beds, their mutual competition for phytoplankton.

Overall, we estimate that the stated estimates of the potential importance of mussel fishery for phytoplankton biomass expressed as Chl.a concentration are within a realistic range and that estimates will not change much even if several factors and parameters are included in the model.

Studies from lakes have shown that fishery on selected species (biomanipulation) can lead to cascade defects in the food chain and ultimately lead to better water quality. However, there are very few studies of cascade effects due to changes in fisheries in marine ecosystems, as it is difficult to detect in open ocean systems with more complex food web structures and the influence of water exchange with other areas, species migration and other pressure factors. Here we have conducted a review of the relevant literature from marine conditions. Based on the published studies - both statistical analyzes and models of variable complexity - it is likely that overfishing and dramatic changes in fish stocks can cause cascade effects in the marine food network, even in inner Danish waters. However, a relatively large change in fisheries practice is required before the cascade effect is visible in phytoplankton biomass and nutrient concentrations. Thus, as long as fisheries are managed sustainably (i.e. not overfishing), it is likely that minor fluctuations in fish stocks will not cause major changes in phytoplankton or nutrient concentrations.

1. Indledning

EU's vandrammedirektiv (VRD) sætter rammerne for forvaltning af de kystnære marine områder og fordrer, at vandområderne er i god økologisk tilstand. For at nå målsætningen om god økologisk tilstand foretager myndighederne indledningsvis en basisanalyse af vandområdernes økologiske tilstand, der beskriver de vigtigste menneskelige belastninger (presfaktorer) og deres effekter på vandområdet tilstand. På baggrund af basisanalysen udarbejdes vandområdeplaner, der skal sikre målopfyldelse.

I Danmark har der i vandområdeplaner I og II (2009-15, 2015-21) været fokus på presfaktoren tilførsel af næringsstofferne kvælstof og fosfor. Der findes imidlertid en række andre presfaktorer, som kan have betydning for tilstanden i det marine miljø (se også Petersen et al. 2018). Fiskeri er fx blevet identificeret som en presfaktor, der kan have potentiel væsentlig effekt på flere kvalitetselementer såsom angiospermer (ålegræs), makroalger og bundfauna, og hvor der potentielt er et datagrundlag, der kan understøtte en konkret analyse af den faktiske effekt i flere vandområder (Petersen et al 2018). Det er ligeledes blevet vurderet, at fiskeri potentielt kan have en væsentlig effekt på kvalitetselementet fytoplankton, men her findes der ikke et sammenhængende datamateriale for planktonkomponenter og fiskeri og den nødvendige modelkapacitet til at lave konkrete analyser baseret på data fra vandområderne. En vurdering af den faktiske påvirkning af fiskeri på fytoplankton må derfor basere sig på litteraturanalyser eller modellering og kan kun i begrænset omfang valideres af dataanalyser.

Fiskeriets direkte påvirkning af bundfauna stammer fra den fysiske beskadigelse, som fiskeriets redskaber (skovle, kæder, liner, trawl, etc.) forårsager på havbundens organismer og sekundært på deres levesteder, herunder ændringer i havbundens struktur og i de biogeokemiske processer, der er relateret til sedimentets struktur og bundfaunaens ventilation af sedimentet. Der er relativt få studier af fiskerieffekter fra de kystnære og lavvandede områder, som er omfattet af VRD, hvorimod der er foretaget mange studier i åbne havområder på vanddybder >25 m. I et oversigtsstudie (Hiddink et al. 2017) er der afhængigt af sediment og redskabstype påvist bundfauna individ-dødeligheder på mellem 6-41% per redskabs passage. Hydrauliske muslingeskrabere ('suction dredges') påførte den højeste dødelighed efterfulgt af traditionelle muslingeskrabere, bomtrawl og almindelige bundtrawl. Der er fundet tilsvarende effekter (reduktioner i bundfaunaens indvidtæthed, artstæthed og biomasse som følge af direkte fysisk påvirkning af organismene eller gennem ændringer af habitatet) af forskellige bundslæbende redskaber i en lang række undersøgelser i Nordsøen, Kattegat og andre åbne farvande (se fx Kaiser et al. 2006, Frid et al. 2009, Reiss et al. 2009, Pommer et al 2016). Det har vist sig, at forskellige arter påvirkes af fiskeri i forskellig grad afhængig af biologiske karaktertræk såsom tilknytning til sedimentet, størrelse, livslængde, og føde- og formeringsstrategi således, at fx store, fastsiddende, langt-levende epifauna-arter har højere dødelighed end små, kortlivede infauna-organismer (se fx Duplisea et al. 2002, Jennings et al. 2002, Callaway et al. 2007). Der er således overbevisende evidens for, at bundslæbende redskaber vil påvirke kvalitetselementet bundfauna negativt i åbne farvande. I kystnære farvande, hvor der er betydelig anden antropogen påvirkning, er der mindre entydig evidens for fiskeriets påvirkning af bundfaunaen, muligvis fordi effekterne af andre presfaktorer maskerer effekten (se fx Lambert et al. 2017). Lukning af fiskeri efter muslinger i et område omkring Agerø i Limfjorden har således ikke medført betydende ændringer i

bundfaunaen selv 20 år efter lukningen, hvilket er langt mere end forventede regenerations og rekrutteringstider for de dyr, der ville blive påvirket af fiskeriet i området (Dinesen et al. 2015).

Den indirekte fiskeripåvirkning af kvalitetselementet fytoplankton hidrører fra fangst af eller ændret prædation på planktivore fisk og filtrerende skaldyr, som ændrer fødetilgængeligheden og græsningstrykket på zoo- og fytoplankton. Denne effekt kan i princippet forårsages af både aktive (herunder bundsløbende) og passive fiskeredskaber. Således kan fiskeriet gennem fangst af planktivore fisk nedsætte prædationstrykket på zooplankton, så zooplankton-mængden øges og fytoplankton-mængden (klorofyl a) reduceres, men den modsatte effekt (reduceret zooplankton-mængde og øget fytoplankton-mængde) er også observeret gennem fangst af prædatorer på planktivore fisk som fx torsk (fx Frank et al. 2005, Möllmann et al. 2008). Benthiske filtratorer spiller en nøglerolle i marine økosystemers funktion og fiskeriet af muslinger har potentiale til at reducere den samlede filtrationskapacitet i kystnære vandområder og derved påvirke mængden af fytoplankton (fx Petersen et al. 2013, Nielsen & Maar 2007, Møhlenberg 1995). Det er tidligere vist ved simple korrelationsanalyser, at der i Limfjorden er en sammenhæng mellem muslingebestanden og koncentrationen af klorofyl i vandet (Petersen et al. 2008), men en større litteraturanalyse viste, at der ikke er tilstrækkeligt datagrundlag til at dokumentere en sammenhæng mellem muslingefiskeri og fytoplankton koncentrationen i vandområderne (Petersen et al. 2018).

Det er formålet med denne rapport at undersøge om fiskeri påvirker kvalitetselementerne bundfauna og fytoplankton i vandområderne. Effekten af fiskeri med bundsløbende redskaber på bundfauna vil blive undersøgt ved at analysere for effekter på indikatoren Dansk Kvalitetsindikator (DKI, Henriksen et al. 2014), som er udviklet i relation til implementering af VRD, gennem konkrete analyser af data indsamlet i vandområderne for henholdsvis fiskeritryk og bundfauna sammensætning i NOVANA prøvetagningen. Effekten af fiskeri på fytoplankton vil blive opdelt i to: a) En modelanalyse af effekter af muslingefiskeri på fytoplankton koncentration baseret på data fra Limfjorden og b) en litteratursammenstilling af resultater af modelstudier af kaskadeeffekter af fisk på lavere trofiske niveauer. Det er ikke inden for projektets ramme at lave selvstændige modeller, der beskriver trofiske interaktioner som konsekvens af fiskeri.

2. Direkte effekter af fiskeri på havbunden

2.1 Indledning

Det er veldokumenteret, at fiskeri med bundslæbende redskaber som bundtrawl og muslingeskrabere påfører bundfaunaen en øget dødelighed, som varierer med redskabstype og habitatfølsomhed (Hiddink et al. 2017; Petersen et al. 2018), men det har også vist sig, at faunapåvirkningen fra redskaberne kan være væsentlig reduceret i områder med høj naturlig forstyrrelse (Lambert et al. 2017). I vandområderne er der generelt et højt niveau af naturlig såvel som antropogen forstyrrelse, hvilket kan gøre det vanskeligere at filtrere effekterne fra fiskeri fra de andre faunapåvirkninger (McLaverly et al. subm.).

I denne undersøgelse er der specifikt fokus på at afklare om presfaktoren fiskeri har en signifikant påvirkning af bundfaunaens tilstand i danske vandområder, der som standard monitoreres med DKI. Det primære mål med analysen har derfor været at estimere om fiskeri har en signifikant effekt på DKI. I tillæg til det primære mål er der foretaget en evaluering af presfaktorens tilstedeværelse og potentielle effekt i de enkelte vandområder. Dette er gjort ved at estimere udbredelsen og intensiteten af fiskeriet og ved at beregne et sæt standardindikatorer for fiskeripres, anbefalet af ICES (International Council for Exploration of the Sea). Disse indirekte estimater af presfaktorens effekt er baseret på en integration af alle tilgængelige monitoringsdata for fiskeriet i vandområderne: VMS (Vessel Monitoring System) data, AIS (Automatic Identification System) data, BB (Black Box system) data og logbøger.

Datagrundlaget for den primære effektanalyse udgøres af 1669 blødbunds-faunaprøver indsamlet under det nationale overvågningsprogram (NOVANA) fra 2014-2018, som er koblet individuelt til data for fiskeripåvirkning fra muslingefiskeriet indsamlet via BB systemet (Nielsen et al. 2018). Black Box systemet har siden 2013 været anvendt til at monitorere dansk fiskeri efter muslinger og østers i danske farvande og har en meget høj tidslig og rumlig opløsning (registrering af fartøjsposition og aktivitet hvert 10. sekund). Bundfaunaprøver og fiskeridata er koblet på en fin rumlig skala (kvadrater på 100 x 100m) og efterfølgende er variationen i DKI analyseret som respons på fiskeripåvirkningen med en generaliseret lineær mixet model (GLMM).

2.2 Materialer og metoder

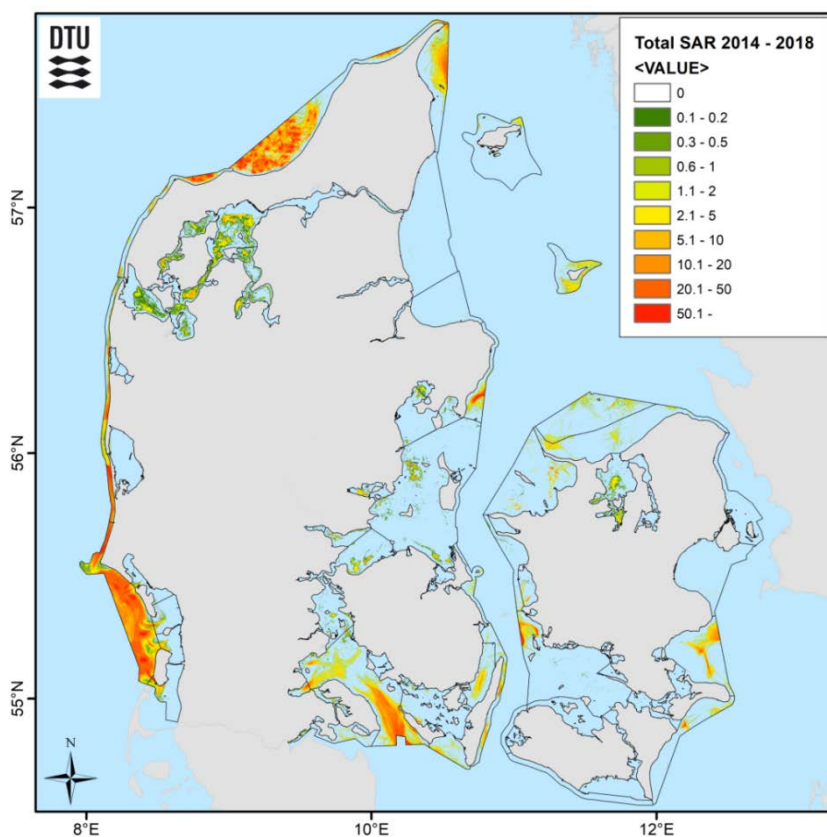
2.2.1 Intensitet, udbredelse og indikatorer for presfaktoren fiskeri i vandområderne

Det kystnære fiskeri i Danmark foregår fra relativt små fartøjer, hvoraf en stor del fisker med garn, mens fiskeriet med bundslæbende redskaber primært foregår med skrabere efter muslinger og østers, bomtrawl efter hesterejer, snurrevod efter rødspætter og med traditionelle bundtrawl efter torsk og fladfisk (Gislason et al. 2014). De bundslæbende redskaber har forskellig fysisk påvirkning af bunden under brug (påvirket areal og sedimentdybde), hvor eksempelvis snurrevod har en meget stor arealpåvirkning ($1 \text{ km}^2 \text{ t}^{-1}$) men kun af sedimentets øverste lag. Modsat forholder det sig for muslingeskrabere, som påvirker et væsentligt mindre areal per time fiskeri ($0,05 \text{ km}^2 \text{ t}^{-1}$), men går dybere i sedimentet end snurrevod (Eigaard et al. 2016). Redska-

bet, intensiteten og fiskeriets udbredelse har stor betydning for effekten på kvalitetselementerne, herunder ålegræs, og bør derfor altid inkluderes i beregninger og mål for det samlede fiskeripres i et givet område.

Kortlægningen af presfaktoren fiskeri inkluderer alle danske fiskerier med bundsløbende redskaber (bundtrawl, bomtrawl, snurrevod og muslingeskrabere) i vandområderne, som har været monitoreret med AIS data (Automatic Identification System), VMS data (Vessel Monitoring System) data eller BB data (Black Box) samt logbøger i perioden fra 2014-2018. Forskellen mellem de tre data typer er primært det tidsinterval, hvormed fiskefartøjets position og hastighed registreres og dermed, hvor præcist man kan kortlægge redskabernes havbundspåvirkning. BB data er de mest præcise og VMS data de mindst præcise. AIS data har meget variable tidsintervaller, nogle gange hvert 10. sekund, andre gange kan de mangle for en hel fangsttur (se evt. ICES 2018 og Nielsen et al. 2018 for en uddybning af de tre datatyper). AIS benyttes af stort set alle både, der anvender bundsløbende redskaber og inkluderer dermed også både med VMS eller BB og kan således blandt andet bruges til at validere observationer med de andre systemer. Det vurderes, at <2% af fiskeriet med bundsløbende redskaber foregår fra fartøjer, der ikke har et af positionssystemerne ombord og usikkerheden forbundet hermed er derfor lille. Denne vurdering baserer sig på en antagelse om, at de ikke-logbogspligtige fartøjer er de samme, som ikke har monitoringsudstyr ombord (Gislason et al. 2014). Imidlertid kan det ikke vurderes, hvor stor en usikkerhed manglende aktivering af AIS-udstyret under fiskeriet introducerer, men flere analyser har påvist, at denne fejlkilde er ganske stor (ICES 2019).

Arealet af den havbund, der påvirkes ved hver enkelt fiskeriindsats ('swept area' eller fodaftrykket per trawltræk), er estimeret ved brug af metoder udviklet af DTU Aqua (Eigaard et al. 2016, 2017), hvor informationer om de enkelte fartøjers fiskeriaktivitet fra BB, AIS eller VMS kobles med informationer om de anvendte redskaber (type, antal og størrelse af redskab) fra logbøger. Efterfølgende kan fodaftrykkene fra hver enkelt fiskeriaktivitet aggregeres over tid og rum, som det vurderes mest hensigtsmæssigt i forhold til analyse- eller kortlægningsformål. I figur 2.1 har vi for illustrationens skyld aggregeret de enkelte fodaftryk i hvert vandområde i kvadrater af 100 x 100 m og over en periode på fem år (2014-2018). Fiskeriintensiteten er således estimeret som 'swept area ratios' (SARs) for alle 5 år ved at dele periodens samlede redskabspåvirkning i hvert kvadrat (det kumulerede fodaftryk målt i m²) med arealet af kvadratet (10.000 m²). SAR-værdierne kan tolkes som udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte kvadrater er blevet direkte påvirket af fiskeri i perioden fra 2014-2018 (figur 2.1). En årlig middelfrekvens af fiskeripåvirkningen i perioden kan fås ved at dividere SAR estimaterne med 5.



Figur 2.1. Fiskeriintensiteten i vandområderne beregnet som femårige frekvenser for redskabspåvirkning af havbunden i kvadrater af 100 x 100 m.

På baggrund af de estimerede femårige SAR værdier er der beregnet 4 forskellige standardindikatorer, som ICES anbefaler i deres seneste rådgivning om monitorering af havbundspåvirkningen fra fiskeri med bundsløbende redskaber (ICES 2017):

- ICES Indikatoren '*fiskeriudbredelse – havbundsareal*' beregnes som summen af redskabspåvirket areal (swept area) for alle kvadrater per 5 år divideret med det totale (summerede) areal af alle kvadrater for farvandsområdet eller habitattypen. Hvis det areal, der påvirkes årligt i et kvadrat er større end kvadratets areal (hvis fiskeriintensiteten er >1), sættes det påvirkede areal lig med kvadratets areal. Denne indikator afspejler, hvor stor en andel af det monitorerede havbundsområde (fx vandområde eller habitattype) der påvirkes i en given periode.
- Til beregning af ICES Indikatoren '*fiskeriintensitet*' divideres det totale redskabspåvirkede areal (swept area) per 5 år med arealet af havbunden inden for farvandsområdet/habitattypen. For denne indikator kan det samlede areal som påvirkes af fiskeredskaberne være større end arealet af havbunden (fordi den samme havbund kan påvirkes flere gange per år). Denne indikator siger primært noget om den generelle intensitet (frekvens) hvormed havbunden i et givet område påvirkes af bundsløbende redskaber.
- Til beregning af ICES Indikatoren '*fiskeriudbredelse – andel af kvadrater påvirket*' divideres antallet af alle kvadrater, hvor der inden for 5 år er en påvirkning fra bundsløbende redskaber (uanset påvirkningens arealudbredelse) med det totale antal af kvadrater in-

den for monitoringsområdet. Denne indikator giver et "worst case" estimat for udbredelsen af fiskeripåvirkningen, med fokus på en længere tidshorizont, idet selv kvadrater med en meget lav fiskeriintensitet tæller som fuldt påvirkede.

- Til beregning af ICES Indikatoren '*fiskeriaggregering*' sorteres alle kvadrater først efter faldende påvirket areal (swept area) inden for hvert farvandsområde eller habitattype. Dernæst divideres det antal kvadrater med de højeste værdier, der tilsammen udgør 90% af den totale arealpåvirkning (fiskeriindsats), med det totale antal kvadrater inden for monitoringsområdet. Denne indikator afspejler primært fordelingen/aggregeringen af fiskeriet, dvs. om der findes områder, der fiskes med stor intensitet, mens andre fiskes med lav intensitet. En lav indikatorværdi betyder, at fiskeriet er koncentreret i en mindre procentdel af det totale antal kvadrater, mens en høj værdi omvendt betyder at fiskeriet er mere jævnt fordelt over en større andel af alle kvadrater for farvandsområdet eller habitattypen.

Kun de 16 vandområder i Danmark, hvor der næsten udelukkende er foregået fiskeri med fartøjer udstyret med et BB overvågningssystem, blev inkluderet i analyse af effekter på bundfauna. Denne filtrering af vandområder blev lavet, fordi fokuseringen på vandområder med kun BB-moniteret fiskeri tillader koblingen mellem individuelle faunaprøver og SAR-estimer med meget høj præcision. Derved har det været muligt at udnytte variationen imellem de 42 individuelle prøvetagningspositioner for hver NOVANA station til at estimere fiskeripåvirkningen. Denne differentiering mellem enkelte prøver fra samme NOVANA station ville ikke have været mulig med andre typer af monitorings data. Fartøjer udstyret med BB-systemet har en licens til fiskeri af blåmuslinger (og østers, hjertemuslinger og søstjerner) i danske farvande. BB-systemet gør det muligt at kortlægge og estimere fiskeredskabernes fysiske påvirkning af havbunden med høj geografisk præcision og lav kvantitativ usikkerhed. BB-systemet blev introduceret i 2012, men var først fuldt implementeret ved udgangen af 2013, og i analysen af fiskeriets effekter på DK1 indgår derfor kun BB data fra perioden 2014-2018. Disse data blev sammen med logbøger fra fiskeriet anvendt til at estimere årlige 'swept area ratios' (SARs) i de 16 vandområder ved hjælp af metoden beskrevet ovenfor.

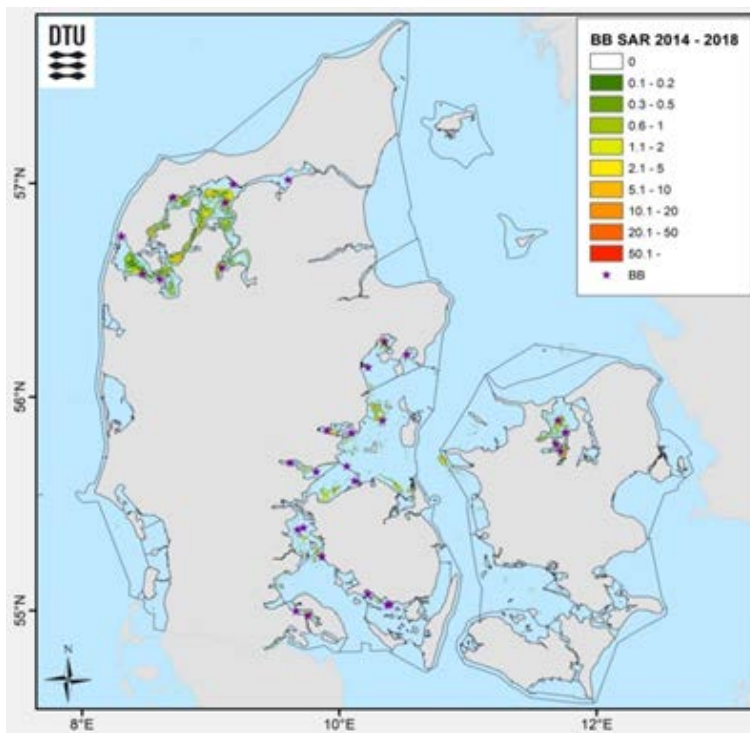
2.2.2 Fauna-, dybde- og iltdata

Der er indsamlet bundfaunaprøver på i alt 30 blødbundsfauna-stationer i perioden 2014-2018 i de 16 vandområder, hvor der findes fiskeriintensitetsdata med høj rumlig præcision og lav kvantitativ usikkerhed (BB data). Data fra disse 30 bundfaunastationer er inkluderet i analysen i form af udtræk fra overfladevandsdatabasen ODA (<https://odaforalle.au.dk/login.aspx>) og omfatter i alt 1669 hapsprøver (prøvetagningsareal 0,0143 m²) med bundfauna fra ovenævnte periode (tabel 2.1). Hver prøve giver information om blandt andet arts- og individantal. Nominelt indsamles der fra hver station bundfauna fra 42 prøvetagningspositioner i et stationsnet med en fast afstand i mellem de enkelte prøver. Afstanden mellem stationerne varierer i prøvenettet, men ligger typisk et sted mellem 100-500 m (i nogle tilfælde kan den dog være op til 1000 m). For hver af de 1669 prøver er der tilknyttet information om vanddybden på prøvetagningspositionen. For 1350 af de 1669 prøver er der ydermere information om iltforholdene (dybden af det oxiderede sedimentlag) på prøvetagningspositionen.

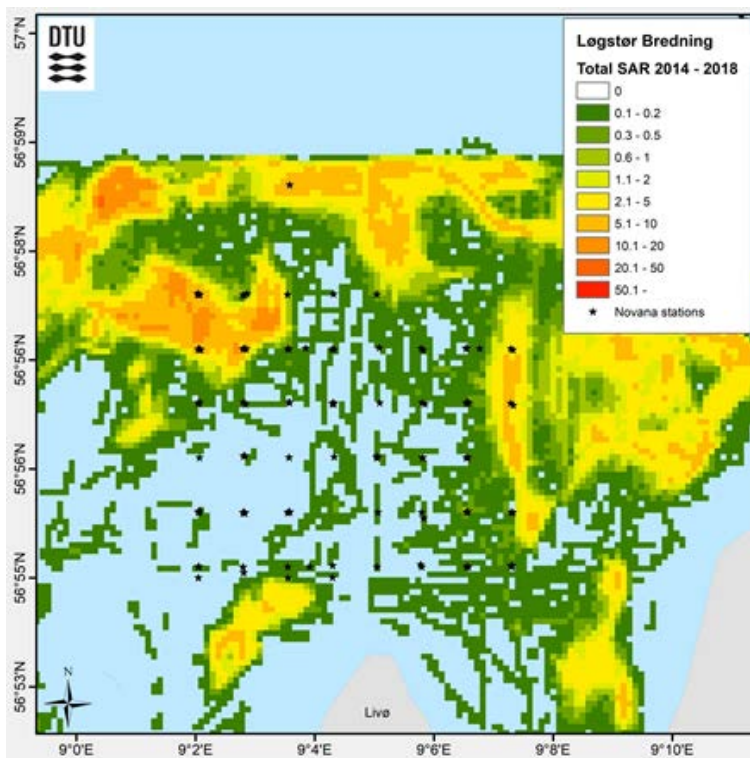
Tabel 2.1. Vandområder og stationer inkluderet i analysen af fiskerieffekter på blødbundsfaunaen. I tabellen er der kun inkluderet prøver med bundfauna (dvs. ingen faunatomme prøver).

Vandområde	Station	Antal prøvepositioner per år				
		201	201	201	201	201
Als Fjord	9591000				37	
Augustenborg Fjord	9592001		31			
Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord, Lovns	9374004		42		35	
Det sydfynske Øhav, åbne del	9651003		25		21	
	9651012		8		5	21
Ebeltoft Vig	9451003		41			33
Faaborg Fjord	9651014				33	
Horsens Fjord, indre	9433001		31			38
Isefjord, indre	9324001		16			
	9324004	42				
Isefjord, ydre	9321001		22			32
	9321006	42				
Lillebælt, Bredningen	9530001		42			26
	9530003	42				42
Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak	9000092	42				
	9372004		42			
	9373001		29		36	30
	9373002	42				
	9375012	40				
	9376002				3	
Nordlige Lillebælt	9510003				41	
	9511001	42			42	
Torø Vig og Torø Nor	9541007			42		
Vejle Fjord, indre	9513002		32		26	
Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	9402014				29	
	9430002		42		41	41
	9430004				37	
Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	9440004		42		42	42
	9441004		35			40
Total		292	522	42	428	385

Integrationen af data fra de to ovenævnte kilder, BB monitoringsdata for fiskeripåvirkningen og data for bundfauna, dybde og iltforhold fra ODA, udgør input datasættet for de statistiske analyser. De 30 stationer med bundprøver er jævnt fordelt over de indre danske farvande og fjorde og dækker størstedelen af de primære områder med muslingefiskeri (figur 2.2). Løgstør Bredning er anvendt som eksempel på, hvordan det ved hjælp af BB data er muligt at matche de enkelte (42) prøver fra NOVANA stationsnettet med den faktiske fiskeriintensitet på en meget fin rumlig skala (figur 2.3).



Figur 2.2. Prøvestationer inkluderet i analysen (markeret med en stjerne) samt fiskeriintensiteten i 2014-2018 (beregnet som femårig frekvens for redskabspåvirkning af havbunden i kvadrater af 100 x 100m ud fra BB data).



Figur 2.3. NOVANA-stationsnet i Løgstør Bredning med prøvepositioner og fiskeriintensitet i 100 x 100m kvadrater for perioden 2014-2018.

Analysen er fokuseret på de vandområder, hvor hovedparten af fiskeriet er monitoreret med BB data (dvs. muslingefiskeriet). Denne prioritering har medført, at nogle vandområder, hvor der foregår et væsentligt fiskeri med bundslæbende redskaber ikke er inkluderet, fx Skagerrak, Nordsøen ud for Vadehavet og syd for Djursland (figur 2.1). Den væsentligste årsag er, at de betydende fiskerier i disse områder primært er monitoreret med VMS data, hvor præcisionen er for dårlig til at koble et differentieret fiskeritryk på de enkelte faunaprøver med helt ned til under 200 m afstand (afstanden i mellem VMS positioner er typisk ca. 5 km). Det ville derfor ikke være muligt at lave en analyse på faunaprøveniveau, hvis disse (VMS) områder indgik i analysen. En sekundær årsag er, at der i disse områder også er betydende udenlandske fiskerier, hvorfra det ikke er tilgængelige monitoringsdata.

2.2.3 Statistiske analyser

For hver af de 1669 faunaprøver er der blevet beregnet en DKI-værdi i henhold til Henriksen et al. (2014). DKI er blevet anvendt i sin oprindelige version, da det nyere DKI_2 (salinitetskorregeret DKI) ikke kan anvendes direkte på individuelle hapsprøver (0,0143 m²), fordi salinitetskorrektionen forudsætter et prøvetagningsareal på minimum 0,1 m² (Henriksen et al. 2014). Efterfølgende er DKI-værdierne, sammen med tilhørende information om vanddybde (1669 observationer) og iltkoncentration (1350 af de 1669 observationer) på prøvetagningslokaliteten, blevet koblet individuelt med estimater for fiskeriintensiteten baseret på overlappet imellem de enkelte prøvetagningspositioner og 100 x 100 m kvadraterne. Faunaprøverne er koblet til 2-årige fiskeriintensiteter ($SAR \cdot 2Y^{-1}$), som er beregnet ved at summere den årlige SAR-værdi for kalenderåret for prøvetagningsstedet (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 ville kunne tage højde for. Fordi BB-systemet 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 DKI) 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 middelværdi og varians for effekten estimeres). Dette blev gjort under hensyntagen til påvirkningen fra dybde og iltforhold (dybden af det oxiderede sedimentlag) 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, at den nedre (0) og øvre (1) grænseværdi påvirkede resultatet. 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:

- (1) $DKI = Dybde + Station + \text{År} + e$
- (2) $DKI = Dybde + \text{Artsantal} + \text{Individantal} + Station + \text{År} + e$
- (3) $DKI = Fiskeri + Dybde + Station + \text{År} + e$
- (4) $DKI = Fiskeri + Dybde + \text{Artsantal} + \text{individantal} + Station + \text{År} + e$
- (5) $DKI = Fiskeri + Dybde + \text{Ilt} + Station + \text{År} + e$

hvor DKI er beregnet for 1669 haps prøver og e er ikke forklaret varians i modellerne (residual varians).

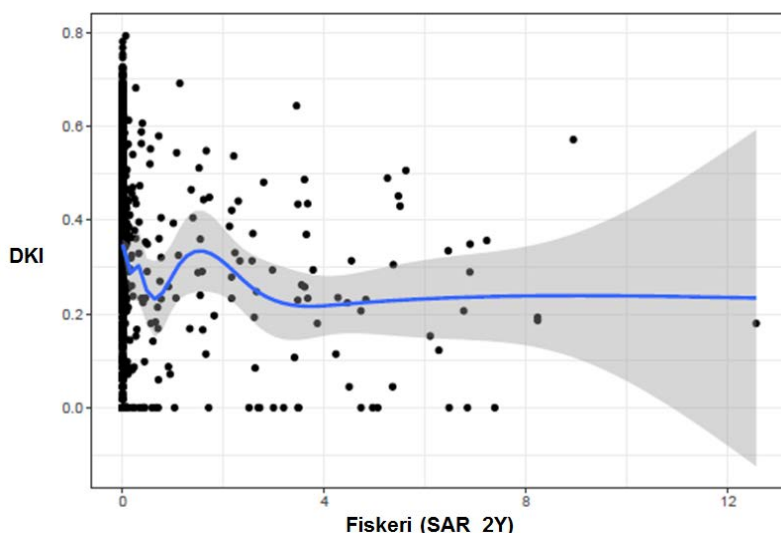
2.3 Resultater

Kortlægningen af fiskeriet fra VMS, AIS og BB data viste, at udbredelse og intensitet i perioden fra 2014-2018 er størst i vandområderne langs den jyske vestkyst, omkring Skagen og i det sydlige Lillebælt, men også lokalt i Limfjorden og de indre farvande er der høje intensiteter (figur 2.1).

Bedømt ud fra den første ICES indikator for fiskeripres 'fiskeriudbredelse – havbundsareal' er der tre vandområder, der skiller sig ud med over halvdelen af deres samlede areal påvirket af fiskeri i perioden: 119 Vesterhavet, syd (93%), 221 Skagerrak (60%) og 133 Vesterhavet, nord (59%) (Bilag 1). De samme tre områder har også de højeste årlige fiskeriintensiteter på hhv. 4,0, 2,7, og 1,4, beregnet som det totale redskabspåvirkede areal (swept area) per år divideret med arealet af vandområdet (ICES indikatoren 'fiskeriintensitet'). I otte vandområder ligger den procentvise arealpåvirkning over den femårige periode 'fiskeriudbredelse - havbundsareal' fra 20-44% (Lillebælt, syd; Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt; Anholt; Åbenrå Fjord; Djursland Øst; Storebælt, SV; Langelandssund; Fakse Bugt) og de årlige 'fiskeriintensiteter' varierer mellem 0,3 og 0,9. For de øvrige vandområder har mindre end 10% af arealet været påvirket af fiskeri fra 2014-2018.

Limfjorden skiller sig ud ved at have en relativ stor andel af kvadrater, der kun er fisket i en lille del af kvadratet (har et lille fodaftryk), hvorved en kortlægning baseret på kvadrater (tredje ICES indikator 'fiskeriudbredelse – gitterceller') kan give en "falsk" visuel forstørrelse af den faktiske arealpåvirkning (figurerne 2.1 og 2.2). Den faktiske arealpåvirkning i Limfjorden fra 2014-2018 er 13%, mens andelen af kvadrater fisket er 31% og den årlige intensitet er 0,1 (Bilag 1).

Et plot med indsat spline funktion viser ikke umiddelbart nogen tydelige sammenhænge mellem fiskeriintensiteter og DKI-værdier (figur 2.4).



Figur 2.4. Plot af 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.

For ingen af de fem modelformuleringer blev der i den GLMM-baserede analyse estimeret nogen signifikant effekt af fiskeriintensiteten på DKI-værdierne for bundfaunaprøverne (tabel 2.2). For de afprøvede modelformuleringer, baseret på det fulde datasæt (1669 observationer), blev der estimeret en signifikant effekt af dybde, artsantal og individantal på DKI. For modelformuleringen baseret på den delmængde af datasættet (1350 observationer), hvor der er data for ilt på prøvetagningspositionen, havde ingen af de forklarende variable signifikant effekt på DKI (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Primære modelresultater for de sammenlignede modeller. AIC (Akaikes informationskriterier) vurderer de forskellige statistiske modellers relative egnethed til at beskrive et givet datasæt – modellen med den laveste AIC værdi beskriver data bedst. * station og år er modelleret som "random effects", hvor kun middelværdi og varians for effekten estimeres.

GLMM analyse med datasæt-1 (1669 observationer)	Signifikante effekter (p<0.05)	AIC værdi
DKI ~ Dybde + Station* + År*	Dybde	-2132.5
DKI ~ Dybde + Artsantal + Individantal + Station + År	Dybde, Artsantal, Individantal	-3002,4
DKI ~ Fiskeri + Dybde + Station + År	Dybde	-2132.3
DKI ~ Fiskeri + Dybde + Artsantal + individantal + Station + År	Dybde, Artsantal, Individantal	-3001.8
GLMM analyse datasæt-2 (1350 observationer med iltmålinger)	Signifikante effekter (p<0.05)	AIC værdi
DKI ~ SAR + Dybde + Ilt + Station + År	----- ingen-----	-1582.1

2.4 Diskussion

I analysen anvendte vi generaliserede lineære mixede modeller (GLMM) til at undersøge påvirkningen af DKI fra fiskeri med muslingeskrabere i de vandområder, hvor der ikke var andet fiskeri med bundsløbende redskaber. Modelresultaterne viste, at fiskeriintensitet ikke havde nogen signifikant effekt på DKI, mens dybde, artsantal og individantal i flere modelkørsler havde signifikant effekt på DKI. Dette resultat kan umiddelbart forekomme i modstrid med kortlægningen og de fire ICES-indikatorer, der viser, at der foregår et betydeligt fiskeri i flere af vandområderne (figur 2.1 og Bilag 1).

En mulig forklaring på, at DKI ikke udviste en respons på fysisk påvirkning fra fiskeri, kan være, at dette indeks primært er udviklet til at monitere effekterne af forurening og eutrofiering, og derfor vægter arternes hyppighed i prøverne med de enkelte arters følsomhed overfor netop disse presfaktorer (Henriksen et al. 2014). Herved kan der være opstået en skævvridning i indeksvægtningen af arternes følsomhed i forhold til fysiske presfaktorer idet de karaktertræk, som gør en art sårbar overfor fx organisk belastning og dårlige iltforhold, ikke nødvendigvis er de samme træk, som gør arten sårbar overfor mekanisk påvirkning fra fiskeri. En sådan skævhed vil formentlig medføre, at DKI er mindre følsomt overfor fiskeripåvirkninger end overfor fx iltvindshændelser.

Tidligere analyser af fiskeripåvirkningen af DKI i farvandene omkring Danmark har vist blandede resultater. Hansen & Blomqvist (2018) fandt en signifikant negativ korrelation mellem DKI og

trawlintensitet i 5 ud af 8 undersøgte datasæt, mens (Gislason et al. 2017) i en lignende analyse ikke fandt nogen signifikant effekt af trawlingintensitet på DKI, men derimod en signifikant negativ effekt på det totale antal af individer i faunaprøverne. Begge disse analyser var dog baseret på datasæt fra de dybere, centrale dele af Kattegat, hvor miljøforhold og presfaktorerne er markant anderledes end i vandområderne, hvilket vanskeliggør en direkte sammenligning med resultatet fra vandområderne. Miljøforholdene i de analyserede vandområder har generelt et højt niveau af naturlig og antropogen forstyrrelse. Dette kan være en medvirkende årsag til det manglende respons i DKI på fiskeri i analysen, idet det har vist sig, at fiskeripåvirkningen af bundfauna er væsentligt reduceret i områder med høj naturlig forstyrrelse (Lambert et al. 2017) og at detektion og estimering af fiskerief effekter generelt er vanskelig i sådanne områder med høj "baggrundsforstyrrelse" (Diesing et al. 2013; Van Denderen et al. 2015).

Igangværende analyser i Limfjorden, Horsens Fjord og Lillebælt (McLavery et al. subm.) viser dog, at muslingefiskeriet i de kystnære farvande har en signifikant påvirkning på faunaens artsammensætning (at fiskeriet kan medføre en udskiftning af arter, men uden at biodiversiteten nødvendigvis ændres) og biomasse (uden at signalet dog er entydigt) og muligvis ville anvendelse af et indeks eller en indikator med øget fokus på samlet biomasse og/eller den specifikke artssammensætning af faunaprøverne have givet et større respons på fiskeripåvirkning i en tilsvarende analyse.

I forhold til generelle økologiske mekanismer er det umiddelbart overraskende, at iltforholdene (dybden af det oxiderede sedimentlag) på de enkelte prøvetagningspositioner ikke havde signifikant effekt på DKI, men forklaringen ligger formentlig i den måde stationsnettene er designet på. Med 42 prøver med lille afstand placeret centralt i de dybere områder af de enkelte bassiner er det sandsynligt, at størstedelen af prøverne fra samme station har været udsat for ens iltforhold og at effekten af fx iltvindshændelser på faunasammensætning er inkluderet i modellens stationseffekt. Dybden havde en signifikant effekt på DKI i alle modelkørslerne baseret på det fulde datasæt. Dette er påvist i andre studier og ofte forklaret med, at dybden er et indirekte mål for en række andre miljøfaktorer, som fx salinitet, temperatur og iltforhold (Pommer et al. 2016). At dybden er et indirekte mål for andre miljøfaktorer kan også forklare, at ilt ikke estimeres til at have en signifikant effekt i analysemodellen, mens dybde gør.

2.4.1 Data og metodemæssige styrker og forbedringsmuligheder

En af styrkerne ved den anvendte analysemetode er fokuseringen på BB data, som har tilladt koblingen af individuelle faunaprøver og SAR-estimerer med høj præcision. Derved har det været muligt at udnytte variationen imellem de 42 individuelle prøvetagningspositioner for hver NOVANA station til at estimere fiskeripåvirkningen. For det analyserede datasæt har muligheden for at modellere effekterne på prøveniveau i stedet for stationsniveau betydet en stigning i antallet af observationer fra 49 (stationer) til 1669 (prøver).

Fokuseringen på BB data og dermed præcision i fiskeripåvirkningen har dog også medført nogle datamæssige begrænsninger, som sammen med en række andre data- og metodemæssige forhold giver et fingerpeg om mulige forbedringer af den anvendte analysemetode:

- *Manglende dækning i BB data:* Udfald i udstyret og/eller mangler i udfyldelse af logbogsdata og koblingen af disse til BB data kan potentielt kan have medført en underestimering af fiskeripåvirkningen af de analyserede bundprøver (Eigaard et al. in press). Dette forhold tilfører analysen øget usikkerhed, men fremadrettet vil denne usikkerhed

kunne fjernes ved, at der investeres midler i at kvalitetssikre såvel black box data som logbogsdata og at dette i vid udstrækning sker gennem automatiserede procedurer og ikke udelukkende er afhængig af manuelle indsatser (Eigaard et al. in press.).

- *Replikater over tid:* Bundfaunadata inkluderet i analysen dækker kun fem år (2014-2018), og med typisk 2-3 år imellem indsamlinger på samme station (tabel 2.1) er datagrundlaget for at estimere årseffekter i modellen, som fx rekrutteringssucces, spinkelt. Med inklusion af data over en længere periode (flere prøve-replikater over tid) ville analysen kunne give mere robuste resultater, men dette er ikke muligt foreløbig, fordi BB-systemet først blev fuldt implementeret i udgangen af 2013 (og fordi prøvetagningsfrekvensen kun er 3-årig).
- *Anvendt mål for fiskeripåvirkning:* I analysen er bundfaunadata koblet til 2-årige SAR værdier, der følger kalenderåret, hvilket betyder, at der potentielt kan være en underestimering af den kortsigtede fiskeripåvirkning (i månederne umiddelbart inden prøvetagningen). De 2-årige SAR værdier med kalenderåret blev valgt dels fordi prøvetagningstidspunktet (april, maj, juni) varierede for NOVANA stationerne og dels for at tage højde for det sæsonmæssige aspekt i muslingefiskeriet (at sæsonen ikke dækker hele året og også kan forskydes mellem årene). I andre analyser (fx McLaverty et al. accepted) er SAR værdierne estimeret bagud i tid med udgangspunkt i det præcise prøvetagningstidspunkt. Også antal dage siden fiskeripåvirkning har været anvendt (McLaverty et al. subm.) og muligvis kunne disse alternative mål for fiskeripåvirkningen have givet et mere robust resultat i denne analyse.
- *Salinitetskorrektions:* I de GLMM-baserede analyser er DKI anvendt i sin oprindelige version, da DKI_2 (salinitets korrigeret DKI) ikke kan anvendes direkte på individuelle hapsprøver ($0,0143 \text{ m}^2$), fordi salinitetskorrektionen forudsætter et prøvetagningsareal på minimum $0,1 \text{ m}^2$ (Henriksen et al. 2014). Dette kan være en medvirkende årsag til, at modelleringen ikke viser en signifikant effekt af fiskeri på DKI, men omvendt må det forventes, at modellen tager højde for salinitetseffekterne på faunasammensætningen ved brug af station som 'random effect'.
- *Faunatomme prøver:* I dataudtrækket fra ODA var det ikke muligt at inkludere faunatomme prøver (prøver hvor der ikke blev fundet dyr) og de prøver kunne derfor ikke inkluderes i analysen. Antages det, at der på hver af de 49 enkelte stationsprøvetagninger i analyseperioden (tabel 2.1) er taget 42 individuelle hapsprøver, mangler der 389 faunatomme prøver i analysen. Det er vanskeligt at vurdere om inklusion af disse prøver ville ændre modelresultaterne, men muligheden foreligger og derfor vil det være hensigtsmæssigt at få justeret databasen, så faunatomme prøver indgår i fremtidige udtræk og analyser.

Som beskrevet ovenfor er fokuseringen på BB-data en styrke ved den statistiske modellering i forhold til at koble de enkelte bundprøver til den faktiske fiskeripåvirkning, men den er også samtidig en svaghed i den overordnede analyse af effekterne i alle fiskeripåvirkede vandområder. Dette skyldes, at flere vandområder med væsentlig fiskeripåvirkning ikke har BB data og derfor ikke er inkluderet i analysen. På den baggrund er det usikkert i hvor høj grad resultaterne fra BB-områderne kan generaliseres til at gælde for alle vandområder. Der er to forhold, som taler for, at resultaterne kan generaliseres:

- i. At gradienten af fiskeriintensitet (SAR-værdier) i BB-datasættet er bred og jævnt fordelt med prøver der påvirkes fra 0 og op til 6 gange om året (12 gange i løbet af 2 år, figur 2.4), hvilket må formodes at være nogenlunde repræsentativt for alle vandområderne;
- ii. At der i de fleste vandområder uden BB-data også er meget høje niveauer af anden forstyrrelse end fiskeri, som kan gøre det svært at detektere fiskeriefekter med brug af DKI. Især naturlig fysisk forstyrrelse (strøm og bølger mm.) påvirker bundfaunaen i kystvandet udenfor BB-datasættet, og denne type af forstyrrelse kan medføre en reduceret faunapåvirkning fra fiskeri (Lambert et al. 2017).



© Dansk Skaldyrcenter.

3. Fiskeriets effekt på muslingebankers filtrationspotentiale

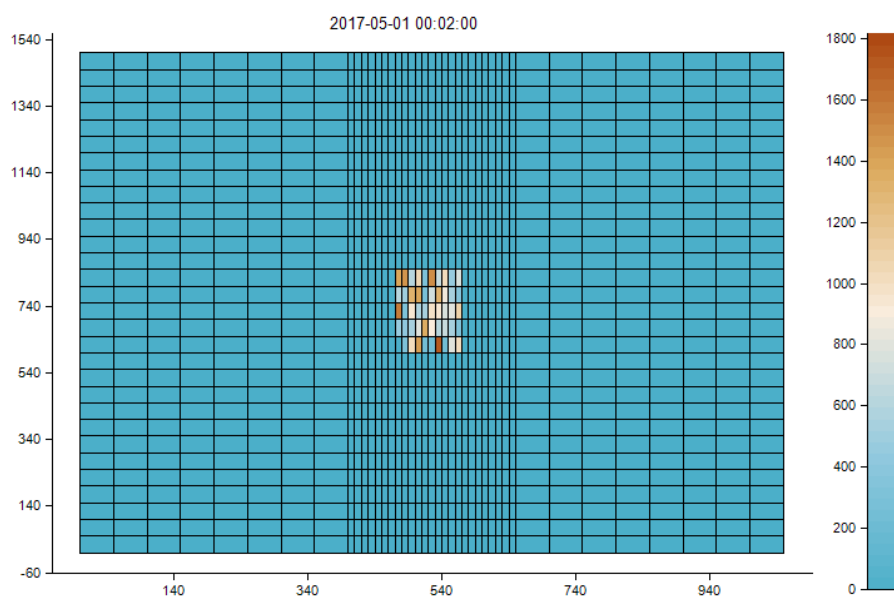
3.1 Indledning

Bundfiltratorer lever af at filtrere vandet for fytoplankton og spiller en vigtig rolle i marine økosystemer, idet de omsætter en stor del af den pelagiske primærproduktion. Bundfiltratorer udgør omkring 30% af bunddyrene (Riemann et al. 2016) og domineres i de fleste områder af muslinger (blåmusling, sandmusling og hjertemusling) eller søpunge (Josefson & Rasmussen 2000). Beregninger fra forskellige danske fjorde viste, at bundfiltratorer potentielt kunne filtrere vandsøjlen op til flere gange i døgnet (Josefson & Rasmussen 2000, Petersen et al. 2012). Selvom filtratorerne har kapacitet til at filtrere hele vandsøjlen, vil dette kun være muligt i perioder med opblanding. I de danske fjorde og kystnære farvande er vandsøjlen ofte lagdelt og dermed begrænset adgangen til føden i det øvre produktive lag. Der dannes ofte et grænselag med lav fødekonzentrationen over bunden, da transporten af føde er lavere end filtrationspotentialet (Nielsen & Maar 2007, Petersen et al. 2013). I Limfjorden blev der observeret fortynding af klorofyl (Chl a) ved bunden og en lav muslingefiltration (pga. lukkede skaller) ved lave strømhastigheder på 0,01-0,02 m s⁻¹. Ved højere strømhastigheder på 0,04-0,07 m s⁻¹, hvor Chl a var mere jævnt fordelt i vandsøjlen, var filtrationen derimod større (Dolmer 2000). I den lagdelte periode forøges fytoplankton i overfladen, indtil vandsøjlen igen opblandes og kontakten med bundfiltratorerne genetableres (Maar et al. 2010, Petersen et al. 2013). Især over blåmuslingebanker er der blevet observeret et drastisk fald i biomasse af fytoplankton, når vandsøjlen blev opblandet (Møhlenberg 1995, Nielsen & Maar 2007, Petersen et al. 2013). Fiskeri af bundlevende blåmuslinger kan derfor forøge fytoplankton biomassen (målt som Chl a), hvis muslingernes filtrationspotentiale reduceres som følge af en mindre tæthed af muslinger efter muslingefiskeri. På den anden side kan fiskeriet være med til at tynde ud i bestanden. Dette kan ved meget høje tætheder af muslinger, hvor der er en høj fortynding af føde over banken og derfor en mindre effektiv filtration og vækst af muslinger, øge realiseringen af det bentiske græsningspotentiale og dermed væksten hos muslinger midt i banken. I dette tilfælde vil de tilbageværende muslinger få en større fødetilgængelighed, mere effektiv filtration og større vækst end før fiskeriet. Det vides dog ikke, om en sådan udtynding vil kunne resultere i lavere Chl a. Formålet med denne analyse er at undersøge, om muslingefiskeri kan forårsage synlige kaskadeeffekter på biomassen af fytoplankton. Dette blev undersøgt ved hjælp af en 3D fysisk model koblet til en muslingefiltrations- og vækstmodel.

3.2 Modelopsætning og scenarier

Der blev opsat en lokal 3D model for en muslingebanke i Løgstør Bredning i Flexsem systemet (Larsen et al. 2017) på en rumlig skala af 1,50 x 1,05 km med en høj horisontal opløsning på 10-50 m og en 5 m vandsøjle med 5 vandlag af 1 m tykkelse (figur 3.1). Modellen forceres af strømhastigheder udtrukket fra Flexsem hydrodynamisk model for Limfjorden fra 1. maj til 31. december 2017, som er valideret mod vandstand, temperatur og salinitet (<https://marweb.dmu.dk/Flexsem/models/models.aspx?menu=lf>). Vindhastigheder udtrukket fra en meteorologisk model bruges til at forcere den vertikale opblanding. Den vertikale turbulente diffusion

afhæng af vindhastigheden opløftet i tredje (Petersen et al. 2012) og varierede fra 10^{-5} til $10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Ved de åbne rande indlæses tidlige vertikale profiler af T, S og Chl a fra NOVANA monitoringsdata i Løgstør Bredning. En muslingebanke blev placeret midt i modelområdet med en størrelse på $250 \times 100 \text{ m}$ (50 celler af $50 \times 10 \text{ m}$), som svarer til den observerede rumlige fordeling af muslingebanke i Limfjorden. Antal muslinger per m^2 på muslingebanken i modellen blev fastsat baseret på målinger med side scan sonar data fra Løgstør Bredning (figur 3.1). Feltdata viste, at der var én dominerende muslingekohorte med en gennemsnitlig ($\pm \text{SD}$) tæthed på 895 ± 419 individer per m^2 på banken (inkl. de bare områder mellem muslingeforekomster) før fiskeri (tabel 3.1). En sådan fordeling er ikke usædvanlig i danske fjordområder eller muslingefiskeriområder (J.K. Petersen pers. komm.). Dvs. den højeste tæthed var på 1810 ind m^{-2} og den mindste tæthed på 40 ind m^{-2} . Uden for muslingebanken var tætheden sat til nul. Muslingefiltration og vækst per individ blev baseret på en dynamisk-energi-budget (DEB) model (Maar et al. 2015). Filtrationen beskrives som en funktion af temperatur, fødekonzentration og skallængde. Ved en fødekonzentration på $<0,5 \text{ mg Chl a m}^{-3}$ stopper filtrationen, da muslingerne lukker skallerne (Dolmer 2000, Riisgard et al. 2003, Saurel et al. 2007). Muslingerne filtrerer fytoplankton fra vandet, der passerer hen over banken fra forskellige retninger. Den gennemsnitlige strømhastighed var $0,04 \pm 0,03 \text{ m s}^{-1}$. Den samlede filtrationskapacitet er summen af filtrationen for alle muslingerne i kohorten. Dødelighed og rekruttering er ikke medtaget i modellen. Fytoplanktonvækst er ikke medtaget i modellen, da den er ubetydelig (max 1-3 gange per dag) i forhold til en gennemskylning på 14-35 gange per dag i det forholdsvis lille modelområde. Muslingerne i modellen havde ved starten af modelperioden en gennemsnits ($\pm \text{SD}$) skallængde på 4,1 cm og størrelse på 5,27 g vådvægt (VV) baseret på feltmålinger i maj (tabel 3.1).



Figur 3.1. Initialfordeling af muslinger i banken (ind m^{-2}) i midten af modelområdet i reference A og B. I fiskeriscenarier er fordelingen den samme, men med en lavere tæthed. Uden for muslingebanken er antallet sat til nul. De store celler er $50 \times 50 \text{ m}$ og de små celler er $10 \times 50 \text{ m}$ store.

Tabel 3.1. Felldata fra muslingebanke i Løgstør Bredning maj måned angivet som gennemsnit \pm SD. Vådvægt (VV) er for hele muslingen (inkl. skal).

	Skallængde cm	Vådvægt per individ g VV	Beregnet biomasse i banken kg VV m ⁻²	Beregnet tæthed i banken Ind m ⁻²
Før fiskeri	4,1 \pm 0,5	5,27 \pm 1,04	4,72 \pm 2,27	895 \pm 419
Efter fiskeri	4,1 \pm 0,5	5,27 \pm 1,04	4,34 \pm 2,25	845 \pm 416

Modellen blev kørt som 2 serier (A og B) med i alt i fem forskellige opsætninger. I modelreferencerne er der ikke fiskeri på muslingebanken. Referencerne blev inddelt i A og B for henholdsvis målt Chl a og halvering af Chl a koncentration (tabel 3.2, figur 3.2A). I scenarier med fiskeri blev det antaget, at størrelsessammensætningen af muslinger var uændret, men at tætheden var reduceret baseret på observationer (tabel 3.1). I scenarie A1 blev tætheden reduceret til et gennemsnit på 845 \pm 416 ind m⁻² efter fiskeri (tabel 3.1), som svarede til et fiskeri på 9 t VV eller 8% af muslingebiomassen på banken (tabel 3.2). I scenarie A2 er der en fordobling af fiskeriet (16% af biomassen). Fiskeriscenarie A1 (8% af biomassen) er baseret på et typisk fiskeri med brug af 4 skrabere på hver 1,5 m bredde og skrabelængder på 200 m (Saurel et al. 2019) i Løgstør Bredning. I scenarie B1 blev Chl a koncentrationen halveret (konstant værdi i hele perioden) for at undersøge om en lavere fødekonzentration vil påvirke filtrationspotentialet med og uden fiskeri.

Tabel 3.2. Oversigt over model referencer (Ref, uden fiskeri) og modelscenarier (Sc, med fiskeri), startbetingelser og gennemsnitlig Chl a koncentration uden for banken.

Serie	Forklaring	Fiskeri af muslinge-biomasse %	Fisket biomasse t VV	Biomasse på banken kg VV m ⁻²	Tæthed på banken ind m ⁻²	Gns. Chl a concentration mg m ⁻³
Ref A	Ingen fiskeri	-	-	4,72	895 \pm 419	7,6 \pm 3,4
Sc A1	Fiskeri fra felldata	8	9	4,34	845 \pm 416	7,6 \pm 3,4
Sc A2	Fordoblet fiskeri	16	18	3,97	754 \pm 413	7,6 \pm 3,4
Ref B	Ingen fiskeri + halveret fødemængde	-	-	4,72	895 \pm 419	3,8 \pm 0
Sc B1	Fiskeri + halveret fødemængde	8	9	4,34	845 \pm 416	3,8 \pm 0

3.3 Resultater

I alle scenarier med fiskeri af muslinger i maj måned blev tørvægten og skallængden af den enkelte musling forøget i forhold til deres referencer uden fiskeri (tabellerne 3.3 og 3.4). Forskellen som følge af fiskeri blev større over tid således, at tilvæksten for den enkelte musling sammenlignet med en situation uden fiskeri var større i december end i september. Fiskeri kan derfor have en gavnlende effekt på bestanden af muslinger ved at mindske fødebegrænsningen og give større muslinger.

I A scenarier baseret på Chl a data fra Løgstør Bredning blev den totale muslingebiomasse (t VV) for hele banken dog i alle tilfælde mindre ved fiskeri end uden fiskeri. Dette skyldes i) at den øgede individuelle vækst efter fiskeri ikke kunne kompensere for den fiskede mængde muslinger fra banken, og ii) at muslingerne uden fiskeri ikke var fødebegrænsede nok til, at udtyndingen havde en tydelig effekt. Det betyder, at filtrationspotentialt generelt var mindre efter fiskeri. Der var generelt en forøget Chl a koncentration ved et øget fiskeri og denne effekt var synlig over tid både i midten og ved yderkanten af muslingebanken (figur 3.2B-C). De tidlige ændringer var op til $0,61 \text{ mg m}^{-3}$ og $1,30 \text{ mg m}^{-3}$ i hhv. scenarie A1 og A2 i yderkanten af banken (figur 3.2B). Der var en stor rumlig variation i Chl a ændringer hen over banken med en gennemsnitlig forøgelse på hhv. $0,11 \text{ mg m}^{-3}$ (max $0,14 \text{ mg m}^{-3}$) og $0,22 \text{ mg m}^{-3}$ (max $0,30 \text{ mg m}^{-3}$) i hhv. scenarie A1 og A2 fra maj til december (figur 3.2, figur 3.3 t.v.). Dvs. ved de gældende forhold i Løgstør Bredning med relativt høje Chl a koncentrationer gav fiskeri en negativ effekt på miljøtilstanden via en forøgelse af kvalitetselementet fytoplankton repræsenteret ved indikatoren Chl a og denne effekt blev forøget med mere fiskeri.

Tablet 3.3. Modelresultater for muslingevekst 1. september angivet som gennemsnit \pm SD.

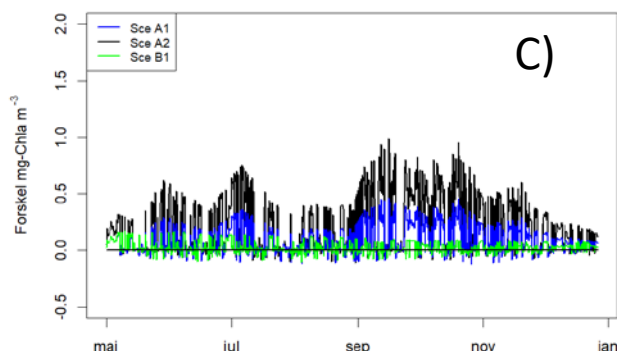
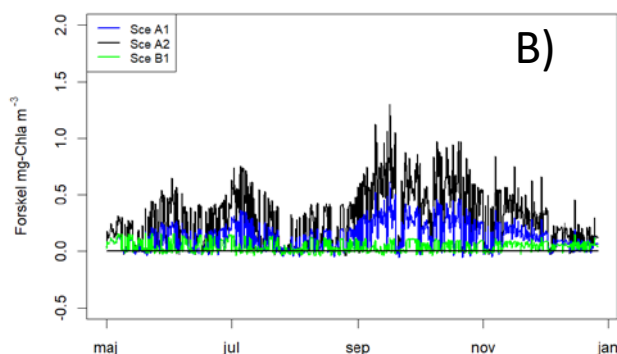
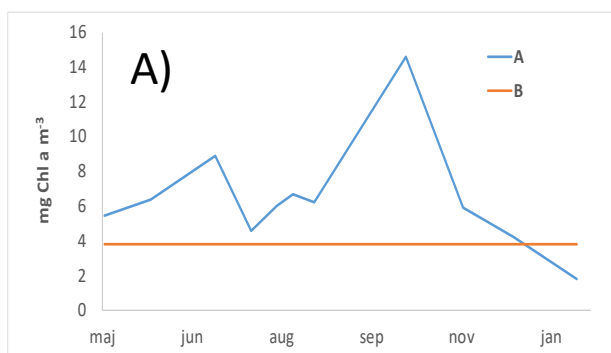
Serie	Skallængde cm	Vådvægt per individ gVV ind ⁻¹	Total vådvægt per areal kg VV m ⁻²	Total vådvægt T VV	Tæthed Ind m ⁻²
Reference A	4,68 \pm 0,26	9,0 \pm 2,2	7,8 \pm 3,6	194 \pm 91	895 \pm 419
Scenarie A1	4,74 \pm 0,26	9,5 \pm 2,2	7,5 \pm 3,7	189 \pm 92	824 \pm 416
Scenarie A2	4,81 \pm 0,26	10,1 \pm 2,1	7,3 \pm 3,8	183 \pm 95	754 \pm 413
Reference B	4,43 \pm 0,22	6,4 \pm 2,5	5,4 \pm 2,8	135 \pm 71	895 \pm 419
Scenarie B1	4,47 \pm 0,23	5,3 \pm 2,4	5,3 \pm 2,8	133 \pm 70	824 \pm 416

I B1 scenariet med halveret fødekonzentration var den totale biomasse af blåmuslinger stadig mindre i september, men i december sås derimod, at den totale biomasse nu var den samme efter fiskeri sammenlignet med uden fiskeri (tabel 3.3 og 3.4). Muslingerne på banken var mindre fødebegrænsede efter fiskeri og den forøgede vækst kom til at kompensere for den lavere tæthed. Forskellen i Chl a koncentration var svagt positiv $<0,20 \text{ mg m}^{-3}$ over tid ved yderkanten af muslingebanken, men i midten af banken blev forskellen derimod mindre og svingede omkring nul (figur 3.2B-C). Den rumlige fordeling viste også, at ændringer i Chl a koncentrationen var mere ujævnt fordelt i forhold til scenarie A1 (figur 3.3 t.h.). Dvs. at muslingernes indbyrdes placering

og konkurrence om føde gav et forskelligt respons til fiskeri. Chl a koncentrationen blev gennemsnitligt forøget over banken med $0,04 \text{ mg m}^{-3}$ for hele perioden ved lav fødekonzentration, hvilket var lavere end for scenarie A1 baseret på højere fødekonzentrationer fra Løgstør Bredning.

Tabel 3.4. Modelresultater for muslingevækst i slutningen af december angivet som gennemsnit \pm SD.

Serie	Skallængde cm	Vådvægt per individ G VV ind ⁻¹	Total vådvægt per areal kg VV m ⁻²	Total vådvægt t VV	Tæthed ind m ⁻²
Reference A	5,61 \pm 0,37	17,7 \pm 6,1	15,1 \pm 6,9	378 \pm 157	895 \pm 419
Scenarie A1	5,71 \pm 0,37	18,9 \pm 7,1	14,8 \pm 7,1	370 \pm 161	824 \pm 416
Scenarie A2	5,83 \pm 0,37	20,3 \pm 7,3	14,5 \pm 7,3	361 \pm 167	754 \pm 413
Reference B	4,72 \pm 0,35	8,8 \pm 4,1	7,3 \pm 4,1	183 \pm 76	895 \pm 419
Scenarie B1	4,78 \pm 0,36	9,6 \pm 4,0	7,3 \pm 4,0	183 \pm 77	824 \pm 416

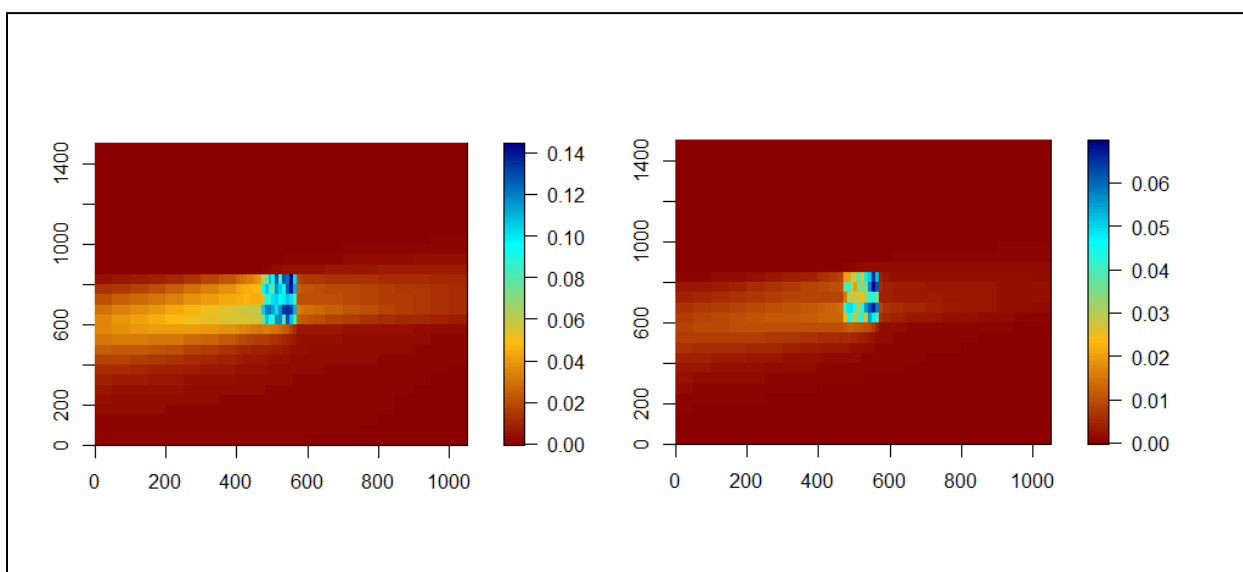


Figur 3.2. A) målte Chl a koncentrationer i Løgstør Bredning i serie A og konstant koncentration på $3,8 \text{ mg m}^{-3}$ i serie B. Modelleret forskel i Chl a koncentrationen (mg m^{-3}) mellem scenarier og respektive referencer for B) ved yderkanten øverst af banken og C) i midten af banken.

3.4 Diskussion

Fiskeriets effekt på muslingernes filtrationspotentiale afhænger af den tilgængelige fødemængde og vil mest sandsynligt have en samlet negativ eller ingen effekt på Chl a koncentrationen. Den negative effekt øges med mere fiskeri og højere Chl a koncentration (mindre fødebe-grænsning). Den gennemsnitlige maksimale Chl a forøgelse over muslingebanken svarede til 2-4% (maj til december) i de to A scenarier, mens den i scenarie B var på <1% af baggrundskoncentrationen. Dvs. ændringerne var forholdsvis små over muslingebanken ved det givne fiskeri. På en mindre skala, inden for selve muslingebanken, vil der kunne forekomme kortvarige større ændringer (figur 3.2C). Et forøget fiskeri fra fx flere både i samme område vil give en tilsvarende større negativ effekt. Den samlede effekt i et område vil afhænge af muslingebankernes rumlige fordeling og sammensætning, deres indbyrdes konkurrence om fødetilgængelighed (dvs. om

der er fødebegrænsning) samt størrelsen af fiskeriet. I denne anvendelse er anvendt fiskeritryk svarende til 8-16% af bestanden af blåmuslinger. Til sammenligning blev der i Løgstør Bredning i perioden fra fiskerisæsonen 2010/11 til sæsonen 2017/18 fisket mellem 1-20% af bestanden på bassinskala. I en sæson blev der fisket 20% af bestanden og i 2 sæsoner blev der fisket 6-8%. I alle andre sæsoner blev der fisket mellem 1-3% af bestanden på vanddybder >3 m. Dermed hører de valgte scenarier til i den konservative ende af det realiserede fiskeritryk på skala af hele bassiner. Hvis muslingebiomassen i et område derimod mindskes drastisk på grund af fx overfiskeri, iltsvind eller forøget prædation, vil den samlede filtrationskapacitet falde yderligere og der vil potentielt kunne ses en signifikant forøgelse af Chl a koncentrationen (Carstensen et al. 2013).



Figur 3.3. Forskellen i Chl a koncentration (mg m^{-3}) over muslingebanken mellem scenariet uden fiskeri ift med fiskeri for A1 (t.v.) og B1 (t.h.). Bemærk at skalaen er forskellig.

Den anvendte model dækker kun et lille område, men har til gengæld en høj horisontal opløsning ned til 10-50 m. Dvs. den opererer på samme skala, som den observerede rumlige fordeling af muslingebanker i Limfjorden. Hastighedsprofiler er udtrukket af en valideret fuld 3D hydrodynamisk model og burde derfor være realistiske. Beskrivelse af den vertikale opblanding er en simplificering i forhold til en fuld turbulensmodel, men de anvendte diffusionsrater er sammenlignelige med tidligere værdier beregnet af GOTM turbulensmodellen (Maar et al. 2007). Vandsøjlen var lagdelt 31% af tiden, hvilket stemmer overens med tidligere estimater baseret på monitoringsdata (24%) og vandsøjlemodel (33%) (Maar et al. 2010, Maar 2014). I virkeligheden vil der ofte være forskellige hydrodynamiske forhold inden for et fisket område. Fx vil nogle muslingebanker ligge på steder med stor opblanding og høj filtration af føde, som dermed kan fortynde fødetransporten til de banker, som ligger nedstrøms og i mere lagdelte områder. En mere detaljeret analyse af muslingers filtrationspotentiale efter fiskeri for et større område vil kræve en 3D koblet hydrodynamisk-økologisk model med en god rumlig beskrivelse af muslingebankernes placering og tæthed, de forskellige hydrodynamiske forhold og feedback-mekanismer fra muslingeskrab. En sådan model vil dog ikke have den samme høje rumlige opløsning på grund af numeriske begrænsninger.

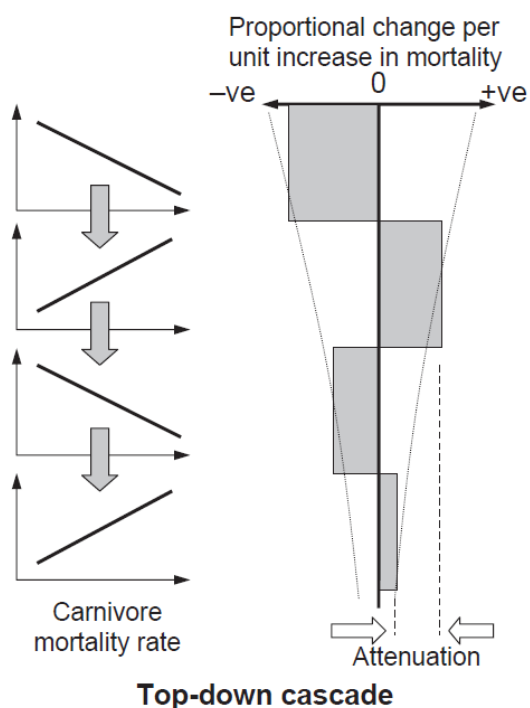
Væksten af muslinger blev beskrevet med en DEB-model, som tidligere har været anvendt i en række studier (Maar et al. 2010, Maar et al. 2015). Modellen beregnede en vækst i skallængde fra 4,1 cm i maj til omkring 4,7 cm i september, hvilket svarer meget godt til observerede målinger fra samme område (C. Saurel, pers. komm.). Dødelighed af muslinger er ikke medtaget i modellen. Hvis muslingerne fx sulter, kan der forekomme dødelighed og antallet af muslinger reduceres. Dette blev testet i en tidligere version, men gav samme overordnede resultat som scenarie A1. Reduceret strømhastighed blev også testet, men det gav stort set samme resultat som scenarie B1. En reduktion i den vertikale opblanding gav en større rumlig variation af muslingevækst inden for banken med størst vækst i yderkanten og mindre i midten af banken pga. en større afhængighed af føde-transport ved advektion. Men overordnet set for hele banken, gav det samme resultater som for scenarie A1.

Der er en række andre faktorer, som ikke er medtaget i modellen. Prædation fra krabber, søstjerner og fugle samt rekruttering af nye muslinger kan påvirke muslingebestanden i forhold til størrelsessammensætning og tæthed og dermed også filtrationspotentialer. Iltvind kan forårsage massedød af muslinger og dermed ingen filtration. Fiskeri af muslinger kan give forøget resuspension af partikler og mindske vandets klarhed. Hvis primærproduktionen er lysbegrænset, kan dette give en mindre Chl a koncentration. På den anden side kan resuspension forøge frigivelse af næringssalte fra sedimentet, som derved kan forøge primærproduktionen ved næringstoffbegrænsning. Samlet vurderer vi, at de angivne estimater af den potentielle betydning af muslingefiskeriet for biomassen af fytoplankton er inden for en realistisk størrelsesorden, og at estimaterne ikke vil ændre sig meget selvom flere faktorer og parametre inkluderes i modellen.

4. Review af modellerede kaskadeeffekter af fiskeri

4.1 Indledning

Studier fra søer har vist, at fiskeri på udvalgte arter (biomanipulation) kan føre til kaskadeeffekter i fødekæden og i sidste ende lede til en bedre vandkvalitet (Carpenter et al. 1985, Hansson et al. 1998). Dette har ført til forslag om at lave en integreret forvaltning af akvatiske økosystemer således, at både næringsstoftilførsel og fiskeri reguleres samtidigt for at opnå den største effekt (Hansson et al. 2007, Möllmann et al. 2014). Der findes dog meget få studier af kaskadeeffekter som følge af ændringer af fiskeri i marine økosystemer, da det er svært at detektere i åbne havsystemer med mere komplekse fødenetstrukturer og påvirkning af vandudveksling med andre områder, migration af arter og andre presfaktorer (fx eutrofiering, invasive arter, klimænderinger, Lindegren et al. 2010). På den anden side viser undersøgelserne fra de limniske miljøer, at fiskeri kan påvirke miljøtilstanden gennem påvirkning af fødenetstrukturerne og derfor kan fiskeri i princippet påvirke lavere trofiske niveauer og dermed fx koncentrationer af fytoplankton.

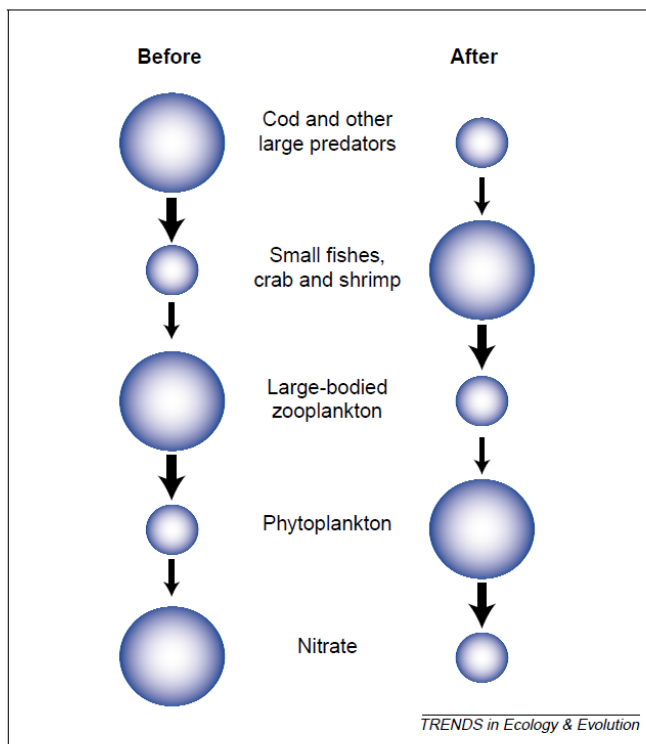


Figur 4.1 Illustration af teoretisk påvirkningsmekanisme for kaskadeeffekter (fra Heath et al. 2013). En trofisk kaskade kan kendes på en modsatrettet ændring i dødelighed for hvert efterfølgende trofisk niveau, hvor ændringen samtidigt svækkes for hvert trofisk niveau.

Ændringer i fiskeripraksis af rovfisk (fx torsk) eller zooplanktivore fisk (fx sild og brisling) kan ændre prædationstrykket på deres byttedyr, som derefter forplanter sig som ændringer i græsningstryk og fødetilgængelighed ned igennem det marine fødenet. En trofisk kaskade kan kendes på en modsatrettet ændring i dødelighed og biomasse for hvert efterfølgende trofisk niveau (figur 4.1). Disse kaskadeeffekter kan potentielt påvirke de lavere trofiske niveauer, såsom zoo-

og fytoplankton, samt næringsalte (Scheffer et al. 2005). Kaskadeeffekter vil dog typisk være størst for den direkte påvirkede art og efterhånden svækkes, som signalet propagerer ned igennem fødekæden (Heath et al. 2014).

Zooplanktivore fisk kan blive påvirket både direkte gennem fangst eller indirekte gennem ændringer i fangsten af rovfisk og dermed af prædationstrykket. De zooplanktivore fisk spises primært af torsk (Voss et al. 2003), mens zooplankton hovedsageligt bliver spist af andet zooplankton såsom vandmænd, fiskelarver, små pelagiske fisk, sild og brisling (Daewel et al. 2014, Maar et al. 2014). Zooplankton består både af encellede og flercellede organismer. Det encellede zooplankton (mikrozooplankton) består af ciliater, små flagellater og dinoflagellater. Det flercellede zooplankton (mesozooplankton) domineres især af vandlopper, men i nogle tilfælde kan dafnier og larver fra bunddyr også være af betydning (Hansen 2012). Zooplankton græsser på hinanden og forskellige størrelser af fytoplankton. Biomassen af fytoplankton måles som klorofyl *a* (Chl *a*) i vandet og påvirker klarheden (sigtdybden) af vandet og dermed udbredelsen af bundvegetationen. Desuden vil nedbrydningen af fytoplankton, som synker til bunds efter opblomstringer, forbruge ilt og påvirke den generelle miljøtilstand i havet. Fytoplankton optager næringsalte til vækst og ændringer i deres biomasse kan således påvirke næringsaltskoncentrationer i havet. Fytoplankton er et kvalitetselement, mens koncentration af næringsalte (kvælstof) er støtteparameter i henhold til VRD og det er disse to elementer der fokuseres på i dette review. Studierne er inddelt efter om der er tale om fiskeri af rovfisk (tabel 4.1) eller af zooplanktivore fisk (tabel 4.2) og om det er baseret på tidsserier (statistiske analyser) eller modellede data.



Figur 4.2 Eksempel på kaskadeeffekter som følge af kraftig reduktion af bestanden af torsk ud for den canadiske østkyst. Størrelsen af cirklerne udtrykker den relative forekomst (abundans) på det pågældende trofiske niveau. Pilene viser de afledte top-down effekter (fra Scheffer et al. 2005).

4.2 Tidsserie analyser

En statistisk analyse af effekterne af overfiskning af top-prædatoren torsk i farvandet ud for den canadiske østkyst viste, at fiskeriet havde forårsaget kaskadeeffekter i fødenettet, som resulterede i en højere fytoplankton biomasse og lavere næringssalts-koncentrationer (Frank et al. 2005), men analysens datagrundlag og konklusioner er sidenhen blevet kritiseret (Sinclair et al. 2015, Jech & McQuinn 2016). I Sortehavet viste en statistisk analyse baseret på tidsserier fra 1964-2001 ligeledes, at overfiskning af pelagiske rovfisk resulterede i forøgelse af planktivore fisk og deres græsningstryk på zooplankton samt en forøgelse af biomassen af fytoplankton (Llope et al. 2011). En statistisk analyse af en tidsserie fra 1974 til 2006 fra den centrale del af Østersøen viste, at den dramatiske fjernelse af torsk startede en række kaskadeeffekter, som bl.a. resulterede i forøget fytoplankton biomasse (Casini et al. 2008). En tilsvarende statistisk analyse af en tidsserie fra 1948 -1997 fra Nordsøen viste, at der muligvis var en kaskadeeffekt i perioden 1978-1982 som følge af en overfiskning af sild (Reid et al. 2000). Dette forårsagede et skift i balancen mellem krill og vandlopper, men der var ikke nogen synlig effekt på biomasse af fytoplankton (målt som farveindeks). Overordnet set er der således en vis empirisk evidens for, at kaskadeeffekter som følge af ændringer i fiskeripraksis kan forekomme i naturlige marine økosystemer og forårsage ændringer i relevante parametre som biomasse af fytoplankton og koncentrationer af næringssalte

4.3 Dynamisk modellering

Dynamiske modeller kan bruges til at kvantificere responset af vandkvalitetsselementer i komplekse økosystemer som følge af ændringer af fiskeri, som ellers kan være svære at adskille fra andre typer af presfaktorer (fx eutrofiering og klimaændringer) i naturlige systemer. En række studier har anvendt 3D fysiske-biogeokemiske modeller med en høj rummelig opløsning (ca. 1-5 km) til at påvise ændringer i økosystemet som følge af ændringer i fiskeri. Disse modeller kaldes også for 'lavere trofiske niveau' modeller, da mesozooplankton oftest er det højeste trofiske niveau (dvs. fiskebestande ikke er beskrevet). Modellerne indeholder typisk op til flere funktionelle fyto- og zooplanktongrupper, næringssalte, detritus og iltindhold. Modelscenarierne i disse modeller er enten udtrykt i) som en forøgelse af mesozooplankton dødelighed (+20%) som følge af forøget fiskeri af rovfisk og dermed en forøgelse af biomassen og prædationstrykket fra zooplanktivore fisk (tabel 4.1) eller ii) som en reduktion af mesozooplankton dødelighed (-20%) som følge af forøget fiskeri på zooplanktivore fisk (tabel 4.2).

Modelresultater fra Kattegat med HBM-ERGOM modellen viste, at forøget fiskeri af rovfisk (tabel 4.1) gav en forøget biomasse af fytoplankton, mens der ikke var synlige ændringer i næringssalte (Petersen et al. 2017). Effekten var størst om sommeren (21% af ændringen i fiskeri) med højest zooplanktonbiomasse. Omvendt gav et forøget fiskeri af zooplanktivore fisk den modsatte effekt, da mængden af zooplankton blev reduceret og biomassen af fytoplankton blev forøget (tabel 4.2). En række forskellige modeller for Nordsøen og Østersøen blev på samme måde testet for respons på ændringer i fiskeripraksis (Maar et al. 2018). De 3 modeller for Østersøen viste nogenlunde den samme type respons (medianværdi på 11% af ændringen i fiskeritryk), mens de 6 modeller for Nordsøen viste en stor variation og i nogle tilfælde et modsatrettet respons (medianværdi på 15% af ændringen i fiskeritryk) i sommer fytoplankton bio-

masse. Men samlet set gav en forøgelse af fiskeri af rovfisk en forøgelse af biomassen af fytoplankton, hvorimod en forøgelse af fiskeri af zooplanktivore fisk gav en reduktion af biomasse af fytoplankton i både Østersøen og Nordsøen i overensstemmelse med de målte tidsserier. Svagheden ved denne type af modeller er, at ændringer i fiskeri er direkte omskrevet til en ændring i zooplankton dødelighed. Dvs. de ikke medtager interaktioner i fiskebestande og andre højere trofiske niveauer (fx rejer, bunddyr), som yderligere kan påvirke og svække signalet af kaskadeeffekten. Desuden afhænger modelresultaterne i høj grad af modellens fødenetstruktur og parametrisering af de lavere trofiske niveauer, som er en forsimpning af den virkelige verden (Maar et al. 2018).

Tabel 4.1. Studier omkring kaskadeeffekter fra forøget fiskeri af top-prædatorer på fytoplankton biomasse og næringssalte. '-' = ikke undersøgt. Studierne er enten baseret på statistiske analyser, 3D dynamiske fysiske-biogeokemiske modeller eller fødenetmodel (Atlantis).

Område	Metode	Påvirkning/scenarie	Fytoplankton biomasse	Næringssalte	Reference
Canadas østkyst	Statistisk analyse	Overfiskning torsk	Forøgelse	Reduktion	Frank et al. 2005
Sortehavet	Statistisk analyse	Overfiskning pelagiske rovfisk	Forøgelse	-	Llope et al. 2011
Østersøen	Statistisk analyse	Overfiskning af torsk	Forøgelse	-	Casini et al. 2008
Kattegat	3D fysisk-biogeokemisk	20% større dødelighed af zooplankton	Forøgelse	Ingen ændring	Petersen et al. 2017
Østersøen	3D fysisk-biogeokemisk	20% større dødelighed af zooplankton	Forøgelse	-	Maar et al. 2018
Nordsøen	3D fysisk-biogeokemisk	20% større dødelighed af zooplankton	Forøgelse	-	Maar et al. 2018
Østersøen	Atlantis fødenet model	50% mere fiskeri af torsk	Ingen ændring	Ingen ændring	Bossier et al. 2018
Østersøen	Atlantis fødenet model	Maksimalt observeret fiskeri af torsk og brisling	Reduktion	Reduktion	Bossier et al. 2018

Der findes en anden type model, som inkluderer hele fødenettet (fx også arter af fisk og bunddyr) samt menneskelige aktiviteter såsom fiskeri, også kaldet en 'End2End' model. Atlantis er en sådan End2End model og blev for nylig udviklet for Østersøen og indeholder 30 funktionelle grupper fra fyto- og zooplankton til forskellige arter af fisk og fx marsvin og fugle (Bossier et al. 2018). Modellen har en grovere rumlig opdeling end de 3D fysiske-biogeokemiske modeller og inddeler Østersøen i 29 underområder. Modellen blev brugt til at lave scenarier af ændringer (+50%) i fiskeri af enten torsk (tabel 4.1) eller brisling (tabel 4.2). Modelscenarier viste, at det ændrede fiskeri ikke gav anledning til kaskadeeffekter på vandkvalitetslementer som følge af komplicerede fødenet-interaktioner, som virkede som en slags buffer i systemet. I deres sidste scenarie blev fiskeriet af både torsk og sild på samme tid sat til det maksimale niveau observeret i perioden 2005-2012. Dette resulterede i en reduktion af torsk, forøgelse af brisling, reduktion af bl.a. små pelagiske fisk og rejer, forøgelse af zooplankton, en reduktion af fytoplankton

biomasse (ca. 7% ved maksimal ændring af fiskeritryk) og en reduktion af nitrat (ca. 20%). Resultatet for fytoplankton er således modsat andre modelberegninger og de statistiske analyser, hvor en mindre torskebestand førte til en forøget biomasse af fytoplankton. Dette skyldes formodentligt, at Atlantis indeholder mange trofiske niveauer og komplekse interaktioner, som tilsammen resulterede i dette respons. Svagheden ved denne type af model er, at den kræver stor viden om de forskellige trofiske gruppers fødebehov og sammensætning og er svær at kalibrere.

Tabel 4.2. Studier omkring kaskadeeffekter fra forøget fiskeri af zooplanktivore fisk på fytoplankton biomasse og næringsalte. Se tekst i tabel 4.1 for forklaring.

Område	Metode	Påvirkning/ scenarie	Fytoplankton biomasse	Nærings- salte	Reference
Nordsøen	Statistisk analyse	Overfiskning af sild	Ingen ændring	-	Reid et al. 2000
Kattegat	3D fysisk- bio-geokemisk	20% mindre dødelighed af zooplankton	Reduktion	Ingen ændring	Petersen et al. 2017
Østersøen	3D fysisk- bio-geokemisk	20% mindre dødelighed af zooplankton	Reduktion	-	Maar et al. 2018
Nordsøen	3D fysisk- bio-geokemisk	20% mindre dødelighed af zooplankton	Reduktion	-	Maar et al. 2018
Østersøen	Atlantis fødenet model	50% større fiskeri af brisling	Ingen ændring	Ingen ændring	Bossier et al. 2018

4.4 Sammenfatning og diskussion af kaskademodeller

Med udgangspunkt i de publicerede undersøgelser – både statistiske analyser og modeller af variabel kompleksitet - er det sandsynligt, at overfiskeri og dramatiske ændringer i fiskebestande kan forårsage kaskadeeffekter i det marine fødenet, også i de indre danske farvande. En forøgelse af fiskeri på top prædatorer resulterede for det meste i en forøgelse af fytoplanktonbiomasse, hvorimod et forøget fiskeri af zooplanktivore fisk resulterede i ingen ændring eller en reduktion af fytoplanktonbiomasse. Der skal dog en forholdsvis stor ændring til i fiskeripraksis, før kaskadeeffekten er synlig i biomasse af fytoplankton og koncentrationer af næringsalte. Desuden er der stor usikkerhed omkring selve responset, dvs. størrelsen og om det udmøntes som en reduktion eller forøgelse af vandkvalitetsparameteren indenfor den samme type af fiskeri. Usikkerheden skyldes især antallet af trofiske niveauer (fx er hele fødenettet beskrevet i Atlantis), men også de forskellige parametriseringer af de lavere trofiske niveauer resulterede i modsatte effekter i Nordsøen. Dermed er det overvejende sandsynligt, at så længe fiskeriet forvaltes bæredygtigt (dvs. ikke overfiskeri), vil mindre udsving i fiskebestandene næppe give store ændringer i kvalitetsparameteren fytoplankton eller støtteparameteren næringsalte.

Evt. kaskadeeffekter af fiskeri vil mindskes med afstanden fra den fiskede art ned gennem fødekæden på grund af buffereffekten i fødenettet (Heath et al. 2014, Bossier et al. 2018). Modelstudier viste en ændring på ca. 10-20% af sommer fytoplanktonbiomasse ved en 100% ændring af

zooplankton dødelighed. Atlantis modellen viste, at en maksimal realistisk ændring i fiskeriet gav en ændring på 7% af biomasse af fytoplankton. Desuden gav modellerne ikke entydigt svar på om fytoplanktonbiomassen blev forøget eller reduceret ved en given påvirkning, så der er en vis usikkerhed forbundet med effekten af ændret fiskeri. Observerede tidsserier påviste en klar effekt på biomasse af fytoplankton, men der findes kun eksempler fra systemer med overfiskeri og kollaps af fiskebestande. Dvs. der skal sandsynligvis en relativ stor ændring til i fiskeriet, før at den bliver synlig i vandkvalitetsselementerne. Til sammenligning er den naturlige år-til-år variation i biomasse af fytoplankton 10-40% i de indre danske farvande (Hansen 2018).

Endelig kan det forventes, at kaskadeeffekter af fiskeri ikke er uafhængige af andre presfaktorer såsom eutrofiering, invasive arter og klimaændringer. Tilførsel af næringssalte virker som en bottom-up effekt, hvorimod kaskadeeffekter fra fiskeri giver en top-down effekt. Ved at reducere næringssalttilførsler samtidig med en reduktion af zooplanktivore fisk (dvs. mindre zooplankton dødelighed) vil man i teorien kunne opnå en samlet højere reduktion af biomassen af fytoplankton, hvorimod modsatrettede presfaktorer kan mindske eller ophæve den samlede effekt (Peteresen et al. 2017). Invasive arter (fx gopler) kan ændre fødenet struktur og interaktioner, som dermed kan lede til kaskadeeffekter på vandkvalitetssementer (Møller & Riisgard 2007). Klimaændringer kan påvirke temperaturen og dermed de fysiologiske processer (fx græsningsrate) i havet, som kan give ændringer i fødenet-interaktioner. Desuden kan klimaændringer ændre forekomsten og udbredelsen af arter og dermed det temporale-rumlige overlap mellem rovdyr og byttedyr (Alheit et al. 2005). De forøgede temperaturer kan også give anledning til mere iltvind, som kan forøge dødeligheden af nogle arter eller forøge frigivelse af næringssalte og dermed forstærke en bottom-up effekt. Evt. kaskadeeffekter kan derfor næppe identificeres i komplekse kystnære systemer, som i forvejen er under pres fra en lang række andre presfaktorer med mindre der sker drastiske ændringer i fiskeriet og dermed i fiskebestandenes størrelse.

5. Sammenfatning og diskussion

Sammenfattende viser denne undersøgelse, at effekten af det nuværende fiskeri på kvalitets-elementerne bundfauna (indikator: DKI) og fytoplankton (indikator: Chl a koncentration) i vand-områderne omfattet af VRD ikke er signifikant og derfor ikke i væsentligt omfang påvirker til-standsvurderingen for de berørte områder.

For kvalitetselementet bundfauna viste analysen, at DKI ikke påvirkes signifikant af fiskeri i vandområderne og at dette resultat formentlig kan forklares med tre hovedfaktorer:

- i. At de generelt højere niveauer af naturlig og antropogen forstyrrelse i de kystnære vande (og deraf følgende variable miljøforhold, med store udsving i temperatur, ilt og saltholdighed og tilhørende kraftige årlige udsving i arternes densitet), maskerer og gør det vanskeligt at identificere effekten af fiskeribetinget dødelighed på bundfaunen;
- ii. At placeringen af stationsnettet i den nationale overvågning primært er indrettet efter at opfange effekter på bassinskala og derfor ikke nødvendigvis er fuldt dækkende for alle habitattyper i et vandområde;
- iii. At DKI primært er designet til at monitorere eutrofiering på bassinniveau og derfor er mindre velegnet til at opfange stedsspecifikke fysiske påvirkninger fra fx fiskeri.

I tillæg til de ovenævnte faktorer er der dog en række data- og metodemæssige usikkerheder (beskrevet i kapitel 2), som muligvis kan have spillet en rolle for resultaterne. Samlet set tyder analysen dog på, at der bør fokuseres på udvikling af forbedrede integrerede standard indikatorer hvis man også ønsker at monitorere fiskerieffekter i vandområderne.

For kvalitetselementet fytoplankton viste en forsimplet modelopsætning fra et (typisk) muslinge-fiskeriområde en mindre effekt af fiskeriet på koncentration af klorofyl. Forøgelse af Chl a var i max. 2-4% svarende til 0,1-0,3 mg m⁻³ hvilket er tæt på grænsen for måleusikkerhed. Ved fal-dende Chl a koncentrationer aftager effekten af fiskeriet, hvilket i scenarier med fortsat øgede reduktioner i den landbaserede tilførsel af næringsalte vil reducere fiskerieffekten. Den valgte analyse er i forhold til fuldt koblede 3D modeller for hele vandområder en forsimpning og der er ikke foretaget en validering på et uafhængigt datasæt. Analysen er dermed et bud på størrel-sesordner i effekt snarere end en eksakt beregning. For at få et fuldstændigt dækkende billede kræves dels en anderledes type modeller, dels at disse opgraderes med forekomst af blåmus-linger og faktisk fiskeritryk.

Der har i de to analyser vedrørende effekter af fiskeri på bundfauna og muslingefiltration pri-mært været anvendt data, der stammer fra muslingefiskeriet. Det skyldes, at der her er den mest præcise viden om, hvor fiskeriet er foregået, og mest viden om fiskeriets fjernelse af be-stande. Det betyder, at effektanalysen er begrænset til en mindre del af det samlede antal vand-områder. Da store forekomster af blåmuslinger er betinget af store biomasser af fytoplankton og dermed er et udtryk for eutrofiering viser analysen, at i denne type områder, som er karakteri-stiske for fjorde og lignende marine miljøer, er effekten af fiskeriet marginal sammenlignet med effekten af eutrofiering. Et stop for muslingefiskeriet vil således kun marginalt reducere Chl a koncentrationen, og dertil kommer, at der er indikationer på, at fiskeriet i sig selv vedligeholder bestanden af blåmuslinger (Eigaard et al. 2019, Dinesen et al. 2015).

At der i denne analyse ikke kan dokumenteres signifikante effekter af fiskeri på bundfaunaen udtrykt ved DKI er imidlertid ikke en universel konklusion for alle marine miljøer. I andre miljøer er der entydig dokumentation for effekten af fiskeri på bundfauna og i et globalt overblikstudie (Hiddink et al. 2017) er der afhængigt af redskabstype påvist bundfauna individ-dødeligheder på mellem 6-41% per redskabspassage. Tilsvarende effekter på bundfaunaen (reduktioner i individtæthed, artstæthed og biomasse gennem direkte fysisk påvirkning af organismer eller gennem ændringer af habitatet) er påvist for forskellige bundslæbende redskaber i en lang række undersøgelser (se fx Kaiser et al. 2006, Frid et al. 2009, Reiss et al. 2009). Således vil det kunne forventes, at i det omfang, der er et relevant datamateriale (for både SAR og bundfauna), så vil konkrete effekter af fiskeriet i vandområderne langs kysterne mod Nordsøen og den nordlige del af Kattegat kunne dokumenteres og kvantificeres, men ikke nødvendigvis i form af en signifikant påvirkning af DKI, som i dette studie af 16 vandområder og i et tidligere studie i Kattegat (Gislason et al. 2017) ikke har vist sig at være signifikant korreleret med fiskeri.

For fiskeriet efter fisk er der ikke et datamateriale til rådighed, der åbner for konkrete effektvurderinger i vandområderne af kaskadeeffekter i fødenet-strukturerne. Reviewet af eksisterende analyser i farvandsområder indikerer effekter på fytoplankton og muligvis koncentration af næringssalte, men primært ved meget voldsomt fiskeri, der i meget betydelig grad påvirker bestanden af specifikke arter eller funktionelle grupper. Hvorvidt de aktuelle bestande af fisk i vandområderne primært er påvirket af fiskeri eller af anden antropogen påvirkning er det ikke muligt at afgøre i denne analyse.

Referencer

- Alheit J, Mollmann C, Dutz J, Kornilovs G, Loewe P, Mohrholz V & Wasmund N (2005). Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES J Mar Sci* 62:1205-1215
- Bossier S, Palacz AP, Nielsen JR, Christensen A, Hoff A, Maar M, Gislason A, Bastardie F, Gorton R & Fulton EA (2018). The Baltic Sea Atlantis: An integrated end-to-end modelling framework evaluating ecosystem-wide effects of human-induced pressures. *PLOS ONE* 13:e0199168
- Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J & Rumohr H (2007). A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series* 346:27-43.
- Carpenter SR, Kitchell JF, & Hodgson JR (1985). Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity. *Bioscience* 35:634-639
- Carstensen J, Krause-Jensen D, Markager S, Timmermann K & Windolf J (2013). Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia* 704:293-309
- Casini M, Lovgren J, Hjelm J, Cardinale M, Molinero JC, Kornilovs G (2008) Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proc R Soc B* 275:1793-1801
- Daewel U, Hjøllø SS, Huret M, Ji R, Maar M, Niiranen S, Travers-Trolet M, Peck MA & van de Wolfshaar KE (2014). Predation control of zooplankton dynamics: a review of observations and models. *ICES J Mar Sci* 71:254-271
- Diesing M, Stephens D & Aldridge J (2013). A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1085–1096. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst066>
- Dinesen GD, Canal-Vergés P, Nielsen P, Filrup K, Geitner K & Petersen JK (2015). Effekter af blåmuslingefiskeri på bundfauna. DTU Aqua-rapport 305-2015, 33 pp.
- Dolmer P (2000). Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J Sea Res* 44:221-231.
- Duplisea DE, Jennings S, Warr KJ & Dinmore TA (2002). A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11), 1785-1795
- 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(Suppl. 1), 27-43..
- 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):847–865.
- Eigard OR, McLaverty C, Olsen J, Dinesen JE, Brooks ME, Kristensen K, Gislason H, Nielsen P & Petersen JK (in press). Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i N2000 områder ved fiskeri med skrabende redskaber. DTU Aqua-rapport.
- Frank KT, Petrie B, Choi JS & Leggett WC (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308:1621-1623
- Frid CLJ, Garwood PR & Robinson LA (2009). The North Sea benthic system: A 36 year time-series. *J Mar Biol Assoc UK* 89(1): 1–10.
- 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. 2014;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.
- Hansen JW (2012). Marine områder 2011. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi nr 34:1-154
- Hansen JW (2018). Marine områder 2016. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr 253:1-140

- Hansen JLS & Blomqvist M (2018). Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA-overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 256
- Hansson LA, Annadotter H, Bergman E, Hamrin SF, Jeppesen E, Kairesalo T, Luokkanen E, Nilsson PA, Sondergaard M & Strand J (1998). Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1:558-574
- Hansson S, Hjerne O, Harvey C, Kitchell JF, Cox SP & Essington TE (2007). Managing Baltic Sea fisheries under contrasting production and predation regimes: Ecosystem model analyses. *Ambio* 36:265-271
- Heath MR, Speirs DC & Steele JH (2014). Understanding patterns and processes in models of trophic cascades. *Ecol Lett* 17:101-114
- 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, <https://dce2.au.dk/pub/TR37.pdf>
- Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N et al (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(31), 8301-8306.
- 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.
- ICES (2019). Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD). ICES Scientific Reports. 1:52. 144 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5648>
- Jech JM & McQuinn IH (2016). Towards a balanced presentation and objective interpretation of acoustic and trawl survey data, with specific reference to the eastern Scotian Shelf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(12), 1914-1921.
- Jennings S, Nicholson MD, Dinmore TA & Lancaster JE (2002). Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 251-260.
- Josefson AB & Rasmussen B (2000). Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: Importance of nutrient load and residence time. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50:205-216.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ & Karakassis I (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser.* 311:1–14.
- 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/s41598-017-04715-4vw_vw_1302
- Larsen J, Maar M, Brüning T, She J & Mohn C (2017). Flexsem: a new method for offline ocean modelling. Technical report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy, no 105, Roskilde, 1-28:1-28.
- Lindegren M, Möllmann C & Hansson LA (2010) Biomanipulation: a tool in marine ecosystem management and restoration? *Ecol Appl* 20:2237-2248.
- Llope M, Daskalov GM, Rouyer TA, Mihneva V, Chan KS, Grishin AN & Stenseth NC (2011). Overfishing of top predators eroded the resilience of the Black Sea system regardless of the climate and anthropogenic conditions. *Global Change Biol* 17:1251-1265.
- McLaverly C, Eigaard OR, Gislason H, Bastardie F, Brooks ME, Jonsson P, Lehman A & Dinesen GE (2019). Using large benthic macrofauna to refine and improve ecological indicators of bottom trawling disturbance *Ecological Indicators*. *Accepted*
- McLaverly C, Eigaard OR, Dinesen GE, Gislason H, Kokkalis A, Erichsen A & Petersen JK (2019). Local and regional effects of mussel dredging to benthic communities in a disturbed estuarine system. *Journal of Sea Research*. *In prep*

- Møhlenberg F (1995). Regulating mechanisms of phytoplankton growth and biomass in a shallow eustary. *Ophelia* 42:239-256.
- Møller LF & Riisgard HU (2007). Impact of jellyfish and mussels on algal blooms caused by seasonal oxygen depletion and nutrient release from the sediment in a Danish fjord. *J Exp Mar Biol Ecol* 351:92-105
- Möllmann C, Lindegren M, Blenckner T, Bergstrom L, Casini M, Diekmann R, Flinkman J, Muller-Karulis B, Neuenfeldt S, Schmidt JO, Tomczak M, Voss R & Gardmark A (2014). Implementing ecosystem-based fisheries management: from single-species to integrated ecosystem assessment and advice for Baltic Sea fish stocks. *ICES J Mar Sci* 71:1187-1197.
- Maar M (2014). Notat om betydningen af fiskeri for zooplankton og fytoplankton samt en vurdering af det relative græsningstryk på fytoplankton fra zooplankton og bunddyr. Notat til Naturstyrelsen. National Centre for Environment and Energy, Aarhus University:12.
- Maar M, Nielsen TG, Bolding K, Burchard H & Visser AW (2007). Grazing effects of blue mussel *Mytilus edulis* on the pelagic food web under different turbulence conditions. *Mar Ecol Prog Ser* 339:199-213.
- Maar M, Timmermann K, Petersen JK, Gustafsson KE & Storm LM (2010). A model study of the regulation of blue mussels by nutrient loadings and water column stability in a shallow estuary, the Limfjorden. *J Sea Res* 64:322-333.
- Maar M, Saurel C, Landes A, Dolmer P & Petersen JK (2015). Growth potential of blue mussels (*M. edulis*) exposed to different salinities evaluated by a Dynamic Energy Budget model. *J Mar Syst* 148:48-55.
- Maar M, Butenschon M, Daewel U, Eggert A, Fan W, Hjøllø SS, Hufnagl M, Huret M, Ji RB, Lacroix G, Peck MA, Radtke H, Sailley S, Sinerchia M, Skogen MD, Travers-Trolet M, Troost TA & van de Wolfshaar K (2018). Responses of summer phytoplankton biomass to changes in top-down forcing: Insights from comparative modelling. *Ecol Model* 376:54-67.
- Maar M, Rindorf A, Møller EF, Christensen A, Madsen KS & van Deurs M (2014). Zooplankton mortality in 3D ecosystem modelling considering variable spatial-temporal fish consumptions in the North Sea. *Prog Oceanogr* 124:78-91.
- 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)
- Nielsen TG & Maar M (2007). Effects of a blue mussel *Mytilus edulis* bed on vertical distribution and composition of the pelagic food web. *Mar Ecol Prog Ser* 339:185-198.
- Petersen ME, Maar M, Larsen J, Møller EF & Hansen PJ (2017). Trophic cascades of bottom-up and top-down forcing on nutrients and plankton in the Kattegat, evaluated by modelling. *J Mar Syst* 169:25-39.
- Petersen JK, Maar M, Møhlenberg F & Larsen JEN (2012). Benthic grazing impact: coupling and uncoupling in relation to physical forcing. *Mar Ecol Prog Ser* 463:127-139.
- Petersen JK, Maar M, Ysebaert T & Herman PMJ (2013). Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel filtration. *Mar Ecol Prog Ser* 490:137-146.
- Petersen JK (Ed), Holm A-PS, Christensen A, Krekourkoti D, Jakobsen H, Sanderson H, et al. (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet – Andre presfaktorer end kvælstof og klimaforandringer. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport, No. 336-2018
- Pommer CD, Olesen M & Hansen JL (2016). Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548, 47–60.
- Reid PC, Battle EJV, Batten SD & Brander KM (2000). Impacts of fisheries on plankton community structure. *ICES J Mar Sci* 57:495-502.
- Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F et al (2009). Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Mar Ecol Prog Ser.* 394: 201–13.

- Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Staehr PA, Timmermann K, Windolf J & Andersen JH (2016). Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries and Coasts* 39:82-97.
- Riisgard HU, Kittner C & Seerup DF (2003). Regulation of opening state and filtration rate in filter-feeding bivalves (*Cardium edule*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*) in response to low algal concentration. *J Exp Mar Biol Ecol* 284:105-127.
- Saurel C, Gascoigne JC, Palmer MR & Kaiser MJ (2007). In situ mussel feeding behavior in relation to multiple environmental factors: Regulation through food concentration and tidal conditions. *Limnol Oceanogr* 52:1919-1929.
- Scheffer M, Carpenter S & de Young B (2005). Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends Ecol Evol* 20:579-581.
- Sinclair M, Power M, Head E, Li WK, McMahon M, Mohn R et al (2015). Eastern Scotian Shelf trophic dynamics: a review of the evidence for diverse hypotheses. *Progress in oceanography*, 138, 305-321
- Van Denderen PD, Bolam SG, Hiddink JG, Jennings S, Kenny A, Rijnsdorp AD & Van Kooten T (2015). Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 541, 31–43.
- Voss R, Köster FW & Dickmann M (2003). Comparing the feeding habits of co-occurring sprat (*Sprattus sprattus*) and cod (*Gadus morhua*) larvae in the Bornholm Basin, Baltic Sea. *Fisheries Research* 63:97-111.

Bilag 1 ICES Standardindikatorer for fiskeri-påvirkning

ICES Indikatoren: **fiskeriudbredelse – havbundsareal**, beregnes som summen af redskabspåvirket areal (swept area) for alle kvadrater per år divideret med det totale (summerede) areal af kvadrater for farvandsområdet eller habitattypen. Hvis det areal der påvirkes årligt i et kvadrat er større end kvadratets areal (hvis fiskeriintensiteten er >1), sættes det påvirkede areal lig med kvadratets areal. Indikator 3 afspejler bedre end Indikator 2, hvor stor en andel af det monitorerede havbundsområde (farvandsområde eller habitattype) der påvirkes i et givent år idet der delvist tages hensyn til at det ofte ikke er hele arealet af et kvadrat, der påvirkes.

Til beregning af ICES Indikatoren: **fiskeriintensitet**, divideres det totale redskabspåvirkede areal (swept area) per år med arealet af havbunden inden for farvandsområdet/habitattypen. For denne indikator kan det samlede areal som påvirkes af fiskeredskaberne være større end arealet af havbunden (fordi den samme havbund kan påvirkes flere gange per år). Indikator 1 siger primært noget om den intensitet (frekvens) hvormed havbunden påvirkes af bundsløbende redskaber.

Til beregning af ICES Indikatoren: **fiskeriudbredelse – andel af kvadrater påvirket**, divideres antallet af alle kvadrater, hvor der inden for et år er en påvirkning fra bundsløbende redskaber (uanset påvirkningens størrelse), med det totale antal af kvadrater inden for farvandsområdet/habitatet. Indikator 2 giver et "worst case" estimat for udbredelsen af fiskeripåvirkningen idet selv kvadrater med en meget lav fiskeriintensitet tæller som fuldt påvirkede.

Til beregning af ICES Indikatoren: **fiskeriaggregering**, sorteres alle kvadrater efter faldende årligt påvirket areal (swept area) inden for hvert farvandsområde eller habitattype, og det antal kvadrater med de højeste værdier, der tilsammen udgør 90 % af den totale arealpåvirkning (fiskeriindsats), divideres med det totale antal kvadrater inden for området/habitatet. Indikator 4 afspejler primært fordelingen/aggregeringen af fiskeriet, dvs. om der findes områder, der fiskes med stor intensitet, mens andre fiskes med lav intensitet. En lav indikatorværdi betyder at fiskeriet er koncentreret i en mindre procentdel af det totale antal kvadrater, mens en høj værdi omvendt betyder at fiskeriet er mere jævnt fordelt over en større andel af alle kvadrater for farvandsområdet eller habitattypen.

Bilag 1a. ICES standardindikatorer for fiskeripåvirkning af de enkelte vandområderne. Alle vandområdene er rangordnet i forhold til indikatoren "fiskeriudbredelse havbundsareal", som angiver hvor stor en procentdel af et vandområde, der har været påvirket af fiskeri i løbet af den undersøgte periode (2014-2018). De enkelte indikatorer er uddybet sidst i Bilag 1

Vandområde Nr.	Område	Fiskeriudbredelse havbundsareal	Fiskeriintensitet (5 år)	Fiskeriintensitet (1 år)	Andel af kvadrater påvirket	Fiskeriaggregering
119	Vesterhavet, syd	0.93	20.14	4.03	0.97	0.59
221	Skagerrak	0.60	13.46	2.69	0.62	0.32
133	Vesterhavet, nord	0.59	9.55	1.91	0.67	0.28
216	Lillebælt, syd	0.44	4.24	0.85	0.46	0.23
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	0.39	3.06	0.61	0.41	0.22
139	Anholt	0.34	0.95	0.19	0.38	0.24
102	Åbenrå Fjord	0.31	3.78	0.76	0.37	0.17
140	Djursland Øst	0.30	4.18	0.84	0.32	0.11
95	Storebælt, SV	0.24	1.34	0.27	0.26	0.13
90	Langelandsund	0.21	0.80	0.16	0.23	0.14
46	Fakse Bugt	0.21	1.42	0.28	0.22	0.13
165	Isefjord, indre	0.19	0.57	0.11	0.36	0.13
128	Horsens Fjord, indre	0.17	1.14	0.23	0.24	0.11
145	Kalø Vig, indre	0.14	0.28	0.06	0.30	0.12
113	Flensborg Fjord, indre	0.13	0.42	0.08	0.31	0.09
156	Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak	0.13	0.42	0.08	0.31	0.08
111	Lister Dyb	0.12	1.18	0.24	0.15	0.06
205	Kattegat, Nordsjælland >20 m	0.12	0.21	0.04	0.15	0.11
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	0.11	0.29	0.06	0.33	0.08
26	Musholm Bugt, indre	0.10	0.81	0.16	0.11	0.06
107	Juvre Dyb, tidevandsområde	0.10	0.47	0.09	0.12	0.06
44	Hjelm Bugt	0.09	0.50	0.10	0.09	0.05
96	Storebælt, NV	0.09	0.12	0.02	0.10	0.08
103	Als Fjord	0.09	0.20	0.04	0.20	0.07
114	Flensborg Fjord, ydre	0.09	0.19	0.04	0.10	0.07
24	Isefjord, ydre	0.08	0.20	0.04	0.18	0.06
200	Kattegat, Nordsjælland	0.08	0.19	0.04	0.09	0.06
214	Det sydfynske Øhav, åbne del	0.07	0.29	0.06	0.08	0.05
120	Knudedyb, tidevandsområde	0.07	0.45	0.09	0.11	0.04
28	Sejerøbugt	0.06	0.35	0.07	0.06	0.03
104	Als Sund	0.06	0.06	0.01	0.17	0.06
206	Smålandsfarvandet, åbne del	0.06	0.77	0.15	0.06	0.02
122	Vejle Fjord, ydre	0.05	0.21	0.04	0.13	0.03
56	Østersøen, Bornholm	0.05	0.08	0.02	0.06	0.05
224	Nordlige Lillebælt	0.05	0.18	0.04	0.10	0.03
121	Grådyb, tidevandsområde	0.03	0.09	0.02	0.06	0.02
105	Augustenborg Fjord	0.03	0.11	0.02	0.10	0.02
204	Jammerland Bugt	0.03	0.08	0.02	0.05	0.02
217	Lillebælt, Bredningen	0.03	0.10	0.02	0.07	0.02
154	Kattegat, Læsø	0.02	0.04	0.01	0.03	0.02
147	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	0.02	0.09	0.02	0.04	0.01
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	0.02	0.09	0.02	0.05	0.01
141	Ebeltoft Vig	0.01	0.02	0.00	0.07	0.02
132	Ringkøbing Fjord	0.01	0.01	0.00	0.02	0.01
127	Horsens Fjord, ydre	0.01	0.03	0.01	0.04	0.00
213	Torø Vig og Torø Nor	0.01	0.01	0.00	0.10	0.07
57	Østersøen, Christiansø	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
123	Vejle Fjord, indre	0.00	0.00	0.00	0.07	0.04
29	Kalundborg Fjord	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
212	Faaborg Fjord	0.00	0.00	0.00	0.07	0.04
61	Dalby bugt	0.00	0.00	0.00	0.10	0.06
101	Genner Bugt	0.00	0.00	0.00	0.05	0.03
208	Femerbælt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
201	Køge Bugt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
138	Hevring Bugt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Bilag 1b. ICES standardindikatorer for fiskeripåvirkning af de enkelte vandområderne. Alle vandområdene er rangordnet i forhold til indikatoren "fiskeriudbredelse havbundsareal", som angiver hvor stor en procentdel af et vandområde, der har været påvirket af fiskeri i løbet af den undersøgte period (2014-2018). De enkelte indikatorer er uddybet sidst i Bilag 1

Vandområde Nr.	Område	Fiskeriudbredelse havbundsareal	Fiskeriintensitet (5 år)	Fiskeriintensitet (1 år)	Andel af kvadrater påvirket	Fiskeriaggregering
80	Gamborg Fjord	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01
125	Kolding Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
222	Kattegat, Aalborg Bugt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
63	Nakkebølle Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
45	Grønsund	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
38	Guldborgsund	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1	Roskilde Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
87	Helnæs Bugt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
89	Lunkebugten	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
82	Aborg Minde Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
37	Avnø Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
108	Avnø Vig	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
17	Basnæs Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
74	Bredningen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
81	Bågå Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
36	Dybsø Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
75	Emtekær Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
78	Gamborg Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
106	Haderslev Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
109	Hejlsminde Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
158	Hjarbæk Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
83	Holckenhavn Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
18	Holsteinborg Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
35	Karrebæk Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
84	Kerteminde Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
85	Kertinge Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
72	Kløven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
144	Knebel Vig	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
124	Kolding Fjord, indre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
16	Korsør Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9	København Havn	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
41	Langelandsbælt, øst	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
62	Lillestrand	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
68	Lindelse Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
159	Mariager Fjord, indre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
160	Mariager Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
207	Nakskov Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
130	Nissum Fjord, mellem	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
129	Nissum Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	Nordlige Øresund	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
146	Norsminde Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
86	Nyborg Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
110	Nybøl Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
59	Nærrå Strand	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
93	Odense Fjord, Seden Strand	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
92	Odense Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
76	Orestrand	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
47	Præstø Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
136	Randers Fjord, Randers-Møllerup	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
135	Randers Fjord, Grund Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
137	Randers Fjord, ydre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	Roskilde Fjord, indre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
209	Rødsand	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
70	Salme Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Bilag 1c. ICES standardindikatorer for fiskeripåvirkning af de enkelte vandområderne. Alle vandområderne er rangordnet i forhold til indikatoren "fiskeriudbredelse havbundsareal", som angiver hvor stor en procentdel af et vandområde, der har været påvirket af fiskeri i løbet af den undersøgte periode (2014-2018). De enkelte indikatorer er uddybet sidst i Bilag 1

Vandområde Nr.	Område	Fiskeriudbredelse havbundsareal	Fiskeriintensitet (5 år)	Fiskeriintensitet (1 år)	Andel af kvadrater påvirket	Fiskeriaggregering
25	Skælskør Fjord og Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
64	Skårupøre Sund	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
34	Smålandsfarvandet, syd	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
142	Stavns Fjord	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
48	Stege Bugt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
49	Stege Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
65	Thurø Bund	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
71	Tryggelev Nor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
69	Vejlen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk