

Notat om effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 5. januar 2015

Jørgen L.S. Hansen
Institut for Bioscience

Grete E. Dinesen
Francois Bastardie
Ole R. Eigaard
Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer (DTU Aqua)

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 13

Faglig kommentering:
Alf B. Josefson
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

Baggrund	3
Undersøgelsens tilrettelæggelse og udførelse	3
Resultater	6
Diskussion	9
Konklusion	11
Litteratur	12

Baggrund

DCE har i samarbejde med DTU Aqua undersøgt effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på bundfaunaen i de danske farvande. Baggrunden er, at der foregår et væsentligt fiskeri med bundsløbende redskaber på sedimentbunden i de indre danske farvande. De samme områder rummer artsrige bundfaunasamfund, som dermed kan være påvirket af dette fiskeri. Hypotesen om en mulig negativ effekt på bundfaunaen er begrundet i, at bundfaunasamfundet generelt er følsomt overfor påvirkninger fra det omgivende miljø således at bundfaunaens sammensætning afspejler et områdes miljøkvalitet. Hvis miljøforholdene i et område ændrer sig, vil dette ofte komme til udtryk som ændret artssammensætning, artsdiversitet eller biomasse af bundfaunasamfundet. Effekten af fiskeri med bundsløbende redskaber er undersøgt i andre havområder hvor der er dokumenteret ændringer i bundfaunasamfundets sammensætning, som kan relateres til både korttidseffekter og langtidseffekter fra kronisk trawling igennem årtier (f.eks. Collie m.fl. 2000; Hiddink m. fl. 2006). I modsætning hertil fremstår de indre danske farvande, hvor der ikke er foretaget nogen omfattende sammenstilling af data for fiskeripåvirkning og bundfaunaen. Hertil kommer, at det er usikkert, i hvilket omfang viden om fiskerief effekter på bundfaunaen kan overføres fra nærliggende farvande, som f.eks. Nordsøen, til de indre danske farvande. Det skyldes at de indre danske farvande, som levested for bundfaunaen, adskiller sig fra f.eks. havbunden i Nordsøen. De indre danske farvande er, hydrografisk set, et estuarie, der udgør overgangsområdet mellem Nordsøen og Østersøen. Vandsøjlen er saltlagdelt, og saltholdigheden ved bunden falder ind gennem farvandene mod Østersøen. Det betyder at sammensætningen og dynamikken af bundfaunasamfundet ikke er helt sammenlignelig med forholdene i Nordsøen. På grund af gradienten i saltholdighed, er der mange arter, der har deres naturlige udbredelsesgrænse i de indre danske farvande. Artsdiversiteten, der ofte anvendes til at karakterisere biologiske samfund, og som indgår i beregningerne af det danske kvalitets indeks, DKI, vil naturligt være lavere jo tættere man kommer til Østersøen. Det er nødvendigt at tage højde for dette forhold, når man sammenligner bundfaunasamfundet på tværs af hele området. Herudover er der stor rumlig variation i havbundens sammensætning i de indre danske farvande og det komplicerer yderligere sammenligning mellem de forskellige områder. Endelig kan der være forhold omkring dynamikken i bundfaunasamfundet i de indre danske farvande som f.eks. spredningsforholdene (Josefson & Hansen 2004; Josefson & Göke 2013) som bidrager til, at viden fra Nordsøen, om specifikke ændringer i bundfaunasamfundet, ikke umiddelbart kan overføres til de indre danske farvande.

Bundfaunaen indgår som beskrivende parameter for miljøtilstanden i regi af vandrammedirektivet. I denne forbindelse er der fra dansk side udviklet et multimetrisk indeks, DKI, der beskriver miljøkvaliteten ud fra bundfaunaens sammensætning (Josefson m.fl. 2009). DKI-værdien udregnes på baggrund af bundfaunaens artssammensætning i en 0,1 m² prøve (Van veen) eller ved at pulje 5 - 7 Hapsprøver (0,0143 m²). I beregningen indgår dels artsdiversiteten, defineret som Shannon-diversiteten (Log₂), og dels en beregning af AMBI (Borja m.fl. 2000, 2003), som er et indeks der beskriver bundfaunasamfundets sammensætning mht. til følsomhed. Begge uni-variate mål er vægtet lige i udregningen af DKI, som kan antage værdier gående fra 0 til 1, hvor "0" beskriver den stort set døde havbund med en meget ringe tilstand, og hvor "1" beskriver den upåvirkede og dermed bedste tilstand. Følsomheden af DKI er blevet testet på en række datasæt, der hver især beskri-

ver en påvirkningsgradient af bundfaunaen hidrørende fra hh. iltsvind, organisk forurening, tungmetal forurening og fysisk deponering af sediment. Indekset har vist sig følsomt overfor disse påvirkningsfaktorer (Josefson m.fl. 2009). I vandrammedirektivet definerer DKI 5 forskellige tilstande der beskriver stigende miljøkvalitet gående fra ringe, dårlig, moderat, god til høj som den bedste økologiske tilstand (Carstensen m.fl. 2013). Specielt grænsen mellem moderat og god, som er sat til 0,68, er vigtig da det er denne tilstand der som minimum tilstræbes i vandområderne.

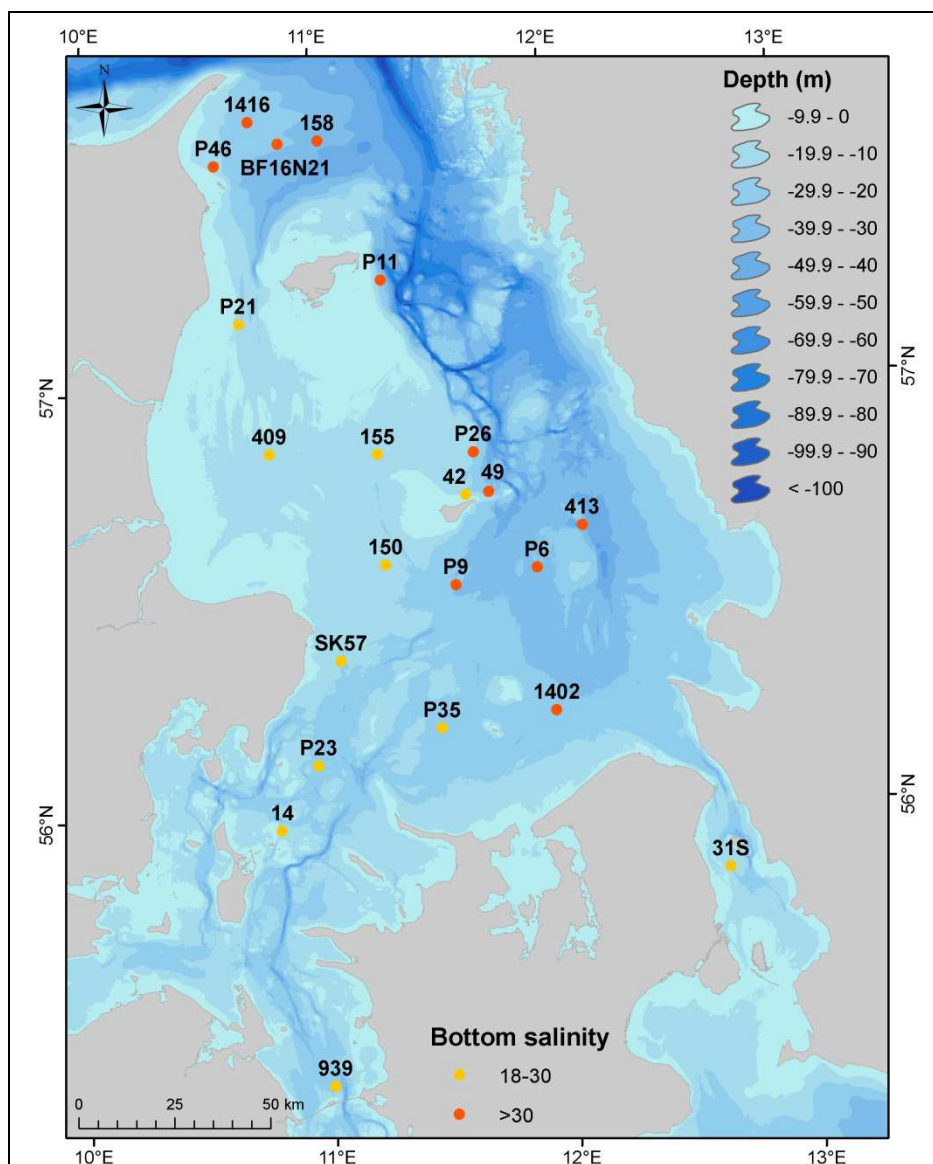
Den direkte påvirkning af bundfaunaen fra bundsløbende redskaber forventes at være lokal og bero på dels de fysiske skader, der kan ske på organismerne og dels den ødelæggelse der kan ske af sedimentstrukturen, når redskabet trækkes over bunden. For at kunne analysere effekten af fiskeriet på bundfaunaen, er det derfor nødvendigt at have geografisk sammenfaldende målinger af fiskeriets intensitet og bundfaunaen. I de senere år er det blevet muligt at få et mere præcist billede af fordelingen af fiskeriintensiteten med indsamlingen af VMS data (siden 2005) og dermed kan udviklingen i bundfaunaen bedre sammenholdes med fiskeriets geografiske fordeling. Med henblik på forvaltningen af vandplanerne har Naturstyrelsen bedt DCE og DTU Aqua om en udredning om mulige fiskerieffekter på kvalitetselementet bundfauna baseret data fra de indre danske farvande.

Undersøgelsens tilrettelæggelse og udførelse

Undersøgelsen blev igangsat juni 2014 og er tilrettelagt som et samarbejdsprojekt mellem DCE og DTU Aqua således at DTU Aqua har været hovedansvarlig for tilvejebringelsen af relevante data for fiskeriets størrelse og fordeling, og DCE har tilsvarende haft ansvaret for at tilvejebringe relevante data for bundfaunaen. Undersøgelsens beskrevne formål var, at undersøge om der kan påvises effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på bundfaunaens artsrigdom (S) artsdiversitet (Shannon diversitet) og/eller på et af de to miljøkvalitetsmål, der er baseret på bundfauna (AMBI og DKI). Endelig har undersøgelsen til formål, at undersøge om bundfaunaens artsammensætning vidner om, at arter med biologiske træk (biological traits), der formodes at gøre dem relativt tolerante overfor fysisk forstyrrelse fra trawling, er overrepræsenteret i de mest befiskede områder. Undersøgelsen er tilrettelagt således at følgende hypoteser kan testes:

- H1₁: DKI er negativt korreleret med trawling i sammenlignelige habitater
- H1₂: AMBI er ikke korreleret eller positivt korreleret med intensiteten/hyppigheden af trawling (jo højere værdier desto ringere tilstand) i sammenlignelige habitater
- H1₃: Shannon-diversiteten er negativt korreleret med trawling intensiteten i sammenlignelige habitater
- H1₄: Artsrigdommen er negativt korreleret med trawling intensiteten i sammenlignelige habitater
- H1₅: faunasamfundenes similaritet grupperer sig i forhold til trawling
- H1₆: Biologiske træk kan rankes i forhold til trawling - enkeltvis og samlet set

I analyserne indgår der bundfaunadata fra NOVANA-programmet med i alt 21 stationer placeret i de åbne dele de indre danske farvande (Figur 1) med indsamlinger i årene 2005, 2006, 2007, 2008, 2010 og 2011. Dataformatet er artsspecifik tæthed og biomasse. Prøvetagningen af bundfaunaen er konsekvent foretaget i slutningen af april. Disse data er herefter sammenholdt med VMS data i perioden 2005 til 2013 i et format, som er beskrevet i notat fra DTU Aqua (Eigaard m.fl. 2014). Da faunaprøverne er indsamlet i april, er de blevet sammenholdt med VMS-data fra de forudgående 12 måneder. Dvs. fra maj det forudgående år og til og med april i indsamlingsåret. For bundfauna indsamlet i foråret 2005, hvor der kun findes VMS-data fra de første 4 måneder (januar-april), er det antaget, at trawlintensiteten fra maj til december 2004 har været den samme som sæsongennemsnittet 2005 – 2011 for stationerne enkeltvis.

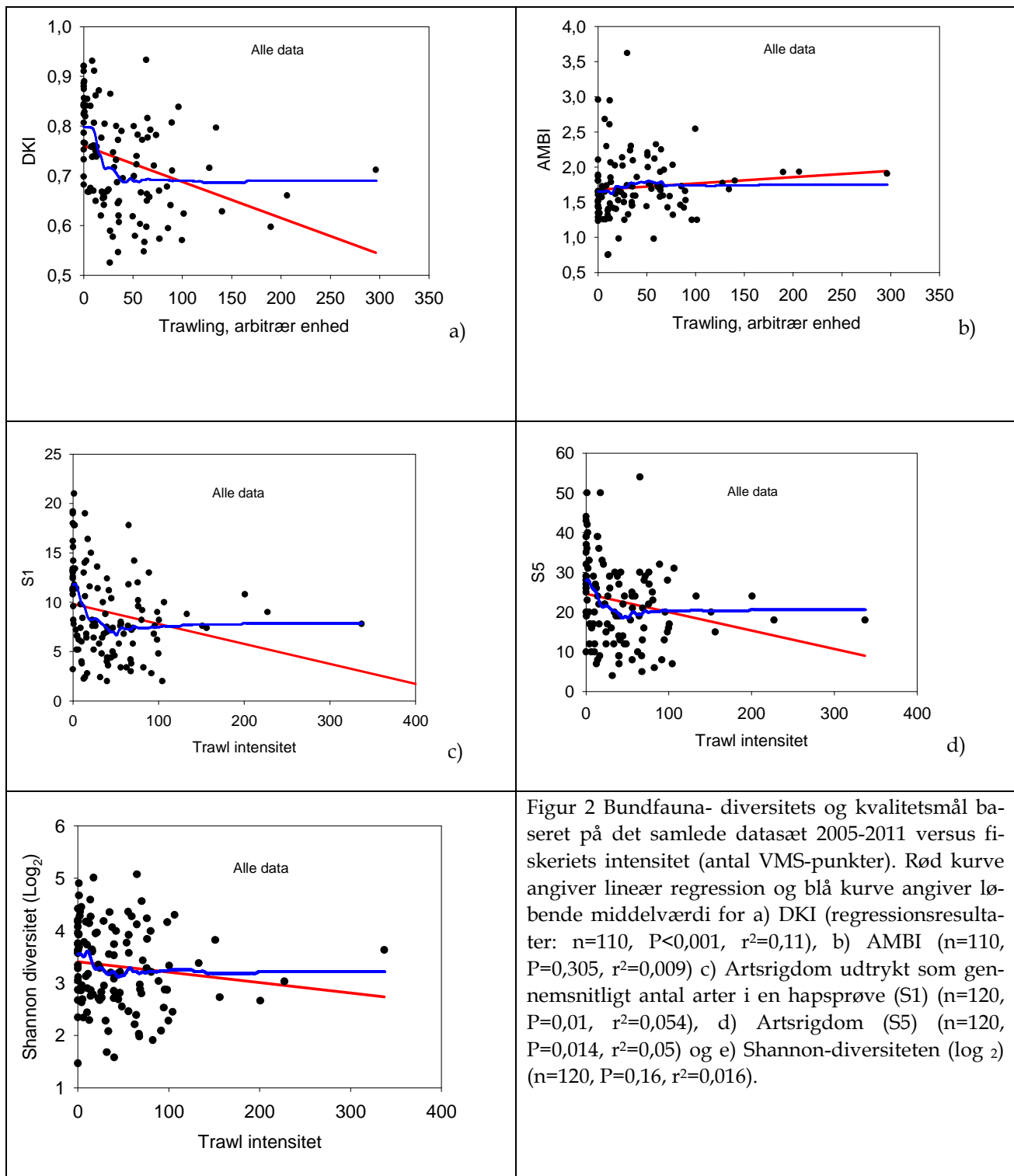


Figur 1. Lokalteter hvor der er indsamlet bundfauna i de indre danske farvande. Farven på lokaliteterne angiver habitattypen efter EUNIS klassifikationssystemet med hensyn til saltholdighed. Baggrundskonturer angiver stationsdybden.

Det er ikke muligt, alene ud fra de foreliggende VMS-data, at afgøre præcist hvor der er blevet trawlet da fiskebådenes ruter mellem VMS-punkterne er ukendt (Eigaard m.fl. 2014). Tilsvarende kan positioneringen af bundfauna-prøverne variere med 100 til 200 m fra stationens angivne position. Dermed er det ikke muligt med sikkerhed at fastslå om, og i givet fald hvor mange gange, et bundfaunasamfund er blevet trawlet forud for prøvetagningen. I analyserne er intensiteten af fiskeriet repræsenteret ved de trawlspor, som er modellerede ud fra VMS punkter, der er registreret indenfor 1x1 minutters længde- og breddegrad i et på forhånd fastlagt net af koordinater (Eigaard m. fl. 2014), som dækker de enkelte bundfaunastationer. Det antages herefter at hyppigheden af trawling på bundfaunastationen og dermed fiskeriintensiteten er lineært proportionalt med det trawlede areal inden for 2x2 minutters længde- og breddegrad omkring den enkelte bundfaunastationer (ca. 12 km²). I analyserne er bundfaunaens tilstand repræsenteret ved følgende uni-variate mål: 1) artsdiversiteten udtrykt som Shannon-diversiteten (log₂) som er beregnet på baggrund af samlede antal arter i 5 replikater af hapsprøver 2) artsrigdommen (S1) udtrykt som det gennemsnitlige antal arter (> 1mm), der er fundet i en hapsprøve (0,0143 m²) 3) artsrigdommen (S5) udtrykt som det samlede antal arter der er fundet i 5 hapsprøver (summerede replikater) 4) AMBI som beregnes som beskrevet i Borja m. fl. (2000, 2003) 5) DKI beregnet som beskrevet i Josefson m.fl. (2009) med korrektion for saltholdighed således som beskrevet i Carstensen m. fl. (2013).

Resultater

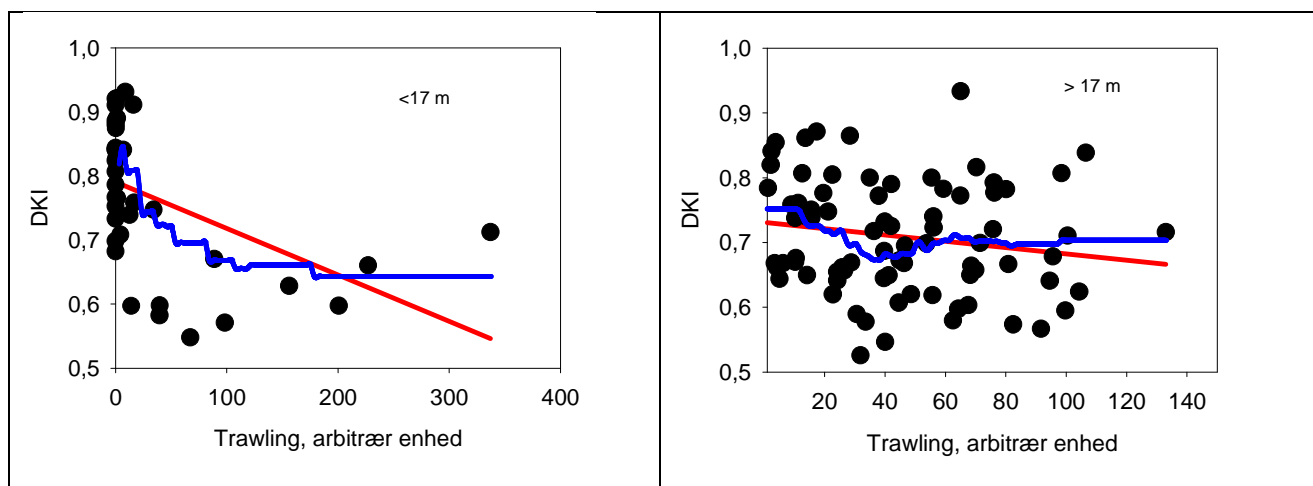
I det globale datasæt (alle stationer, alle år, n=120) er der en signifikant negativ korrelation mellem trawling (fiskeriintensitet) og de beregnede værdier for DKI, artsrigdom i en og fem prøver (S1, S5) samt Shannon diversiteten (Figur 1, Tabel 1). AMBI viser ingen signifikant relation til fiskeriintensiteten, og den signifikante korrelation mellem DKI og fiskeriintensiteten skyldes relationen mellem artdiversiteten (som indgår i beregningen af DKI) og fiskeriintensiteten. Relationen mellem artsdiversitet og fiskeriintensitet viser et fald i starten af påvirkningsgradienten (ved lave fiskeriintensiteter) hvorefter der ikke sker yderligere fald i diversiteten når fiskeriintensiteten øges. De 21 bundfaunastationer der indgår i analysen (heraf 18 i Kattegat) repræsenterer samlet set de forskelligartede blødbundshabitater (sedimentbund), som findes i Kattegat. Bundfaunasamfundets sammensætning er forskellig og diversiteten kan ikke umiddelbart sammenlignes på tværs af hele området. Det er især vandets saltholdighed, sedimentets sammensætning og til dels vanddybden, der er bestemmende for bundfaunasamfundets sammensætning. Disse tre fysiske variabler er imidlertid tæt korreleret idet stationer med vanddybder dybere end springlaget har saltere bundvand og sedimentet er oftest mere finkornet. For Kattegat kan data derfor grupperes i to overordnede habitattyper: 1) Lavvandede (<17 m), mesohaline (18-30 promille) områder med sandede sedimenter og 2) dybde (>17 m) euhaline (>30 promille) områder med mudderbund. En særskilt analyse af relationen mellem fiskeriintensitet og bundfaunaen i de lavvandede områder viser en signifikant negativ relation mellem fiskeriintensiteten og DKI medens den negative relation mellem artsdiversitet og fiskeriintensitet ikke er signifikant (Tabel 1). På de dybe stationer (> 17 m med mudder og sandet sediment) er relationen mellem DKI og fiskeriintensiteten ikke signifikant medens der er en signifikant negativ relation mellem fiskeriintensiteten og artsrigdommen (Tabel 1).



Figur 2 Bundfauna- diversitets og kvalitetsmål baseret på det samlede datasæt 2005-2011 versus fiskeriets intensitet (antal VMS-punkter). Rød kurve angiver lineær regression og blå kurve angiver løbende middelværdi for a) DKI (regressionsresultater: $n=110, P<0,001, r^2=0,11$), b) AMBI ($n=110, P=0,305, r^2=0,009$) c) Artsrigdom udtrykt som gennemsnitligt antal arter i en hapsprøve (S1) ($n=120, P=0,01, r^2=0,054$), d) Artsrigdom (S5) ($n=120, P=0,014, r^2=0,05$) og e) Shannon-diversiteten (log_2) ($n=120, P=0,16, r^2=0,016$).

En opdeling af stationerne mht. til saltholdighed viser, at kun gruppen af stationer med en saltholdighed ved bunden på mere end 30 udviser en signifikant relation mellem artsrigdommen og fiskeriintensiteten medens der, for det mesohaline vand (18-30 promille) ikke er nogen signifikant relation (Tabel 1). Yderligere underopdeling af habitaterne i 1) lavvandede stationer med sandet sediment, 2) dybde stationer med sandede sedimenter, 3) dybe stationer med mudrede sedimenter og 4) en restgruppe af stationer vi-

ser ikke nogen signifikante korrelationer til fiskeriintensiteten (data ikke vist).



Figur 2. Værdier for DKI versus intensiteten af trawling for stationer med vanddybder ned til 17 m (øverst) og vanddybder dybere end 17 m (nederst). Røde kurve angiver lineær regression og blå kurver løbende gennemsnit. Resultaterne af lineær regression er: $P=0,014$, $n=38$, $r^2=0,23$ for stationer < 17 m og $P=0,11$, $n=82$ $r^2=0,031$ for stationer med dybder > 17 m.

Analysen af relationen mellem artsrigdom og fiskeriintensitet på stationerne enkeltvis viser, at der på de fleste stationer (15 ud af 20) er der en *ikke* signifikant negativ relation. Samlet set (fortegnstest på kurvehældninger) er denne relation ikke signifikant ($P=0,06$).

Foreløbige analyser af bundfaunasamfundets artssammensætning og sammensætning mht. biologiske træk viser ikke nogen tydelig fordeling i forhold til fiskeriintensiteten i det anvendte datasæt. I modsætning hertil, viser sammensætningen af fauna og biologiske træk en tydelig fordeling i forhold til dybde, saltholdighed og sedimentsammensætning (data ikke vist).

Tabel 1. Signifikansniveauer for lineær regressionsanalyse mellem bundfaunakvalitetselementer (kolonner) versus fiskeriintensitet fordelt på habitattyper (rækker) der er defineret som beskrevet i venstre kolonne. Alle bundfaunakvalitetselementer er negativt (AMBI er dog numerisk positivt) relateret til fiskeriintensiteten. Signifikante relationer markeret med grønt.

	DKI	AMBI	Artsrigdom S5	Artsrigdom S1	Shannon (Log ₂)
Alle stationer	P<0,001	NS	P=0,014	P=0,010	NS
<17 m	P=0,014	NS	NS	NS	NS
>17 m	NS	NS	P=0,047	P=0,018	NS
18-30 promille	NS	NS	NS	NS	NS
>30 promille	NS	NS	NS	P=0,015	NS

Diskussion

Samlet set viser analyserne, at biodiversiteten på de forskellige blødbundshabitater i Kattegat er negativt relateret til intensiteten af fiskeriet med bundsløbende redskaber. Da diversiteten af bundfaunaen indgår i beregningen af DKI, viser dette kvalitetsmål tilsvarende en signifikant negativ korrelation med fiskeriintensiteten for det samlede datasæt. Den geografiske fordeling af fiskeriet er imidlertid meget habitatspecifik, og foregår primært på vanddybder større end 15 meter med mudderbund. Den observerede fordeling af biodiversiteten kan således være begrundet i en direkte negativ påvirkning af bundfaunaen fra fiskeriet. Men, netop fordi fiskeriet er målrettet en bestemt habitattype, kan det ikke afvises at den overordnede fordeling skyldes at de blødbundshabitater, som i særlig grad er udsat for trawling er mere artsfattige grundet andre (og måske naturlige) årsager. Opdeling af datasættet i de overordnede typer af blødbundshabitater, som findes i Kattegat er således fortaget for at kunne vurdere effekten på bundfauna langs en gradient i fiskeripåvirkning indenfor mere homogene habitater. Det viser, at der på de sandede habitater over saltspringlaget er en signifikant negativ korrelation mellem DKI og fiskeriintensiteten medens de negative korrelationer for de forskellige biodiversitetsmål ikke er signifikante. På de dybe stationer med mudderbund er artsrigdommen signifikant negativt korreleret med fiskeriet medens DKI ikke er det. Det skal dog bemærkes, at der på denne habitattype, som fortrinsvis er lokaliseret i den østlige del af Kattegat kan være et mindre bidrag fra Svenske fartøjer, som ikke er medtaget i analyserne. Dermed kan opgørelsen af trawlintensiteten på denne type habitat være mere usikker. Yderligere opdeling af datasættet i mere afgrænsede habitattyper (og dermed færre data for hver habitattype) giver ingen signifikans. Relationerne mellem de forskellige diversitets- og kvalitetsmål og fiskeriets intensitet tyder på, at den negative effekt på bundfaunasamfundet kan opstå allerede ved lave fiskeriintensiteter. Kurverne der beskriver den løbende midelværdi viser at responset ikke er lineært. Det kan tolkes som en "enten/eller-effekt" hvor diversiteten reduceres som følge af bare én eller få gange trawling af bunden i løbet af det forudgående år, hvorefter yderligere trawling har relativ mindre effekt. Det betyder at de valgte analyser (lineær regression) kan være relativt svage, og undervurdere en mulig effekt, fordi de er baseret på hypotesen om et lineært respons. Hvis relationen mellem fiskeriintensiteten og de forskellige mål for faunaen, analyseres på tilsvarende vis i den laveste fjerdedel af fiskerigradienten resulterer det i højere signifikansniveauer for relationerne mellem fiskeriintensitet og alle de anvendte kvalitetsmål for faunaen. Hvis effekten opstår allerede ved en lav fiskeriintensitet, er det nødvendigt med referenceområder for at kunne vurdere effekten af fiskeriet på bundfaunasamfundet ud fra en sammenligning med et helt upåvirket bundfaunasamfund. Referenceområderne skal have været helt friholdt for trawling i en årrække således, at enhver effekt på bundfaunaen kan udelukkes. For den dybe mudderbund i Kattegat er det imidlertid tvivlsomt om der eksisterer sådanne referenceområder (Pommer 2011). På denne habitattype blev der kun fundet en signifikant negativ relation mellem artsrigdommen og fiskeriintensiteten medens relationen til DKI ikke var signifikant. Den dybe mudderbund er især udbredt i det nordlige og østlige Kattegat og er i særlig grad udsat for fiskeri med bundsløbende redskaber. Det kan som *hypotese* fremføres, at alle de stationer der repræsenterer denne habitat er påvirket negativt af fiskeriet, men at effekten ikke direkte kan påvises fordi der mangler observationer, der kan dokumentere denne habitats re-

ferencetilstand. Selvom observationerne på den dybe mudderbund dækker en gradient i trawlingen, så ligger langt de fleste observationer af fiskeriintensiteten i det område, hvor effekten allerede formodes at være indtrådt og hvor øget fiskeriintensitet ikke medfører yderligere reduktion i DKI på samme måde som det ses på de lavvandede og sandede habitater.

Ovenstående hypotese om, at der er en generel negativ effekt af trawlfiskeri, som også omfatter bundfaunaen på den dybe bløde mudderbund, understøttes af et tilsvarende nyligt publiceret studie, af relationen mellem bundfaunaens artsrigdom og fiskeriintensiteten (ligeledes kvantificeret med VMS-data) fra den Hollandske del af Nordsøen (van Denderen et al. 2014). Datamængden i dette hollandske studie er væsentlig større end i nærværende studie, og her påvises en signifikant negativ korrelation mellem artsrigdommen og fiskeriets intensitet på dyb mudderbund. Dette er i overensstemmelse med den generelle forventning om at faunasamfundet på den dybe mudderbund er mere følsom overfor fysisk påvirkning end de samfund der findes på det lavere vand og dermed er tilpasset den naturlige og hyppige fysiske forstyrrelse fra f.eks. bølgepåvirkning. Endeligt skal det anføres at biodiversiteten på den dybde mudderbund i de data, der er anvendt i denne undersøgelse, generelt er lav både i forhold til de mere lavvandede stationer, i forhold til diversiteten på tilsvarende habitater udenfor området og i forhold til tidligere tiders niveauer hvilket også tyder på en generel negativ påvirkning fra fiskeriet, eventuelt i samspil med andre naturlige og menneskeskabte presfaktorer.

Konklusion

Fordeling af bundfaunaens diversitet på den jævne havbund viser, at der for nogle områder og habitater er en negativ relation til trawlfiskeriets intensitet, men resultaterne er ikke entydige. Der er indiciet på en mere general negativ effekt på bundfaunaens diversitet på de habitattyper i området, som udsættes for trawlfiskeri i de indre danske farvande. En mere præcis afklaring af omfanget af denne negative påvirkning af biodiversiteten forudsætter dog yderligere forskningsbaseret udredning. Der er især behov for repræsentative referenceområder, som er sammenlignelige med de områder og habitater som i særlig grad er genstand for trawlfiskeri. Herudover fordrer mere præcise analyser af sammenhængen mellem bundfaunaen og fiskeriet en højere opløsning i den kortlægning (VMS og modellering) der foregår af fiskeriet. Endelig anbefales det, at udføre feltforsøg for at dokumentere den direkte virkning af trawling på bundfaunaens sammensætning og efterfølgende succession, som derefter kan sammenholdes med den viden, der findes fra overvågningen af bundfaunaen. Såfremt der fremskaffes flere og bedre data med ovenstående initiativer, så tyder disse foreløbige analyser på, at det allerede udviklede kvalitetsmål DKI er følsomt, og vil kunne anvendes til at måle og dokumentere effekter af trawlfiskeri på miljøkvaliteten. Udvikling af nye værktøjer f.eks. baseret på biologiske træk (biological traits) vurderes at have potentiale til at påvise specifikke effekter af fiskeri i områder hvor bundfaunaen er udsat for flere forskellige påvirkningsfaktorer herunder eutrofiering.

1 Litteratur

Borja A, Franco J, Perez V. (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.* 40: 1100-1114

Borja A, Muxika I, Franco (2003) The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Poll. Bull.* 46: 835-845.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. (2014) Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impact on shelf sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69: 785-798.

Eigaard OR, Egekvist J, Bastardie F, Dinesen G, Gislason H (2014) Rapport vedr. DTU-Aqua's levering af fiskeriintensitets-data for Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø til projektet "Dansk erhvervsfiskeris påvirkning af bundfauna og ålegræs", delprojekt 1: Erhvervsfiskeri med bundslæbende redskaber, intensitet og geografisk fordeling

Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queiros AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 721-736.

Josefson AB & Hansen JLS (2004) Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 273-288

Josefson AB, Blomqvist M, Hansen JLS, Rosenberg R, Rygg, B (2009) Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Mar. Poll. Bull.* 58: 1263-1277.

Josefson AB & Göke (2013) Disentangling the effect of dispersal and estuarine benthic invertebrate assemblages. *J. Biogeogr.* 40: 1000-1009

Pommer, C.D. 2011: Does trawling impact the benthic communities in the Kattegat? - Speciale, Biologisk Institut, Københavns Universitet.

van Denderen PD, Hintzen, NT, Rijnsdorp AD, Ruardij P, van Kooten T (2014) Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species Richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226