



EFFEKT AF BUNDTRAWLING PÅ BUND- FAUNA-SAMFUND I KATTEGAT

Undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på
NOVANA-overvågningsdata

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 256

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

EFFEKT AF BUNDTRAWLING PÅ BUND- FAUNA-SAMFUND I KATTEGAT

Undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på
NOVANA-overvågningsdata

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 256

2018

Jørgen L.S. Hansen¹

Mats Blomqvist²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Hafok AB, Sverige



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 256
- Titel: Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat
Undertitel: Undersøgt med forskellige bundfauna-indeks baseret på NOVANA-overvågningsdata
- Forfattere: Jørgen L.S. Hansen¹ & Mats Blomqvist²
Institutioner: ¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience & ²Hafok AB, Sverige
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Januar 2018
Redaktion afsluttet: Januar 2018
- Faglig kommentering: Jens Würgler Hansen
Kvalitetssikring, DCE: Poul Nordemann Jensen
- Finansiel støtte: Miljøstyrelsen, EU FP7-projektet BENTHIS
- Bedes citeret: Hansen, J.L.S. & Blomqvist, M. 2018. Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfauna-indeks 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
<http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Havbunden i det centrale Kattegat er udsat for et intensivt trawlfiskeri. Dette studie undersøger effekten af trawling på bundfaunasamfund, ved at sammenholde satellit-baserede data for trawlingen (VMS data) med bundfauna-indeksmål for diversitet og miljøkvalitet. For at øge den rumlig opløsning af de tilgængelige trawldata, er der udviklet en nedskaleringsmodel, der kvantificerer trawlingen i 0,005 x 0,005 grader store felter på havbunden. I undersøgelsen indgår der 8 bundfaunadatasæt fra danske, svenske og hollandske overvågningsprogrammer, som sammenholdes med den forudgående trawlintensitet på prøvetagningsstederne. Samlet set viser data en signifikant negativ relation mellem trawlintensitet og diversitetsmål og miljøkvalitetsmålene DKI og BQI, men ikke følsomhedsmålet AMBI. Alle datasæt viste en betydelig variation, som ikke var relateret til trawlintensiteten. Dette kan forklares med rumlig variation havbundens fysiske forhold, usikkerhed i den estimerede trawling og det forhold, at det kun er korttidseffekter, der indgår i undersøgelsen. Analyserne viser at indekssmålene for diversitet og miljøkvalitetsindeks, der anvendes i forbindelse med vandrammedirektivet, er følsomme overfor fysisk forstyrrelse, og kan anvendes i områder hvor bundfaunaen er påvirket af trawling.
- Emneord: Bundfauna, Trawling, DKI, VMS-data, Havstrategidirektivet, Biodiversitet, Kattegat
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Søpølsen *Psolus phantapus*, der med sine udstrakte tentakler, er et af de bunddyr der er særligt udsatte for fiskeri med bundslæbende redskaber.
- ISBN: 978-87-7156-306-1
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 46
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>

Indhold

Sammenfatning	5
1 Baggrund	6
2 Indledning	8
3 Metoder og data	13
3.1 Anvendte bundfaunadata	13
3.2 Anvendte data for trawlintensitet	16
3.3 Nedskalering af fisketryksdata	18
3.4 Aggregering af prøver	18
3.5 Anvendelse af diversitets og miljøkvalitetsmål	18
3.6 Modellering af saltholdighed ved bunden	19
3.7 Opdeling af NOVANA-stationer i habitattyper	19
4 Resultater	21
4.1 Fordeling af fiskeritryk på bundfaunastationer i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Øresund og Bælthavet	21
4.2 Anvendelse af diversitets og multimetriske mål til bedømmelse af bundfaunaens tilstand i gradienter af fiskeritryk	25
4.3 Analyser af bundfaunaen fra stationsområder i Kattegat indsamlet i 2014 og 2015	27
4.4 Analyser af bundfaunadata fra den danske del af Nordsøen 2015	27
4.5 Analyser af Hollandske overvågningsdata fra den sydlige Nordsø	32
4.6 Analyser af bundfaunadata fra det nationale svenske overvågningsprogram fra Lille Middelfgrund, Fladen og Nidingen 2013	32
4.7 Analyser af andre bundfaunadata fra det nationale svenske overvågningsprogram	32
4.8 Analyser af bundfaunadata fra det regionale svenske overvågningsprogram fra Skånes og Hallands kyster	32
4.9 Sammenligning af alle datasæt	35
5 Diskussion	39
5.1 Påvisning af trawleffekter på bundfaunasamfundet og følsomheden af diversitets- og miljøkvalitetsindeks	39
5.2 Datakvalitet og usikkerhed i relationen mellem fiskeritryk og bundfaunaens diversitet og miljøkvalitet	39
5.3 Beregning af DK1	41
5.4 Fastsættelse af grænsen for god økologiske tilstand (GES)	42
6 Konklusioner	44
7 Litteratur	45

[Tom side]

Sammenfatning

Havbunden i den centrale og dybe del af Kattegat er udsat for et intensivt fiskeri med bundtrawl. Selvom denne forstyrrelse af havbunden har foregået i lang tid, er der en ringe viden om, hvordan trawlfiskeriet påvirker havbundens dyreliv. Det skyldes, at man længe ikke har vist præcist hvor, hvornår og hvordan trawlingen har foregået. Dermed har det ikke været muligt sammenligne bundfaunasamfund udsat for forskellige grader af trawlpåvirkning. Med indførelsen af den satellitbaserede overvågning af fiskefartøjerne (VMS) er det imidlertid blevet muligt, at få et mere præcis billede af trawlingens fordeling i tid og i rum.

Dette studie undersøger effekten af bundtrawling på bundfaunasamfund, ved at sammenholde VMS-baserede data for trawlintensiteten med bundfaunasamfundenes tilstand beskrevet med forskellige indeksmål for bundfaunas følsomhed, diversitet- og miljøkvalitet. For at opnå højere rumlig opløsning af de tilgængelige data for trawlingen, er der i forbindelse med projektet udviklet en nedskaleringsmodel, der beskriver trawlintensiteten i felter på $0,005 \times 0,005$ grader. I undersøgelsen indgår i alt 8 datasæt for bundfauna fra danske, svenske og hollandske bundfaunaovervågningsprogrammer, som sammenholdes med estimater for den forudgående trawlintensitet på prøvetagningsstederne.

Samlet set viser data en signifikant negativ relation mellem trawlintensitet og diversitetsmål (artsantal, Margalefs indeks og Shannon-diversiteten) og miljøkvalitetsmål (DKI og BQI). Indeksmålet, AMBI, der beskriver sammensætningen af bundfaunasamfundet i følsomme og tolerante arter, viste ingen relation til trawlintensiteten. Der var en negativ korrelation mellem DKI og trawlintensiteten i samtlige datasæt omend relation kun var signifikant i 5 ud af 8 tilfælde. Alle datasæt viste en betydelig variation, som ikke var relateret til trawlintensiteten, men som kan forklares med rumlig variation i de fysiske forhold på havbunden og/eller usikkerhed i den estimerede trawlintensitet. En anden årsag til kan være, at områder hvor bundfaunaen er negativt påvirket af f.eks. dårlige iltforhold undgås af fiskeriet således, at der er en tilbagekobling mellem fiskeriets fordeling og bundfaunaens tilstand, som forstyrrer billedet. Analyserne viser at bundfaunaens diversitet, og de miljøkvalitetsindeks, der baseres på diversitetsmål og anvendes i forbindelse med vandrammedirektivet, er følsomme overfor fysisk forstyrrelse, og har potentiale for at blive anvendt i områder hvor fiskeriet er den dominerende presfaktor på bundfaunaen.

1 Baggrund

Dette projekt er et forsknings- og udviklingsprojekt, som udføres af DCE på foranledning af og i samarbejde med Miljøstyrelsen. Projektet er endvidere støttet af midler EU projektet "BENTHIS" (FP7-KBBE projektnummer 312088). Formålet med projektet er at understøtte den nationale basisanalyse af bundfaunasamfund og bentiske habitater, som vil komplementere de regionale analyser af blødbundsfaunaen, der pågår i regi af HELCOM og OSPAR. Arbejdet omfatter både den svenske og danske del af Kattegat, og der indgår tillige svenske bundfaunadata fra Kattegat.

Bentiske indikatorer spiller en fremtrædende rolle, når der i forbindelse med implementering af havstrategidirektivet, skal fastsættes mål for god miljøtilstand ("Good Environmental Status", GES). Flere af disse mål er tæt associeret med bundfaunaen som f.eks. "bentiske habitater", "havbunden integritet", "havbundens faunasamfund". Da Danmark råder over en stor mængde bundfaunadata, indsamlet under NOVANA-programmet og tidligere overvågningsprogrammer, er det af stor relevans at undersøge, hvordan disse data og programmer bedst muligt understøtter behovene for monitorering, og forbindelse med havstrategidirektivet. Dette projekt undersøger, hvorvidt de multimetriske faunaindeks, herunder DKI og BQI, som blev udviklet i forbindelse med vandrammedirektivet og er anvendt i de kystnære vandområder, også er egnet til at blive brugt til klassifikation af miljøtilstanden i de åbne havområder under havstrategidirektivet.

Begrundelsen for at foretage yderligere sensitivitetssanalyser af DKI er, at følsomheden af DKI blev testet over for en række forskellige presfaktorer i forbindelse med en nordisk interkalibrering af miljøkvalitetsindeks. I denne interkalibrering indgik der multimetriske indeks udviklet i Sverige (BQI) og Norge (NQI), således som det fremgår af Josefson m.fl. (2009). Alle indeks blev testet i en "presgradient", hvilket vil sige, at indeksværdierne blev plottet mod en presfaktor for at se, om der var det forventede respons (dvs. at værdien af miljøkvalitetsmålet falder med stigende påvirkningsgrad). Responset (indeksværdien) blev analyseret i gradienter af flere forskellige presfaktorer, som omfattede organisk forurening, iltvind, tungmetallforurening (kobber og bly), suspenderet stof og fysisk begrænsning af faunaen. Men rækken af presfaktorer omfattede ikke fysisk forstyrrelse af havbunden fra fiskeri med slæbende redskaber. Derfor har der hersket usikkerhed om, hvorvidt DKI og lignende indeks var egnede til brug i de åbne farvande, der er omfattet af havstrategidirektivet, og hvor der foregår et udbredt trawlfiskeri. I et notat af Hansen m. fl. (2016) blev der påvist en signifikant negativ korrelation mellem DKI og trawlintensiteten. Her blev der anvendt bundfaunadata fra NOVANA-overvågningen i Kattegat.

I forbindelse med implementeringen af havstrategidirektivet har EU-Kommissionen bedt OSPAR og HELCOM om at rådgive om og indstille indikatorer og kriterier for bl.a. bentiske habitater. Dette arbejde har pågået i et antal arbejdsgrupper under de to organisationer, hvor der udføres regionale basisanalyser. Der arbejdes bl.a. med at undersøge, hvorvidt det svenske miljøkvalitetsindeks (BQI) er tilstrækkeligt følsomt. Herudover er der arbejdsgrupper (f.eks. HELCOM-BOOST) der undersøger forskellige træk ("biological traits") hos de enkelte organismer, som forbindes med følsomhed over for trawling

og fysik forstyrrelse. Her er det hovedsageligt de enkelte arters levealder ”longevity”, der fokuseres på.

I regi af OSPAR blev der iværksat en regional analyse af bundfaunaen i Nordsøen. Her er de initiativtagende lande enedes om at anvende Margalefs indeks (D) til at beskrive bundfaunaens tilstand langs gradienter i fiskeritryk. Danmark kom ind i dette arbejde på et senere tidspunkt og stillede i den forbindelse bundfaunadata fra NOVANA-overvågningen i Nordsøen til rådighed. Nordsøen indgår ikke eksplicit i denne undersøgelse, men der vil blive anvendt datasæt fra Nordsøen for at validere, om de fundne resultater for Kattegat (følsomheden af DKI og BQI over for fysisk forstyrrelse fra trawling) kan bekræftes på uafhængige datasæt.

Hvad enten der anvendes et artsrigdomsindeks som Margalefs indeks, eller et af de multimetriske indeks (f.eks. DKI eller BQI), så vil de fleste af disse indeks være påvirket af prøvestørrelsen. Da Danmark anvender en hapsbundhenter med prøvestørrelsen 0,0143 m², og de øvrige lande anvender grab med et prøvetagningsareal på 0,1 m², er der behov for at aggregere de danske prøver, således at der opnås et sammenligneligt prøvetagningsareal; hvilket dog desværre ikke i sig selv garanterer sammenlignelighed på tværs af de forskellige overvågningsprogrammer. Der indgår ikke en egentlig interkalibrering i denne undersøgelse. Men for at afklare betydningen af de forskellige dataformater er der i dette projekt foretaget sammenlignende analyser, hvor indekxsværdierne beregnes for de forskellige prøvetagningsarealer baseret på danske, svenske og hollandske data, som vil blive rapporteret i anden sammenhæng.

Når det gælder effekten af fiskeri, så forholder projektet sig kun til de faunasamfund, der lever på den bløde havbund (sedimentbund). Der skelnes i denne sammenhæng ikke mellem fiskerieffekter på habitatniveau og på bundfaunasamfundsniveau. Det skyldes, at projektet baserer sig på eksisterende data (indsamlet efter de tekniske anvisninger for NOVANA-overvågningen), som ikke inkluderer data, der beskriver habitatets fysiske tilstand. På den bløde havbund er der dog en tæt kobling mellem habitatets kvalitet og sammensætning og bundfaunasamfundets kvalitet og sammensætning.

2 Indledning

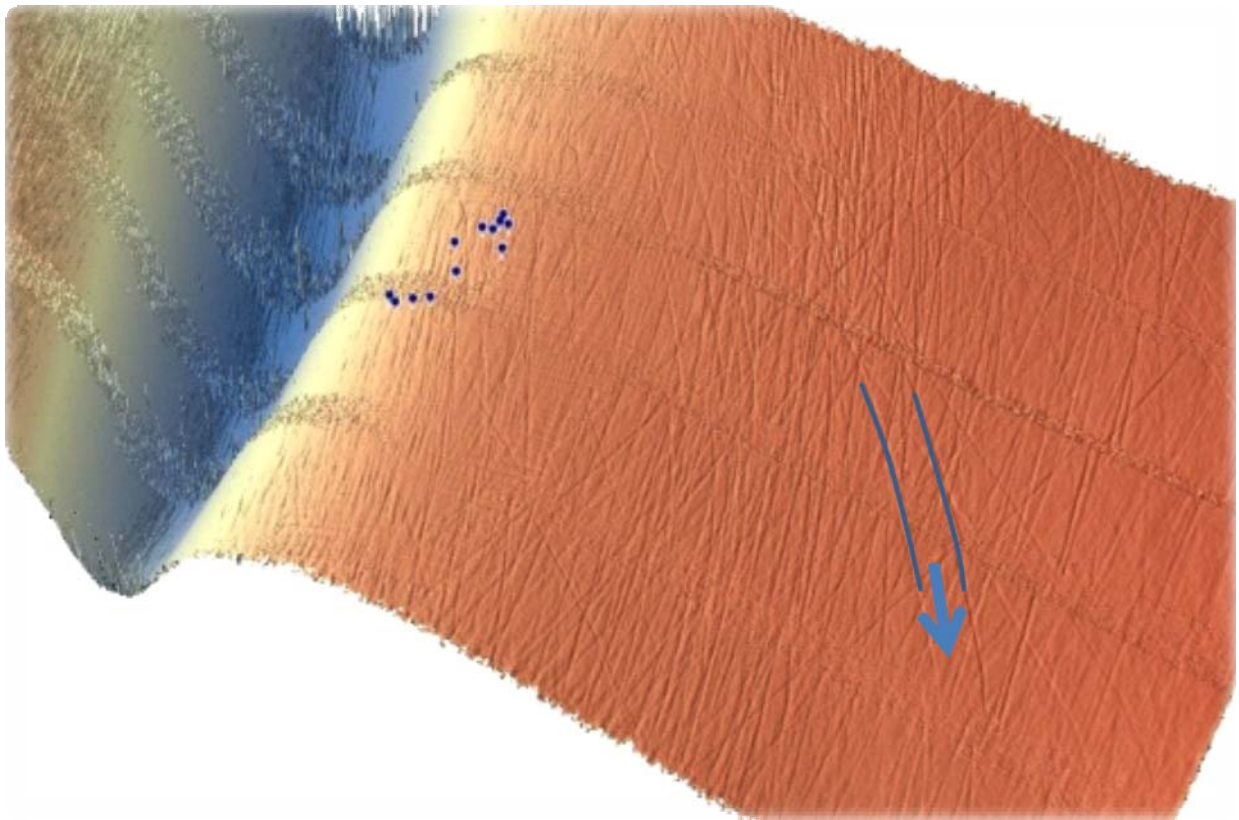
Havbunden i de danske farvande udgøres af forskellige typer af sedimentbund. Havbunden rummer naturligt et rigt og mangfoldigt samfund af hvirvelløs bundfauna med mere end 500 almindelig forekommende arter (f.eks. Hansen m.fl. 2016). Det er velkendt, at bundfaunaen er følsom over for en række af forskellige påvirkninger og ændringer i det omgivende miljø. Det gælder en række eutrofieringseffekter såsom iltsvind, sulfidforekomst og organisk berigelse af sedimentoverfladen, og det gælder forurening med f.eks. tungmetaller, PAH'er osv. Bundfaunaen påvirkes ligeledes af fysisk forstyrrelse. Her er det er veldokumenteret, at f.eks. tilsiltning (dvs. overlejring af bundfaunasamfundet med sediment "siltation") fra sedimentfaner har en effekt. Endeligt er der en lang række undersøgelser, der dokumenterer negative effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber (f.eks. Kaiser m.fl. 2006). Effekten af bundtrawling kan deles op i korttidseffekter (af en varighed på et til få år) og langtidseffekter, hvor langtidseffekter beskriver mere eller mindre permanente ændringer af faunasamfundet, som forekommer, der hvor havbunden er udsat for tilbagevendende trawling år efter år (f.eks. Collie m.fl. 2000; Hiddink m. fl. 2006).

I de indre danske farvande, herunder Kattegat, er effekten af bundtrawling imidlertid kun i meget ringe omfang undersøgt (dog Pommer m.fl. 2016; Hansen m.fl. 2016). Dette til trods for at der i årtier har foregået et omfattende fiskeri i Kattegat, som i de senere år især har været rettet imod jomfruhummer. Der har dog længe været en mistanke om, at det omfattende trawlfiskeri har haft en negativ effekt på bundfaunasamfundet. Tilbage i 1985, hvor man genbesøgte de stationer, som CGJ Petersen oprindeligt undersøgte i 1911-1913, blev det omfattende trawlfiskeri anført som en mulige årsag til, at bundfaunaen havde ændret sig markant i løbet af det tyvende århundrede (Pearson m. fl. 1985).

En vigtig grund til at der generelt er ringe viden om og dokumentation af, hvordan trawling påvirker bundfaunasamfundet er, at det har været umuligt at stedfæste fiskeriaktiviteterne. Man har ikke med sikkerhed kunnet sige, hvor der blev fisket, hvor ofte der blev fisket, hvilke redskaber der blev anvendt, og hvordan redskaberne påvirkede bunden. Dermed har det heller ikke været muligt at sammenholde bundfaunaen med fiskeritrykket og sammenligne befiskede og ikke befiskede områder. Et andet forhold som gør det særligt kompliceret at dokumentere effekten af trawlfiskeriet i Kattegat er, at havbunden er en meget heterogen habitat, der varierer meget over selv små afstande. Det gælder sedimentets sammensætning, tilførsel og indhold af organisk materiale, iltindhold og vandets saltholdighed ved bunden. Sammensætningen af bundfaunaen er mindst lige så heterogen som havbunden. I lidt større skala, og for Østersøen generelt, er det saltholdigheden, der er af størst betydning for bundfaunaens sammensætning. Hydrografisk set er de indre danske farvande en del af det estuarie, som udgør overgangszonen mellem Østersøen og Nordsøen. Vandsøjlen er saltlagdelt, og der er en faldende gradient i saltholdigheden ind mod Østersøen. For bundfaunaen betyder det, at samfundets sammensætning varierer både i forhold til vanddybden, i forhold til nord-syd placeringen i denne overgangszone og i forhold til sedimentets sammensætning. Heterogeniteten af havbunden, og det forhold at fiskeritrykket i sig afhænger meget af bundtypen (Pommer m.fl. 2016), betyder tilsammen, at det er svært at finde sammenlignelige områder med forskelligt fiskeritryk. I Nordsøen hvor der er

lidt større ensartede områder, har man kunnet foretage sådanne sammenligninger ved undersøgelser i områder, der har været lukket for fiskeri f.eks. i forbindelse med opførelsen af havvindmølleparker (Coates m.fl. 2016).

Med indførelsen af VMS "Vessel Monitoring System" er det imidlertid blevet muligt at få mere præcis information om hvor og hvornår trawlfiskeriet har foregået. Systemet giver hver time information om den enkelte båds position og hastighed, hvor hastigheden giver et fingerpeg om, fartøjet fisker eller ej. Hvorvidt der bliver fisket eller ej, kan yderligere kvalificeres, hvis VMS-informationen kombineres med information fra skibets logbog mht. redskabsanvendelse (f.eks. Bastardie m.fl. 2010). Men det er ikke muligt med sikkerhed at fastslå, om en given position på havbunden er blevet befisket eller ej, da bådens rute mellem to "VMS-ping" er ukendt, ligesom det enkelte ping kun angiver bådens position og ikke trawlets position på havbunden.



Figur 1. Kort der viser trawlspor på bunden. Kortet er fremkommet vha. multibeam-opmåling af havbunden fra undersøgelses-skibet Aurora. Arealet af det kortlagt område er ca. 3 km². Trawlsprene kan genkendes som parallelle linjer med en afstand på ca. 50 m. De stammer fra de skovle der er monteret på hver side af trawlets åbning. Der er markeret et trawlspor med angivelse af den formodede sejlreretning (blå pil) ud fra voldenes placering. Blå pletter viser et eksempel på positionerne for de enkelte prøver der er taget på en bundfaunastation. Man kan se mange krydsende spor, der vidner om, at de fysiske spor fra trawlingen ikke er forsvundet, i den tid der går mellem trawlhændelserne. Inden for de ca. 3 km² kan der erkendes ca. 70 individuelle trawlspor. Det opmålte område ligger inden for et af de nye beskyttede områder i det nordlige Kattegat, og blev opmålt af Aarhus Universitet i april 2015, før områderne blev beskyttet.

Kort over fordelingen af fiskeritrykket angiver dermed en sandsynlig trawlfrekvens for den enkelte position. Der er publiceret kort over fiskeritrykket med en rumlig opløsning på 1 og 2 minutters rektangler, som er fremkommet ved modellering af det enkelte fartøjs sandsynlige rute, og angiver det overstrøgne areal (f.eks. Bastardie m.fl. 2010). Danske VMS-data er ejet af Fiskeristyrelsen

og er ikke alment frit tilgængelige for forskning. Alment tilgængelige data findes i aggregeret form hos den internationale organisation for havundersøgelser, ICES. Den rumlige opløsning af ICES-data er dog væsentligt ringere (0,05 x 0,05 grader og med en tidslig opløsning på et kalenderår). Graden af den fysiske påvirkning fra en trawlhændelse afhænger naturligvis af det anvendte redskab. Som det fremgår af Figur 1, kan samme redskab have forskellig effekt inden for samme trawlspor (overstrøgne areal) afhængig af, om bunden påvirkes af skovlene på trawlets sider, der graver dybt ned i sedimentet, eller om påvirkningen alene hidrører fra trawlets bund mellem skovlene. Dette kan i relation til havstrategidirektivet have betydning for, om påvirkningen kan betragtes som en forstyrrelse eller et arealmæssigt tab af den pågældende habitat, afhængigt af hvor lang tid der går før sedimentstrukturen er regenereret i sporet efter henholdsvis trawlet og skovlene (se f.eks. Hiddink m. fl. 2017). Alt i alt betyder dette, at når der foretages sammenlignende analyser af fiskeritrykket og bundfaunaen, så kendes graden af den fysiske forstyrrelse ikke eksakt, der hvor den enkelte prøve tages. Data for fiskeritrykket må derfor i stedet betragtes som en sandsynlighed for, at der er sket en fysisk forstyrrelse.

De forskellige typer af forstyrrelser af havbunden påvirker bundfaunaens artssammensætning. Ændringerne i samfundet kan skyldes, at nogle arter forsvinder eller bliver mere sjældne, fordi de har karaktertræk ("traits"), der gør dem særligt følsomme over for en bestemt type af forstyrrelse. De karaktertræk, som anses for specielt følsomme over for bundtrawling, er eksempelvis en lang levetid og sen kønsmodning. Her kan følsomheden forklares med, at disse dyr har en større chance, for at blive eksponeret for bundtrawlet, inden de når at reproducere sig (f.eks. Bremner m.fl. 2006). Af samme årsag er direkte larveudvikling (larveudvikling der foregår på bunden) et andet følsomt karaktertræk, fordi disse arter også er eksponeret for trawling i deres larvestadier i modsætning til de planktotrofe larver, der udvikler sig i vandsøjlen og dermed undgår påvirkning i deres larvestadie. Herudover har arter med direkte udvikling sværere ved at sprede sig og genkolonisere et område, hvis de først er forsvundet. Dyrenes placering på eller i sedimentet er et andet karaktertræk, der bestemmer trawlfølsomheden. De arter, der findes på overfladen af sedimentet og rager op vandsøjlen (som f.eks. søfjer, *Virgularia*), vil være mere udsatte for at blive ramt af de bundsløbende redskaber end dyr der er begravet dybt i sedimentet. Ved at karakterisere bundfaunasamfundet mht. dets sammensætning i følsomme og ikke følsomme arter kan man få en indikation på, om bundfaunasamfundet har været udsat for en negativ påvirkning, idet man vil forvente, at de arter, der er følsomme, vil være blevet relativt mere sjældne. Metoden med at karakterisere påvirkningsgraden af bundfaunaen ud fra artsspecifik følsomhed har dog det problem, at mange arter ændrer følsomhed over for fysisk forstyrrelse i løbet af deres livscyklus. Da de fleste data, der stammer fra bundfaunaovervågningen, ikke indeholder information om alders- eller størrelsesfordeling, kan det være vanskeligt at fastslå, om artssammensætningen reelt vidner om en påvirkning. Eksempelvis findes små og unge individer typisk i overfladesedimentet. I løbet af individernes udvikling vokser nogle arter op i vandsøjlen (f.eks. søfjer) og bliver dermed mere udsatte for trawling med alderen/størrelsen, mens andre arter placerer sig dybere i sediment og kan dermed vokse sig ud af det trawlpåvirkede overfladesedimentlag (f.eks. sandmuslingen). Ud over ændringer af bundfaunasamfundet, som kan knyttes til de enkelte arters specifikke følsomhed, ser man ofte et generelt fald i faunaens artsrigdom og artsdiversitet i forstyrret havbund. En reduktion i artsrigdommen gælder for stort set alle typer af forstyrrelser af bundfaunasamfundet.

Der er udviklet en række forskellige indeks, der anvendes i regi af vandrammedirektivet, og som beskriver miljøkvaliteten på havbunden ud fra bundfauna-prøver. De fleste bruger/bygger på de klassiske artsdiversitetsindeks (f.eks. Shannon diversitet, Margalefs indeks eller artsantal) andre bruger princippet om at klassificere artssammensætningen med hensyn til følsomhed, som det f.eks. er tilfældet med AMBI (Borja m.fl. 2003, 2007, Muxika m.fl. 2010). Andre indeks kombinerer følsomhedsmål og diversitetsmål i multimetriske indeks. Dette er f.eks. tilfældet med det danske DKI-indeks (Josefson m.fl. 2009) og det svenske BQI-indeks (Rosenberg m.fl. 2004, Leonardsson 2009). DKI og BQI blev udviklet til at klassificere miljøtilstanden i forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet. DKI kan antage værdier mellem 0 til 1, og indekset kombinerer mål for faunaens følsomhed udtrykt med AMBI med diversitetsmål udtrykt ved Shannon-diversiteten og vægter de to mål ligeligt. I BQI indgår der ligeledes artsspecifik følsomhed og mål for bundfaunaens artsrigdom og abundans. Følsomheden af begge indeks blev testet for en række forskellige presfaktorer herunder iltsvind, organisk forurening/berigelse, tungmetaller og tilsiltning (Josefson m.fl. 2008, Josefson m.fl. 2009), men ikke for fysisk forstyrrelse fra fiskeri. I princippet beskrive begge indeks tilstanden af et bundfaunasamfund i forhold til det bundfaunasamfund, der forventes i en uforstyrret tilstand (referencetilstanden). For at kompensere for den naturlige effekt, som saltholdigheden har på diversitet og sammensætningen af følsomme/tolerante arter og dermed indekseværdien, indgår saltholdigheden eksplicit i beregningen i den seneste version af DKI-indekset (DKI v.2) (Carstensen m.fl. 2014). I den seneste version af BQI (BQI2015 og BQI-residual) indgår der også område- og dybdespecifikke grænseværdier, som på tilsvarende vis kompenserer for de kraftige naturlige gradienter, der er i Østersøområdet. I forhold til vandrammedirektivet er DKI blevet anvendt til klassifikation af de danske vandområder, og BQI er blevet anvendt til klassifikation af de svenske vandområder. I regi af havstrategidirektivet har HELCOM foreslået grænser for god økologisk tilstand i de fleste områder i Østersøen baseret på BQI.

Det primære mål med dette projekt er, med fokus på Kattegat, at teste, hvilke artsdiversitetsmål og faunaindeks, der er anvendelige til at beskrive den økologiske tilstand på den bløde havbund i de åbne dele af Kattegat og Bælthavet, som er omfattet af havstrategidirektivet. Der vil være særligt fokus på, hvorvidt de enkelte indeks er følsomme over for fysisk forstyrrelse fra fiskeri med slæbende redskaber. Projektet anvender de tilgængelige data for fiskeritrykket, som er baseret på VMS-data der er aggregeret i forskelligt omfang. Disse data vil blive sammenholdt med bundfaunadata fra et stort udsnit af danske (primært NOVANA-stationer) og svenske bundfaunastationer i perioden 2005-2015. Endvidere anvender projektet uafhængige datasæt fra den hollandske del af Nordsøen.

De sekundære formål er at vurdere/beskrive, hvorvidt niveauet for god miljøtilstand (GES), beskrevet ved bundfaunaindeks, kan overføres fra vandrammedirektivets kystnæreområder til de mere åbne havområder i regi af havstrategidirektivet. Endeligt vil det blive analyseret, i hvilket omfang de forskellige mål kan sammenlignes, og om det fremadrettet vil være relevant at modificere indeksberegningen for at harmonisere klassifikationen regionalt.

Projektet indeholder følgende analyser og aktiviteter:

- Sammenlignende analyser af Margalefs artsrigdom indeks (D), DKI, AMBI og BQI baseret på otte forskellige datasæt.
- Relationen mellem forskellige indeks (DKI, BQI, AMBI, Shannon og Margalefs) og fiskeritrykket.
- Analyse af betydningen af den rumlige opløsning af data for fiskeritrykket for at detektere effekter på faunaen med de beskrevne mål og indeks.

3 Metoder og data

3.1 Anvendte bundfaunadata

Projektet omfatter bundfaunadata og fiskeritryksdata fra Nordsøen, Kattegat, Øresund og Bælthavet. Data består af flere forskellige datasæt fra forskellige datakilder, som er listet nedenfor. Datagrundlaget for bundfauna består af danske NOVANA-data fra de åbne indre danske farvande, der dels består af punktstationer, hvorfra der er indsamlet 5-10 hapsprøver årligt/mellemårligt af Aarhus Universitet (tidligere DMU) i perioden 2000-2013 (Figur 2), og dels af stationsområder i Kattegat, Bælthavet og Nordsøen, som er blevet indsamlet af Miljøstyrelsen i 2014 og 2015. Der er endvidere blevet stillet data til rådighed fra det nationale svenske overvågningsprogram for bundfauna, samt fra regionale svensk monitoring fra Halland kyster (Figur 2). Endelig er der anvendt data fra det nationale hollandske overvågningsprogram for bundfauna i Nordsøen. De anvendte data består dermed af en række forskellige datasæt fra forskellige datakilder og indsamlingsprogrammer og spænder over forskellige prøvetagningsmetodikker, som beskrevet nedenfor. De efterfølgende analyser er foretaget særskilt på hvert af de i alt otte forskellige datasæt. I alt omfatter projektet bundfaunadata fra 2.634 prøvetagninger fordelt på 1.025 stationer i Kattegat, Nordsøen og Bælthavet fra perioden 2005 til 2015, og analyserne omfatter mere end 164.000 fund af dyr i disse prøver.

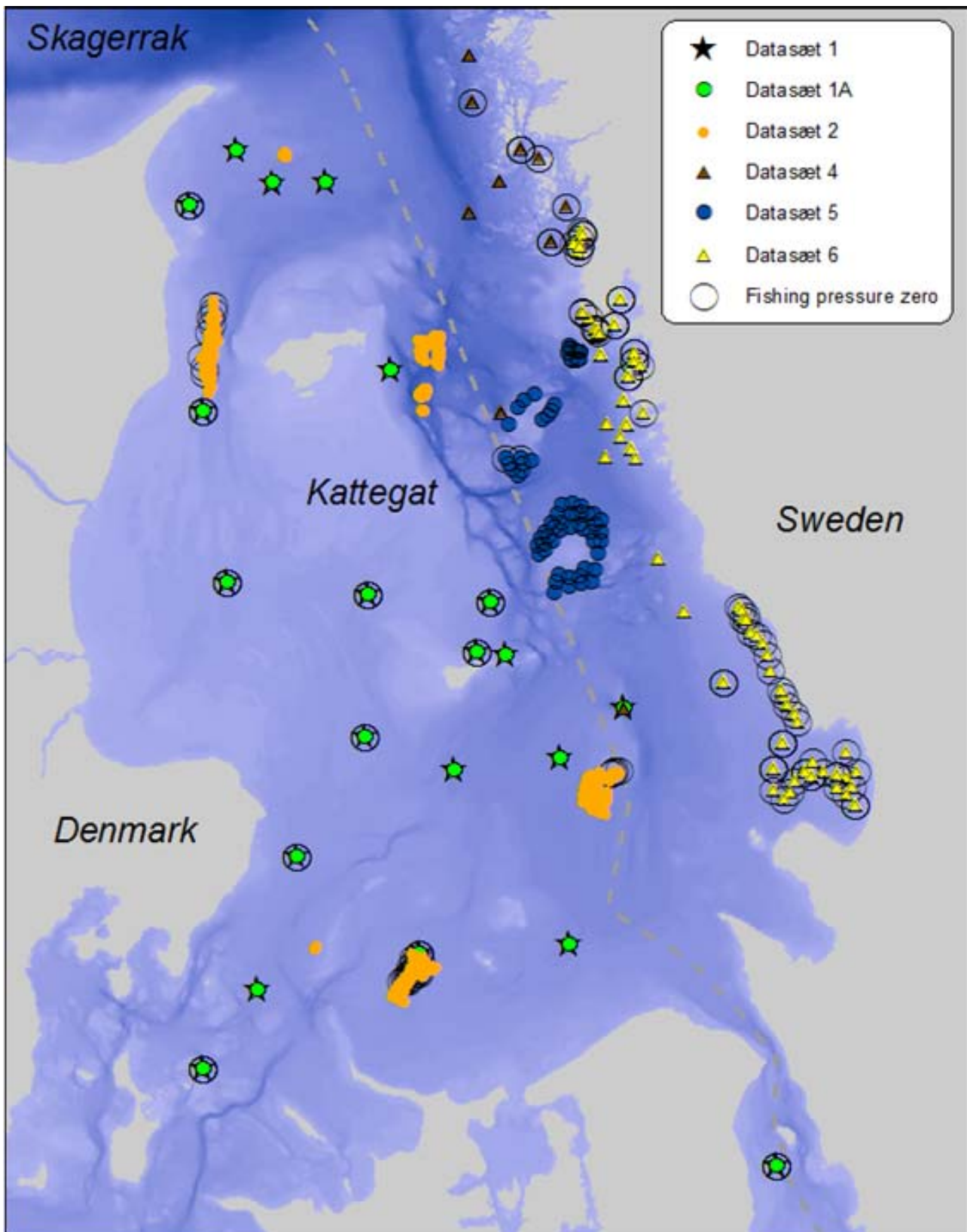
Datasæt 1: Danske NOVANA-data fra 21 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 2005-2015. Hapsprøver fra 21 stationer i perioden 2000 – 2013 med årlige prøvetagninger i 2000-2008, 2010-2011, 2013 og 2015. Prøverne er konsekvent indsamlet i april, og der er taget 5 eller 10 delprøver (Figur 2, orange symboler, Figur 4 for habitatkarakteristik). Prøverne er aggregeret i puljer af fem haps. I alt 153 prøver.

Datasæt 1A: Som datasæt 1 uden aggregering af haps. I alt 885 prøver fordelt på 21 stationer.

Datasæt 2: Danske "Havstrategistationer" i Kattegat. Datasæt omfatter seks stationsområder i 2015 og to stationsområder i 2014. Hvert område består af 42 prøvetagningspositioner, der ligger inden for et mindre område. På hver position tages der en enkelt hapsprøve. De stationsområderne i Kattegat, der blev taget i 2015 er placeret i de nye beskyttede områder (Figur 3, blå symboler). I alt omfatter datasættet 335 prøver taget på 335 forskellige positioner.

Datasæt 3: Danske "Havstrategistationer" i den danske del af Nordsøen. Dette datasæt omfatter 10 stationsområder med hver 42 prøvetagningspositioner, hvor der blev indsamlet i 2015 og som svarer til prøveindsamlingsmetoden for datasæt 2. (Figur 2, blå symboler). I alt 420 prøver fordelt på 420 positioner.

Datasæt 4: Data fra det svenske nationale overvågningsprogram i perioden 2010-2015 bestående af faste stationer med årlige prøvetagninger med 2-4 delprøver på hver station. Prøverne tages med Smith McIntyre (0.1 m²) (Figur 2, lilla symboler). I alt 122 delprøver fordelt på 10 stationer.



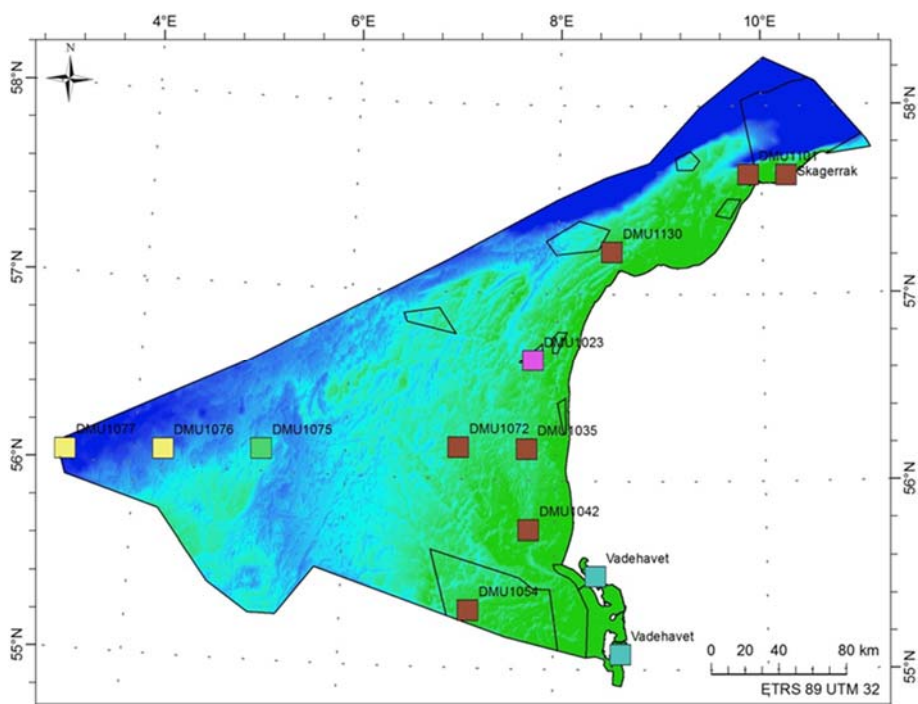
Figur 2. Placering af danske og svenske bundfaunastationer opdelt på datasæt (1-6), der er analyseret særskilt. Cirkler angiver de positioner hvorfra der ikke findes fiskeritryksdata enten fordi de er uden for OSPARs område (Bælthavet og Øresund) eller fordi der forekommer "nul"-observationer. Farveskala for dybdekontourer dækker dybdeintervallet 0 (lys kaki) til over 120 m (mørkeblå). Stationerne i Vestlige Østersø samt i de danske fjorde indgår ikke i analyserne.

Datasæt 5: Data fra det regionale svenske overvågningsprogram indsamlet omkring "Niddingen" (Kattegat) "Lille Middelgrund" (Kattegat) og omkring "Fladen" (Kattegat) i 2013. På hver station er der indsamlet én delprøve med Smith McIntyre (0.1 m²). I alt 73 prøver fordelt på 73 positioner (Figur 2, lilla symboler).

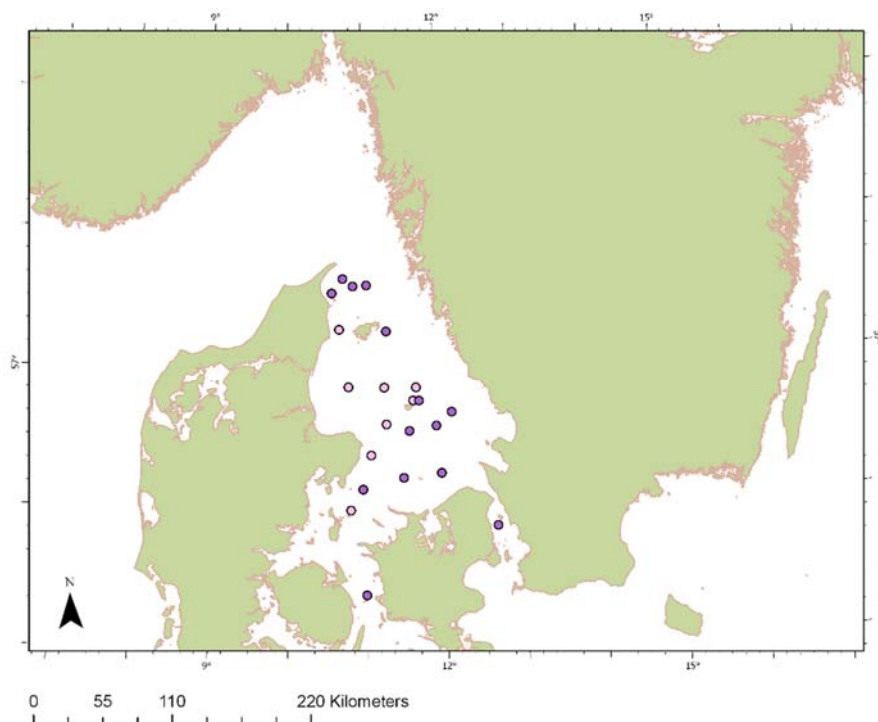
Datasæt 6: Data fra den regionale svenske bundfaunaovervågning langs Hallands vestkyster fra perioden 2010-2015. Prøver taget med Smith McIntyre. I alt 499 prøver fordelt på 66 stationer.

Datasæt 7: Data fra det hollandske overvågningsprogram, som er stillet til rådighed af "Rijkswaterstaat" – Ministeriet for infrastruktur og Miljø. Datasættet består af 100 stationer med prøvetagninger i hvert af årene 2009, 2010 og 2012. Der er taget én prøve på hver station med boxcorer med et areal på 0,078 m² (prøvetagningspositioner er ikke afbilledet på Figur 2). I alt 300 prøver fordelt på 100 stationer.

Figur 3. Placering af danske Havstrategistationer i Nordsøen som blev indsamlet i 2015 (Datasæt 3) med angivelse af EUNIS habitatklassificering. Lyserøde symboler angiver "Circalittoral coarse sediment", brune symboler angiver "circalittoral muddy sand", grønne symboler angiver "deep circalittoral sand" og gule symboler angiver "deep circalittoral mud". Baggrundskontourer angiver vanddybden med mørk blå som de dybeste områder < 70 m.



Figur 4. Placering af danske NO-VANA-stationer i Kattegat (Data-sæt 1, 1A) med angivelse af habitatklassificering. Lyserøde symboler (SSM – "Shallow, Sandy and Mesohaline") angiver stationer med relativt lav vanddybde med sandet bund, og hvor vandet er relativt brakt. Magenta symboler (DME – "Deep, Muddy and Euhaline") angiver stationer, hvor bunden er mudret, hvor saltholdigheden er omkring 30 (eller højere), og hvor vanddybden er stor (17-55 m).



3.2 Anvendte data for trawlintensitet

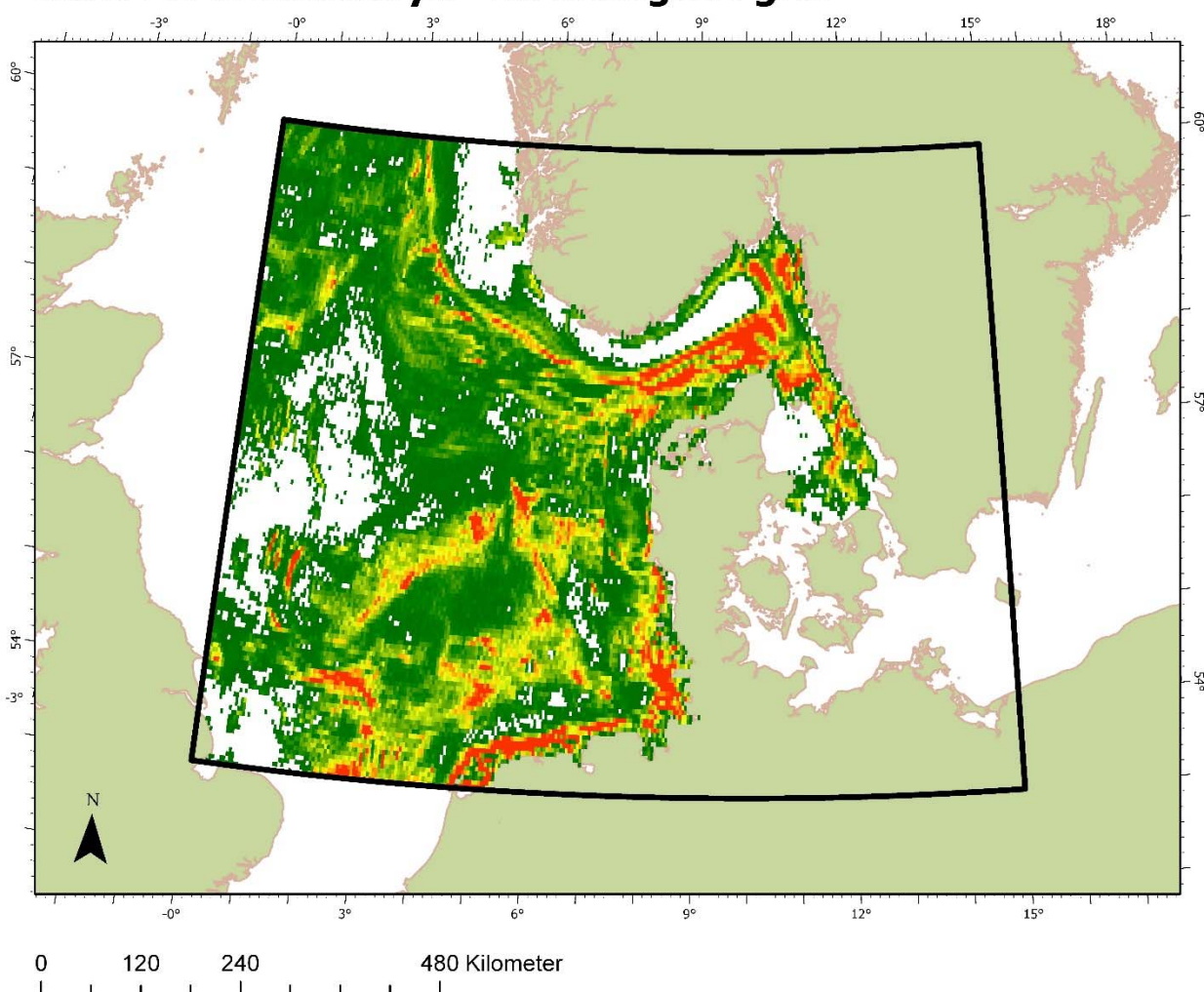
De forskellige bundfaunadatasæt er matchet mod de datasæt for fiskeritryk (trawlintensitet), som det har været muligt at få tilladelse til at anvende. Der er anvendt 3 datasæt. Det første er modelleret på DTU-aqua og er stillet til rådighed af Fiskeristyrelsen (model 1). Et andet datasæt er hentet fra ICES-hjemmeside og det tredje er baseret på en nedskaleringsmodel der er udviklet i dette projekt. Alle 3 datasæt er baseret på VMS-data, som i forskellig grad er aggregeret i tid og rum.

For de 21 stationer i de indre danske farvande (hovedsageligt Kattegat) findes der tilgængelige punkt-estimer for fiskeritrykket for perioden 2005-2012 (beskrevet i Hansen m.fl. 2016), som er blevet stillet til rådighed af Fiskeristyrelsen. Her er fiskeritrykket modelleret af DTU-Aqua (Eigaard m.fl. 2014) og er aggregeret på månedsbasis efter en metode, der er beskrevet i Bastardie m.fl. (2010). Disse modellerede fiskeritryksdata (herefter benævnt "Model 1") dækker perioden 2005-2013, og dataformatet beskriver det samlede trawlede areal (overstrøget trawlareal) inden for hvert rektangel udregnet ud fra VMS-positioner og logbogsoplysninger om redskabsbredde. I analyserne er der endvidere anvendt datasæt fra ICES, som dækker det samlede område i Kattegat, men som dog kun dækker perioden 2009-2015, og med en rumlig aggregering på $0,05 \times 0,05$ grader. Disse data (benævnt "ICES-data") har tilsvarende enheden areal (overstrøget areal).

Da den hypotese, som testes, er, at fiskeritrykket påvirker faunasamfundet, er status for faunasamfundet sammenholdt med det forudgående fiskeritryk, som her er sat til et år forud for indsamlingen af bundprøver. Da de danske bundfaunadata næsten alle er indsamlet i april/maj betyder det, at fiskeritrykket i Model 1 er udregnet fra maj det foregående år og frem til maj samme år, som indsamlingen af faunaen er foretaget. For de øvrige faunadata, som er matchet til fiskeritryksdata fra ICES, som er aggregeret på årsbasis, er faunaen derfor sammenholdt med fiskeritrykket det forudgående kalenderår. Derfor

er fiskeritrykket fra januar til april samme år ikke medtaget. Data fra ICES matcher således faunadata fra 2010 og fremefter for både Danmark og Sverige. NOVANA-datasættet for Kattegat, der dækker årene 2005-2015 (undtaget 2009, 2012 og 2014, hvor der ikke var programsat prøvetagning) er tilsvarende matchet mod fiskeridataserien fra DTU, således at der er sammenhørende værdier for faunaprøvetagningen i årene 2005, 2006, 2007, 2008, 2010, 2011, 2013 og fiskeritrykket året før. For bundfaunadata fra 2005 er fiskeritrykket det forudgående år dog opgjort ved at antage, at fiskeriintensiteten i perioden maj-december 2004 havde samme størrelse og fordeling som perioden maj-december 2005, da fiskeriintensiteten i 2004 er ukendt. Fiskeritryksdata (trawlintensitet) for den hollandske del af Nordsøen er stillet til rådighed af Rijkswaterstaat.

Kort: 2015 fiskeritryk - ICES original grid



Figur 5. Eksempel på data for fiskeritryksdata download fra ICES for 2015 og gældende for OSPAR-områderne: Nordsøen og Kattegat. Intensiteten af fiskeritrykket er angivet med farvetoner gående fra grøn mod rød for stigende fiskeritryk. Hvide områder repræsenterer områder hvor der ikke er registreret fiskeri fra fartøjer med bundslæbende redskaber (indenfor kategorien "sub-surface abrasion").

3.3 Nedskalering af fisketryksdata

På grund af den ringe rumlige opløsning i de fiskeritryksdata, der foreligger fra ICES, er der foretaget en simpel "downscaling" (nedskalering) af fiskeritryksdata for Kattegat. Der er anvendt en dybde-algoritme fra Pommer m.fl. (2016) til at genfordele fiskeritrykket i ICES rektangler, der forudgående er underopdelt i 100 felter (10×10) á $0,005 \times 0,005$ grader. Princippet i nedskaleringsproceduren er, at det samlede fiskeritryk inden for hvert af ICES-felter antages at være fordelt på samme måde i forhold til vanddybden, som trawlingen i de forskellige dybdeintervaller i Kattegat som helhed. Det betyder, at fiskeriintensiteten efter nedskalering (herefter benævnt "Model 2") er jævnt fordelt i de ICES-felter, hvor dybden er ensartet, mens der vil være betydelig forskel i fiskeriintensiteten i ICES-felter med forskelle i vanddybden. Relationen mellem fiskeriintensitet og dybden for Kattegat som helhed er hentet fra Pommer m.fl. (2016). Ifølge Pommer m. fl. (2016) er det hovedsageligt jomfruhummer (*Nephrops norvegica*), som efterstræbes af fiskeriet i Kattegat. Ifølge Model 2 vil fiskeritrykket derfor for en stor del være bestemt af forekomsten af jomfruhummer, og da forekomsten af jomfruhummer antages at være påvirket af saltholdighed og saltlagdeling, er algoritmen kun valideret for den del af Kattegat, som er lagdelt. For de 21 stationer (Datasæt 1), hvorfra der findes månedlige fiskeridata, er der yderligere foretaget en sæsonvægtning af Model 2, således at fiskeri-intensiteten kan integreres et år forud for bundfaunaprøvetagningen. For de øvrige stationer, hvorfra der ikke foreligger fiskeritryksdata (dvs. Datasæt 2, 3, 4, 5, 6, 7) fra Model 1, anvendes der data fra ICES og fra Model 2 (med det forbehold at Model 2 ikke er kalibreret til områder, som ligger uden for Kattegat).

3.4 Aggregering af prøver

Forud for analyserne af de danske bundfaunadata fra Kattegat (Datasæt 1), er der foretaget en aggregering, således at de fem delprøver á $0,0143 \text{ m}^2$, der blev taget på hver station, er lagt sammen til et samlet prøveareal på $0,0715 \text{ m}^2$. Denne aggregering svarer til den metode, der tidligere er anvendt i forbindelse med udregning af DKI-værdier for de åbne farvande (Hansen m.fl. 2016). Der er ikke foretaget aggregering i de øvrige datasæt.

3.5 Anvendelse af diversitets og miljøkvalitetsmål

De danske og svenske data analyseres mht. til individantal (N) og artsrigdom. Artsrigdommen er udtrykt som antallet af arter i én prøve (S) eller det sumerede antal arter i fem eller syv prøver (S_5 , S_7). Margalefs indeks (D) beskriver forholdet mellem artsantallet og den naturlige logaritme til individantallet (ligning 1).

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (1)$$

Til beskrivelsen af artsdiversiteten anvendes Shannon-diversiteten (H'), som beregnes både for en prøve og for aggregerede prøver (ligning 2).

$$H' = - \sum P_i \log(P_i) \quad (2)$$

Hvor P_i angiver individantallet af den i 'te art i forhold til det totale individantal i prøven.

Der anvendes to forskellige kvalitetsmål for bundfaunasamfundet i form af BQI og DKI, som begge er multimetriske indeks (dvs. kombinerer flere forskellige indeks i et indeks). I DKI indgår der AMBI, der er beskrevet i Borja m.fl. (2000, 2003, 2007). Det er et indeks, der bygger på artsspecifik følsomhed og kan antage værdien 0 – 7, hvor 7 er den ringeste tilstand, og 0 repræsenterer et uforstyrret samfund. BQI bygger dels på mål for artsrigdom og dels på artsspecifik følsomhed (Rosenberg m.fl. 2004, Leonardson m.fl. 2009 & 15 og Leonardson 2016). DKI (Dansk kvalitets Indeks) er ligeledes et multimetrisk indeks, der kombinerer AMBI og shannon-diversiteten og vægter dem lige i et fælles indeksmål (Josefson m.fl. 2009, Carstensen m.fl. 2014). I princippet forholder DKI sig til et referencemål, idet der beregnes et forholdstal mellem den observerede artsdiversitet og den maximale artsdiversitet (H'_{max}). Da artdiversiteten og AMBI værdien naturligt afhænger af vandets saltholdighed, er DKI i version 2 (DKI v.2) modificeret for at gøre indekset anvendeligt på tværs af saltholdighedsgradienter. I DKI v.2 er H'_{max} normaliseret til saltholdigheden ved bunden, således at H'_{max} er givet ved en lineær funktion, som stiger med saltholdigheden (Carstensen m.fl. 2014). På tilsvarende vis er den minimale værdi for AMBI ($AMBI_{min}$) angivet som en funktion af saltholdigheden (Carstensen m.fl. 2014). Begge relationer er fundet empirisk. Beregningen af DKI v.2. følger:

$$DKI\ v.2 = \frac{\left(1 - \frac{(AMBI - AMBI_{min})}{7}\right)^{+\left(H'_{max} \frac{1}{H'_{max}}\right)}}{2} \times \left(1 - \left(\frac{1}{N}\right)\right) \quad (3)$$

Hvor H'_{max} og $AMBI_{min}$ er en funktion af saltholdigheden ($H'_{max} = 2,117 + 0,086 \times \text{saltholdighed}$ og $AMBI_{min} = 3,083 - 0,111 \times \text{saltholdighed}$). Begge funktioner (Carsten m.fl. 2014) er defineret på baggrund af poolede hapssprøver (som i datasæt 1).

3.6 Modellering af saltholdighed ved bunden

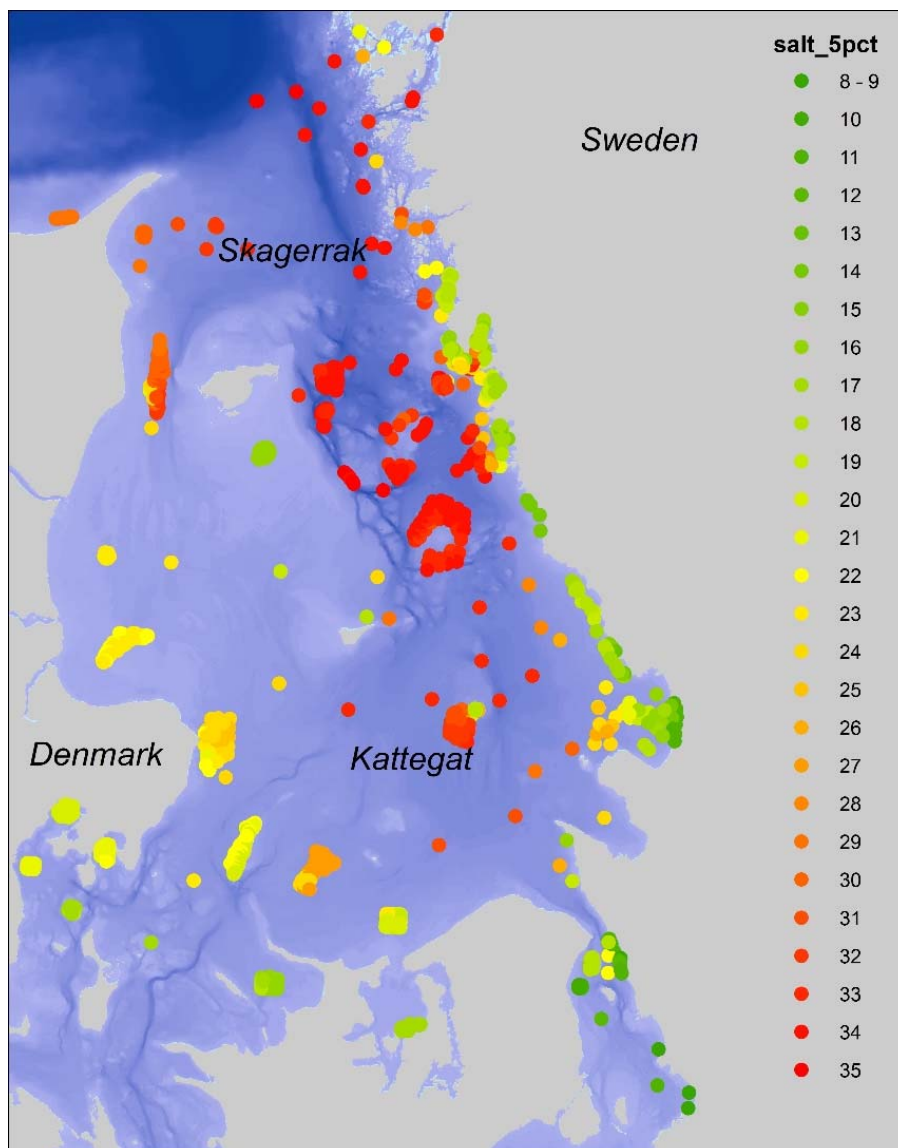
Saltholdigheden indgår i beregning af indeksværdien for DKI v.2. (Carstensen m. fl. 2014). Da de pelagiske og de bentiske monitoringsstationer traditionelt har anvendt forskellige stationsnet, findes der ikke sammenhørende fauna og saltholdighedsmålinger, og der foreligger endnu ikke nogen standard for, hvilket saltholdighed, der skal anvendes til beregning af DKI på de bundfaunastationer, der ligger i de åbne farvande. For Datasæt 1, hvor der tidligere er foretaget DKI- beregninger, anvendes de samme saltholdigheder, som er anvendt i Hansen m. fl. (2015). For de øvrige datasæt fra Kattegat er der anvendt modelberegnete værdier for saltholdigheden ved bunden (Figur 6, Mohn pers. kommunikation). Da saltholdigheden er begrænsende for biodiversiteten anvendes der minimumsværdier (95% fraktilen) hvilket giver lidt højere DKI-værdier og dermed et konservativt målt for eventuelle effekter af trawling. For Nordsøen er saltholdigheden sat til 33 for alle stationer.

3.7 Opdeling af NOVANA-stationer i habitattyper

Opdelingen af stationer i de to habitater (Figur 4) er foretaget i to trin. I første trin er opdelingen sket på baggrund af oplysninger om sedimentsammensætning, vanddybde og målinger af saltholdighed. Her er der kun medtaget stationer som på baggrund af de to parametre tydeligt tilhører en af de to habitater, og bundfaunaens artsammensætning er bestemt for hver af de to habitater. I andet trin er de stationer, som ikke tydeligt fordelte sig i en af de to

habitat kategorier, analyseret med hensyn til bundfaunaens artssammensætning, og er herefter kategoriseret alt efter hvilket af de to bundfaunasamfund de har den største similaritet til.

Figur 6. Modelberegninger af saltholdighed ved bunden på danske og svenske bundfauna-stationer udtryk som månedlige gennemsnit af 95% fraktilen (de 95% laveste værdier).

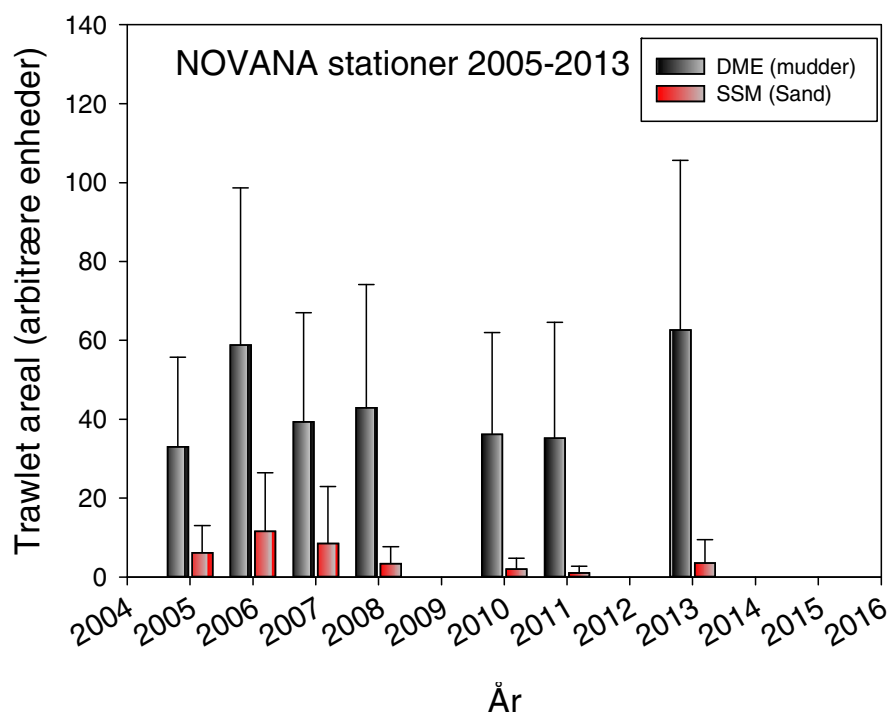


4 Resultater

4.1 Fordeling af fiskeritryk på bundfaunastationer i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Øresund og Bælthavet

De stationer (NOVANA-stationer, Datasæt 1), hvorfra der findes fiskeritryksdata fra Model 1, viser meget store forskelle i trawlintensiteten i både tid og rum (Tabel 1). Langt den største trawlaktivitet foregår på stationer, hvor der er dybere end ca. 17 meter, og hvor bundvandet er højsalint. Datasæt 1 kan opdeles i de to habitattyper DME (dyb mudderbund med høj saltholdighed i bundvandet) og SSM (lavvandede stationer med sandbund og en saltholdighed på ca. 15-28 ved bunden). De to habitattyper er markant forskellige med hensyn til trawlintensitet, da trawlingen langt overvejende foregår på "DME-habitaten" (Figur 7). Herudover er der store mellemårige forskelle i aktiviteten på de enkelte stationer (Tabel 1).

Figur 7. Trawlintensiteten på bundfaunastationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund for 2005-2013 fordelt på de to overordnede habitattyper DME (dybe mudderbunde med høj saltholdighed) og SSM (lavvandede og sandet havbund). Trawldata baseret på Model 1.

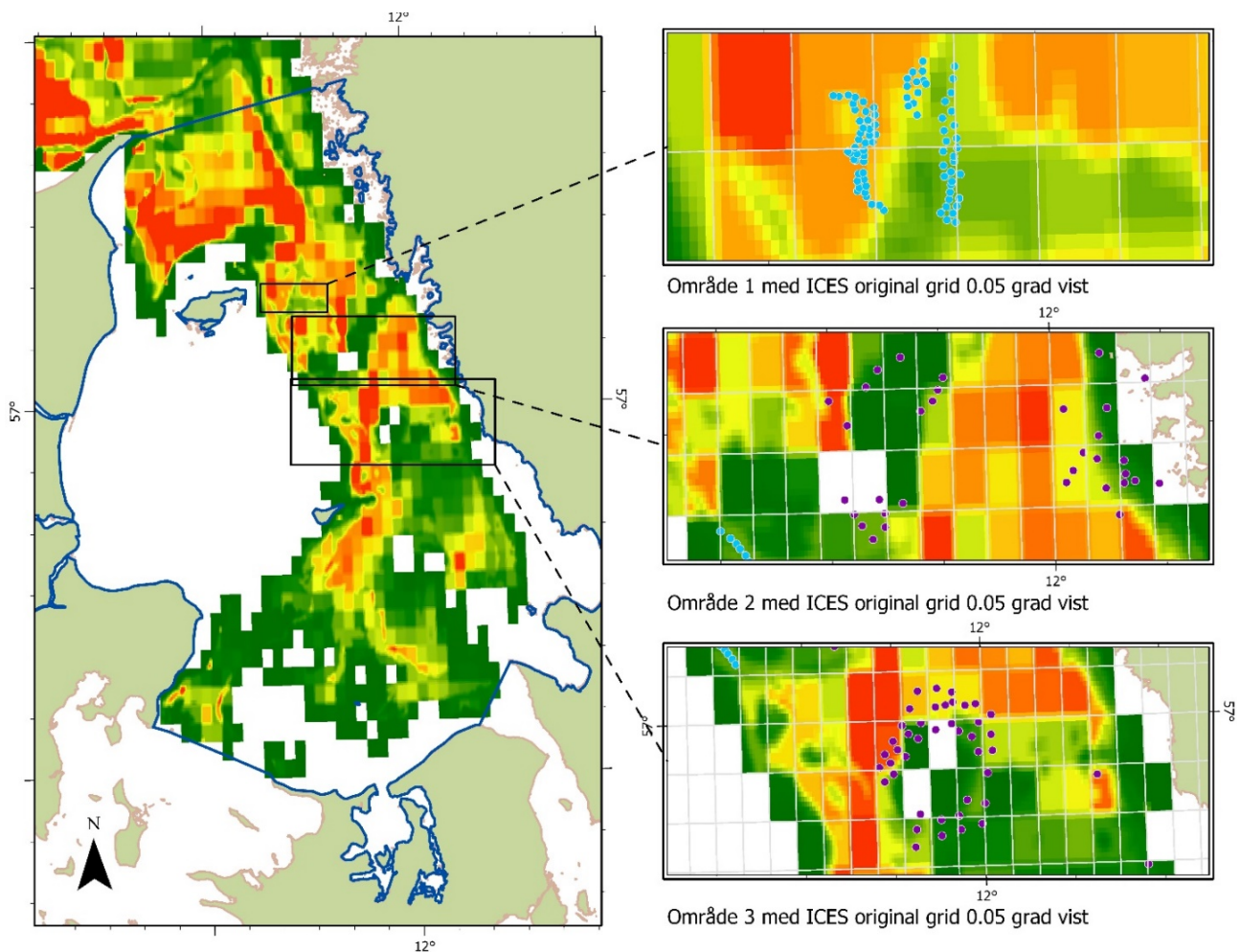


For de øvrige danske og svenske stationer (Datasæt 2, 3, 4, 5 og 6) er trawlaktiviteten hentet fra ICES. ICES' data, som er samlet for OSPAR regionen, repræsenterer kategorien "sub-surface abrasion", viser samme overordnede fordeling af trawlintensiteten som Model 1 (et eksempel er vist i Figur 5). Dette gælder, som forventet, også for de nedskalerede værdier for trawlaktiviteten (Model 2) på prøvetagningspositionerne. For de prøvetagningspositioner, der ligger inden for områder, med store forskelle i vanddybden, kan der imidlertid forekomme betydelige forskelle mellem ICES-værdier og de nedskalerede værdier. Dette er f.eks. tydeligt i stationsområderne i det nordlige Kattegat (Datasæt 2) samt for stationer fra områderne omkring Fladen og Lille Middelfund (Datasæt 5). I Figur 8 er vist et eksempel på nedskaleret fiskeritryk for Kattegat.

Tabel 1. Summeret årlig trawlintensitet på bundfaunastationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund (Datasæt 1) 12 måneder forud for indsamling af bundfaunaprøver, som for hver år er foretaget i slutningen af april. Tallene er arbitrære enheder.

Station	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2013
14	0,0	0,9	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
42	5,1	21,5	14,1	9,5	6,9	3,2	14,5
49	23,0	78,4	55,4	34,9	19,2	11,8	20,7
150	0,0	1,3	1,5	0,0	1,2	0,0	0,0
155	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
158	38,9	91,2	57,9	40,6	39,7	34,3	108,7
409	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
413	48,7	93,0	39,7	71,6	71,7	89,3	100,2
939	53,0	51,0	39,0	102,0	67,4	70,1	125,5
1402	19,4	58,5	24,2	26,3	18,4	51,5	52,9
1416	33,0	56,9	25,0	20,5	20,1	15,5	106,6
31S	1,4	0,4	1,6	10,2	0,2	11,3	0,0
BF16N21	26,8	61,8	39,4	31,4	31,5	18,3	67,8
P11	11,5	31,9	24,5	15,7	15,6	10,3	44,8
P21	15,6	37,2	35,7	8,0	4,5	0,0	0,8
P23	80,2	148,9	97,8	76,3	42,1	13,7	20,1
P26	10,4	20,2	0,0	3,2	2,1	2,5	6,3
P35	1,8	3,3	0,4	2,4	0,0	1,3	22,7
P46	50,5	87,7	72,9	43,5	31,2	28,1	58,8
P6	7,9	15,5	10,0	10,0	34,9	19,7	30,6
P9	44,7	94,2	66,8	59,5	73,6	53,4	79,8
Sk57	50,9	42,4	74,0	43,6	46,7	0,0	0,0
Gns.	27,2	45,6	31,7	33,1	26,7	27,5	47,2

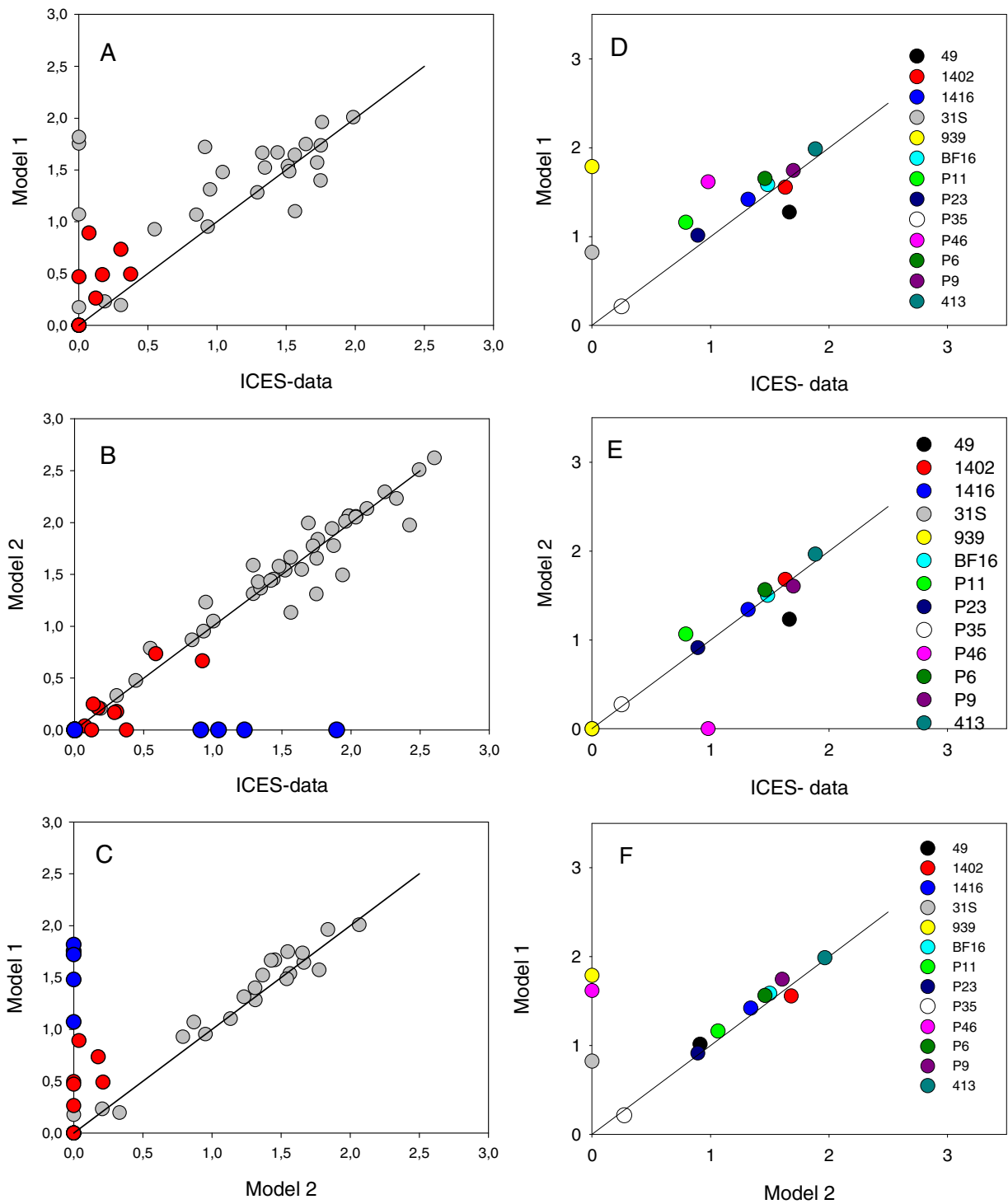
Resultaterne fra nedskaleringsmodellen (Model 2) kan kun sammenlignes med tilsvarende estimater fra Model 1 for Datasæt 1, som direkte anvender de konkrete VMS-ping kombineret med logbogsinformationer (Figur 9). I de fleste tilfælde er der god overensstemmelse mellem ICES-værdierne på den ene side og værdierne for Model 1 og Model 2 på den anden side. Værdierne for Model 1 og Model 2 afviger dog i de fleste tilfælde til samme side i forhold til ICES-data (bemærk at nulværdier skyldes, at ICES-data for fiskeritryk kun dækker OSPAR-området, som ikke omfatter Bælthavet og Øresund). For station P46, som ligger i det nordlige Kattegat på forholdsvis lavt vand, er trawlintensiteten meget lille ifølge Model 2, men høj ifølge Model 1. Stationen har høj saltholdighed ved bunden (fordi den ligger nord for Kattegat-Skagerrak fronten, som adskiller salt overfladevand i Skagerrak fra det brakke overfladevand i Kattegat), og bundhabitaten på denne station minder derfor mere om de dybe stationer i det centrale Kattegat end tilsvarende lavvandede områder i Kattegat (Pommer m.fl. 2016) og bliver derfor formentlig trawlet i samme omfang som dybere stationer i det centrale Kattegat. Da der for Model 1 er anvendt en dybde-trawl algoritme baseret på data fra det sydlige Kattegat, vil trawlaktiviteten dermed blive underestimeret på stationer i det nordligste Kattegat.



Figur 8. Venstre side: Fiskeriintensitet fra ICES originale $0,05 \times 0,05$ grader felter (hvide gridlinjer) nedskaleret til $0,005 \times 0,005$ grader for Kattegat i 2015. Højre side: Eksempler på placering af bundfaunastationsområder i forhold til de nedskalerede værdier. Lyseblå symboler angiver placering af danske stationsområder (datasæt 2). Lilla symboler angiver svenske stationsområder i centrale Kattegat.

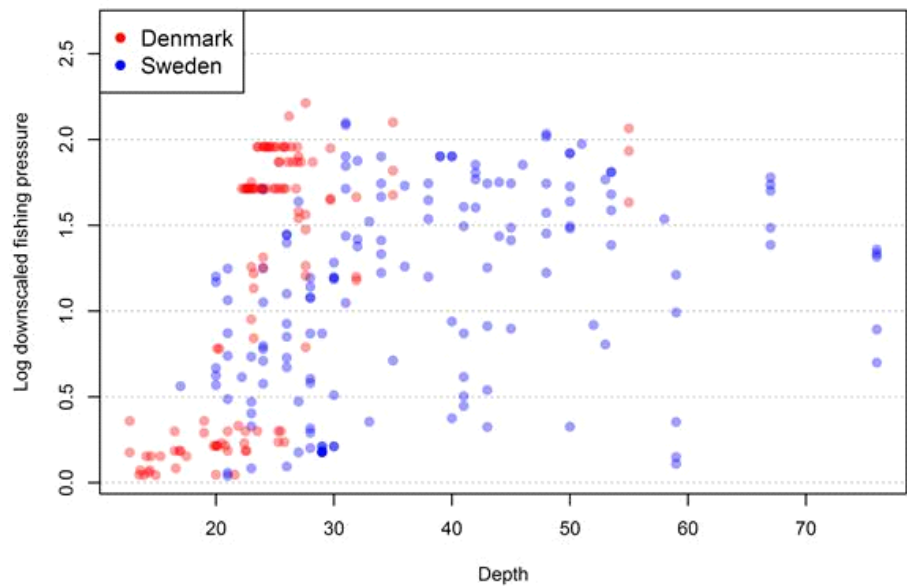
Trawlaktiviteten (Model 2) viser stort set samme dybdefordeling på de danske og svenske stationer. De svenske stationer ligger generelt på dybere vand, og i modsætning til de danske stationer er der dybe stationer, hvor fiskeritrykket er relativt lille (Figur 10).

Fiskeriaktiviteten inden for de ti stationsområder i den danske del af Nord-søen, viser en anderledes fordeling af fiskeritryk (Model 2), end det er tilfældet i Kattegat. Her foregår det meste trawlfiskeri på de stationsområder, der er udlagt på 15-35 m dybde (Figur 11).

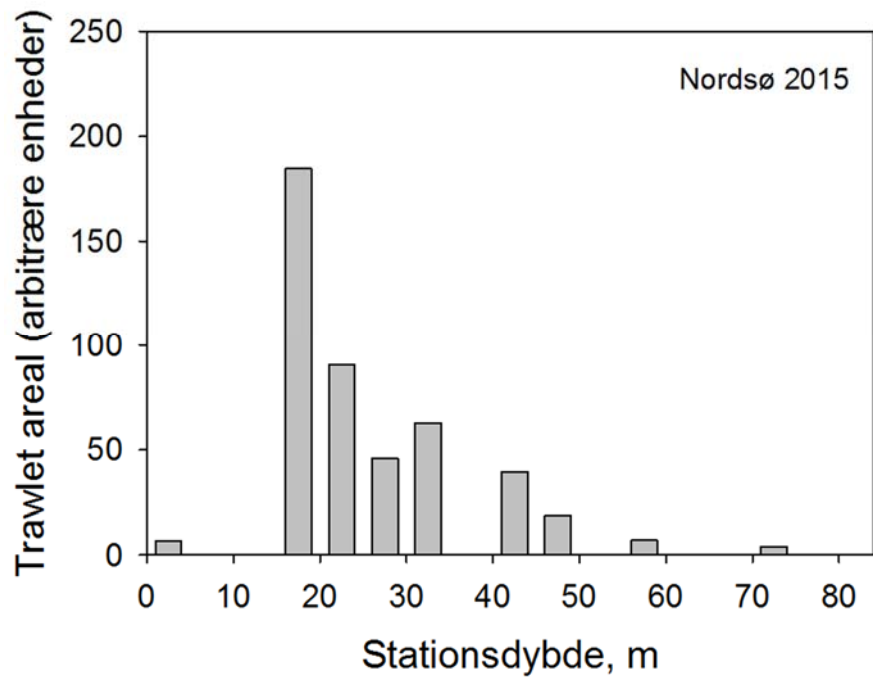


Figur 9. Sammenligning af trawlintensitet beregnet med henholdsvis model 1, model 2 og ifølge data fra ICES hjemmeside for OSPAR-området. A) model 1 mod ICES data, B) model 2 mod ICES data, C) model 1 mod model 2, D) som A hvor data er aggregeret stationsvis, E) som B hvor data er aggregeret stationsvis, F) som C hvor data er aggregeret stationsvis. Bemærk at stationerne 939 og 31S har værdien "0" i ICES datasæt, da disse stationer ligger uden for OSPAR-området.

Figur 10. Fordeling af fiskeritryk, ifølge model 2, på danske og svenske bundfaunastationer (logaritmisk skala) udtrykt som gennemsnit for kalenderåret forud for bundfaunaprøvetagningen.



Figur 11. Fordeling af fiskeritrykket (model 2) på de ti stationsområder (420 prøvetagningspositioner) i den danske del af Nordsøen i 2015. Det trawlede areal er angivet i arbitrære enheder. Data er ikke normaliseret til den arealmæssige udbredelse af de enkelte dybdekategorier i Nordsøen.

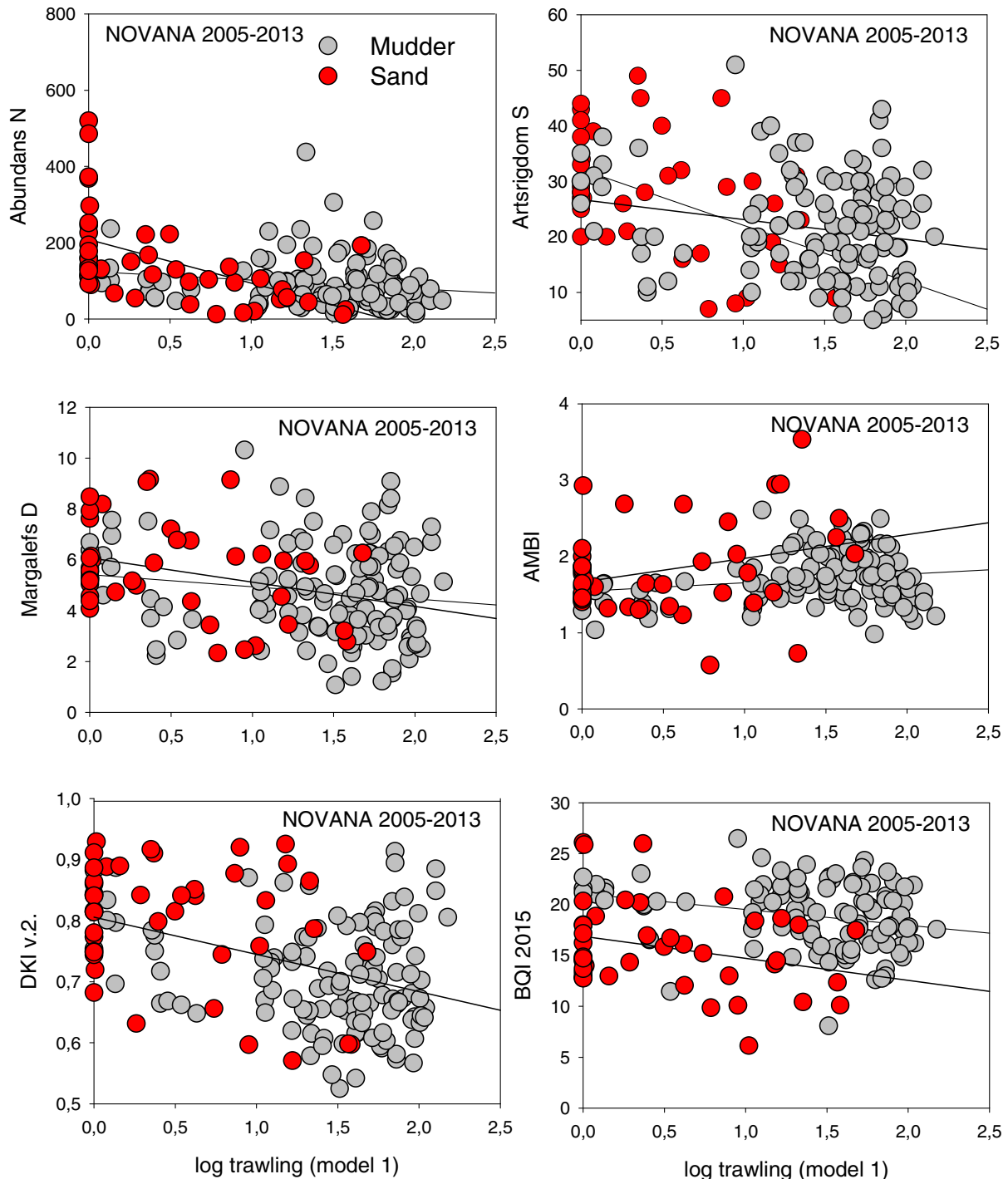


4.2 Anvendelse af diversitets og multimetriske mål til bedømmelse af bundfaunaens tilstand i gradienter af fiskeritryk

For hvert af de otte datasæt er der beregnet værdier for miljøkvalitets- og diversitetsindeks, som er relateret til gradienten i fiskeritryk med en simpel lineær regression. I alle de tilfælde hvor der findes sedimentklasser er data delt op i to forskellige sedimentklasser eller habitattyper (overvejende mudder eller overvejende sand).

For NOVANA-stationerne i Kattegat (Datasæt 1 og 1A) er individtætheden, artsrigdommen (antal arter og Margalefs-indeks), artsdiversiteten (Shannon-diversitet) og miljøkvalitetsindeksene AMBI, DKI v.2 og BQI (2015) relateret til fiskeriintensiteten i de 12 forudgående måneder før prøvetagningen af bundfaunaen (kun analyser af datasæt 1 er vist i Figur 12). I både Datasæt 1

og Datasæt 1A er bundfaunastationerne, som beskrevet ovenfor, delt op i de to habitattyper mudder (DME) og sand (SSM), og relationen til fiskeriintensiteten er analyseret særskilt for individantal (N), artsrigdom (S), Margalef's artsrigdom indeks (D), AMBI, Shannon diversitet (H') og BQI (2015). For DKI v.2 er relationen til fiskeritrykket dog baseret på det samlede datasæt (Figur 12, regression for shannon-diversitet ikke vist. Data i Tabel 2).



Figur 12. Bundfaunaens tæthed, biodiversitet og økologiske tilstand (DKI v.2, BQI2015) afbildet mod logaritmen til trawlintensiteten (Model 1, arbitrære enheder) baseret på NOVANA-data fra Kattegat, Bæltthavet og Øresund 2005-2013. Hapsprøver er forudgående aggregeret i puljer af fem delprøver forud for beregningerne af indeksværdier (Datasæt 1). Tæthed angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Shannondiversiteten (midt til venstre), AMBI (midt til højre), DKI v.2. (nederst til venstre) og BQI2015 (nederst til højre). Røde symboler angiver prøver taget på sandet bund og grå symboler angiver prøver taget på mudderbund. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression. Resultater af lineær regression er listet i Tabel 2-5.

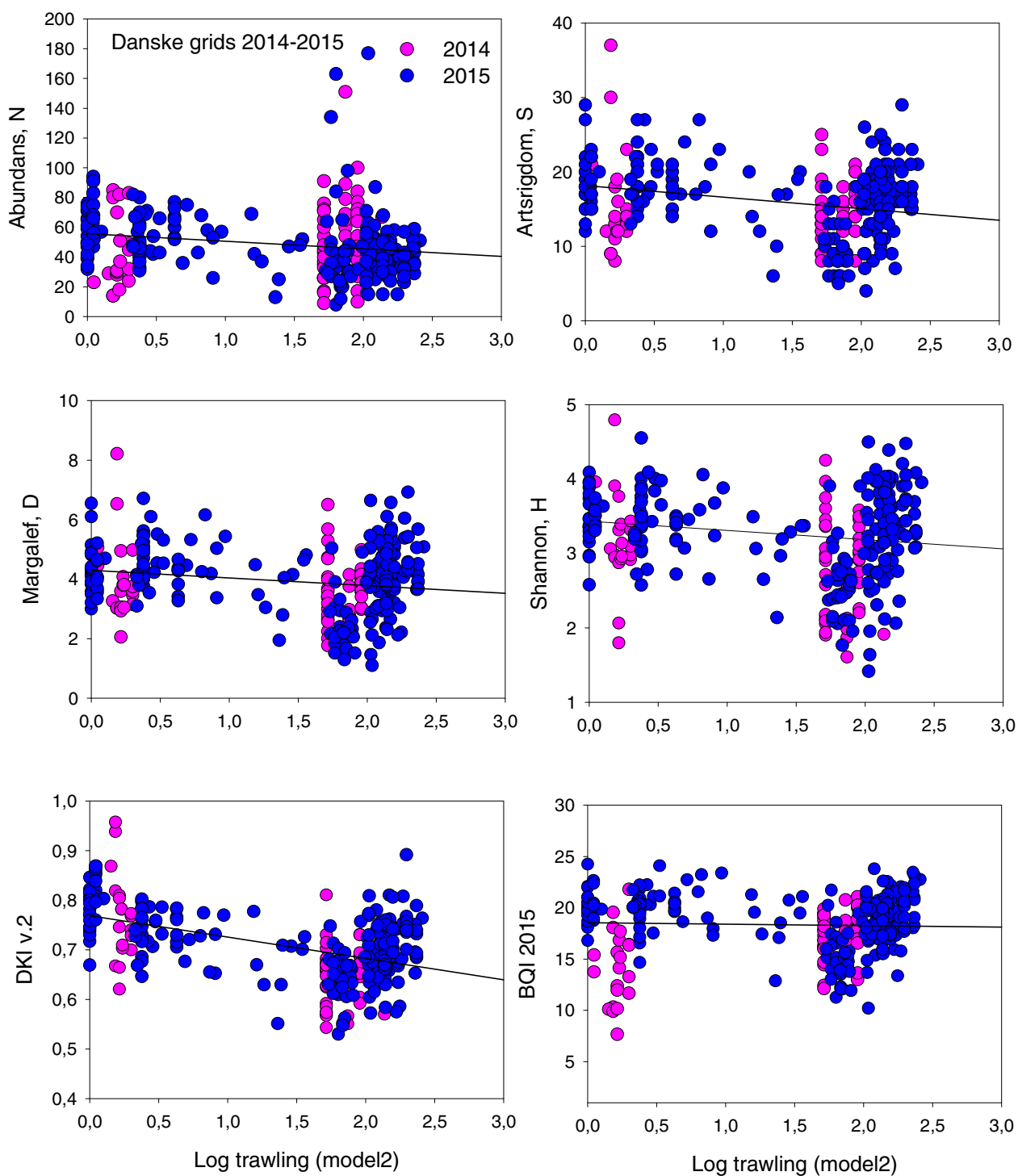
Alle mål for artsdiversitet (H) og artsrigdom (S, D) og miljøkvalitet viste en signifikant negativ relation til stigende fiskeritryk (model 1) med undtagelse af AMBI, hvor den negative relation ikke var signifikant (bemærk at høje værdier for AMBI indikerer ringe miljøtilstand). For DKI var relationen signifikant for det samlede datasæt og for hver af de to habitater hver for sig. For BQI2015 var relationen kun signifikant for de to habitater hver for sig (kun den samlede regression vist på Figur 12). I alle tilfælde var der stor spredning omkring relationen med R^2 på mellem 0,23 og 0,01 for de signifikante relationer. Der er i disse analyser ikke taget højde for tilfældige effekter af station og tilfældige mellemårige variationer i bundfaunasamfundet. Tilsvarende analyser baseret på indeksværdier beregnet ud individuelle hapsprøver viser tilsvarende signifikante negative relationer til fiskeritrykket (Datasæt 1A, data ikke vist).

4.3 Analyser af bundfaunaen fra stationsområder i Kattegat indsamlet i 2014 og 2015

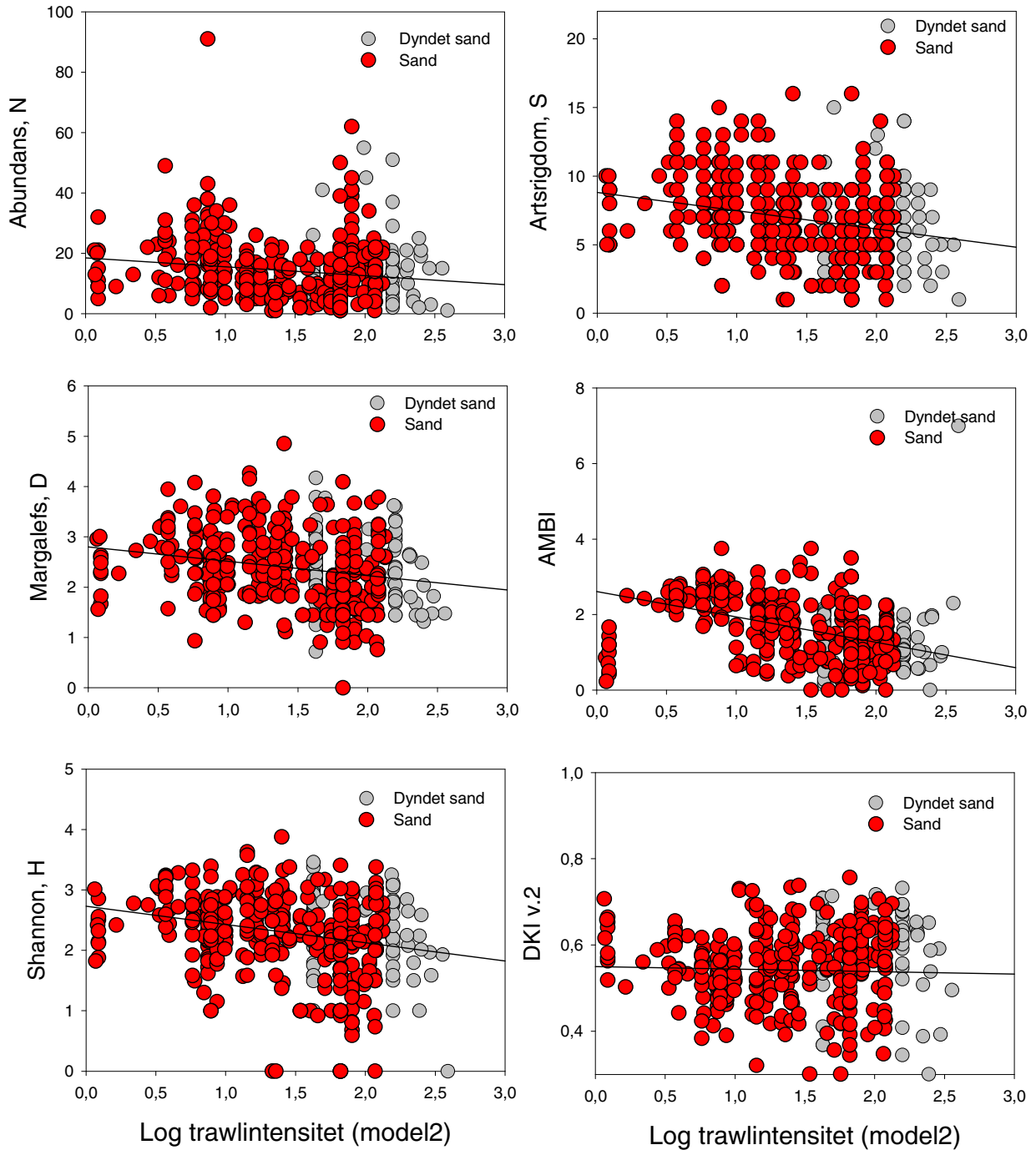
Analyser af relationen mellem fiskeritryk og faunasamfundet i datasæt 2, som omfatter seks stationsområder i de beskyttede områder i Kattegat samt to områder omkring Store Middelgrund og Hertas Flak (Figur 13), viser samme mønster som Datasæt 1. Alle diversitets- og miljøkvalitetsmål viser negative relationer til fiskeritrykket. Den negative relation mellem fiskeritrykket og BQI2015 er ikke signifikant, mens alle andre relationer er signifikante. DKI er det mål, der tættest korreleret med fiskeritrykket med en $P < 0,0001$ og en $R^2 = 0,24$. De otte prøvetagningsområder viser ikke individuelt et konsistent mønster, selvom alle områder er korreleret med fiskeritryksdata fra Model 2.

4.4 Analyser af bundfaunadata fra den danske del af Nordsøen 2015

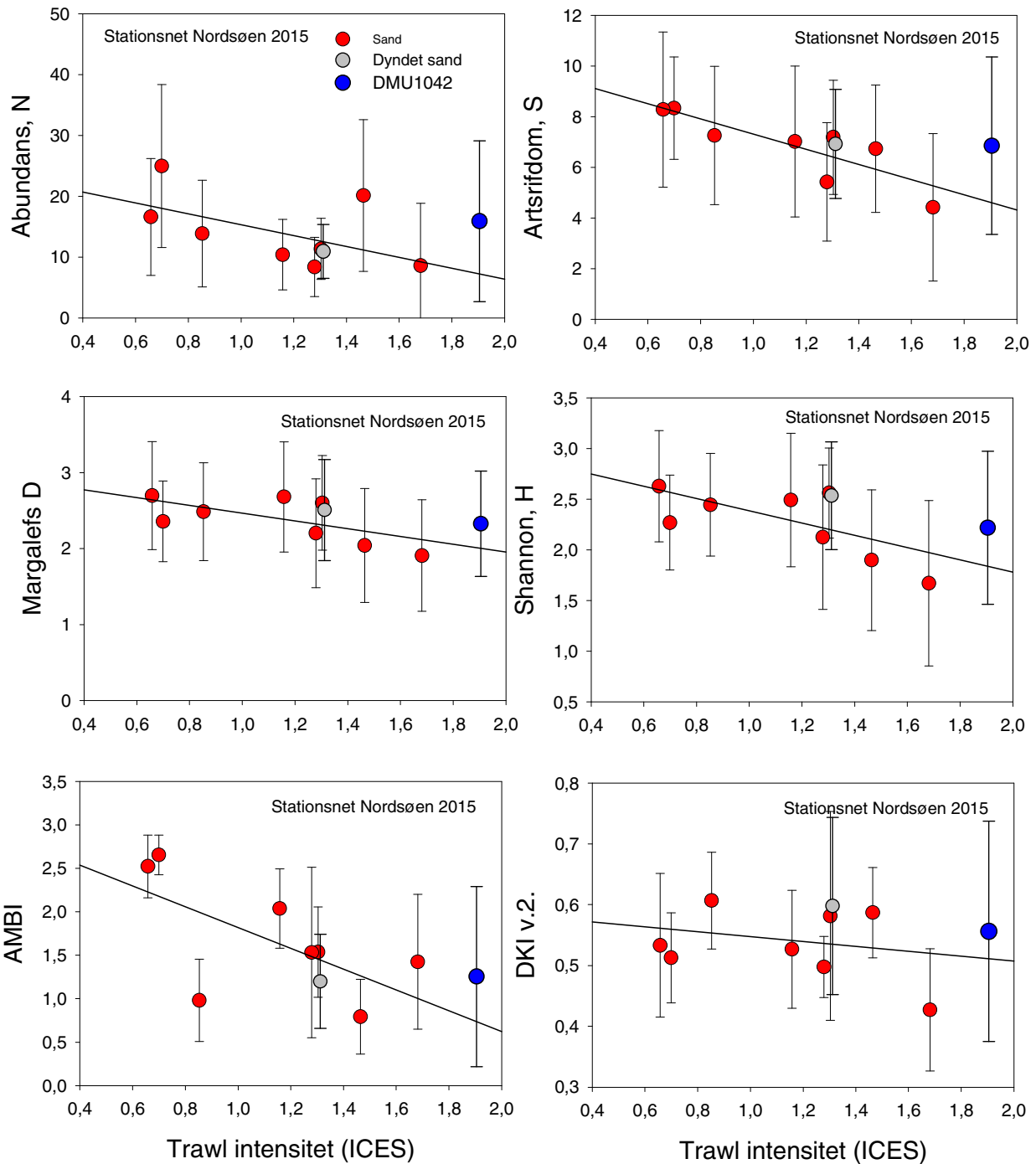
De danske bundfaunadata fra Nordsøen 2015 (Datasæt 3) er indsamlet på samme måde som Datasæt 2. I modsætning til Kattegat består bunden her overvejende af sand. Datasæt 3 viser stort set samme relation til fiskeritrykket som Datasæt 1 og 2 (Figur 14 & 15). Samlet set, Alle faunavariable, med undtagelse af AMBI, viser en negativ relation til fiskeritrykket. I Nordsøen er DKI dog ikke det mest følsomme mål, men derimod artsrigdom (S, D) og diversitetsmål (H'). Det skyldes, at AMBI, der indgår i beregningen af DKI, indikerer en bedring i miljøtilstanden med stigende fiskeritryk, da lave værdier for AMBI indikerer god miljøtilstand. Da AMBI udtrykker forholdet mellem følsomme og robuste arter betyder det, at der på den sandede bund i Nordsøen er flest følsomme arter (i henhold til de artsspecifikke følsomhedskategorier der er defineret i AMBI), der hvor fiskeritrykket er størst.



Figur 13. Bundfaunaens individtæthed, biodiversitet og økologiske tilstand afbildet mod logaritmen til fiskeriintensiteten (Model 2, arbitrære enheder) i stationsområder i Kattegat 2014 (magenta) og 2015 (blå) (Datasæt 2). Tætheden angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Margalefs indeks, D (midt til venstre), Shannondiversiteten (midt til højre), DKI v.2. (nederst til venstre) og BQI-værdier (nederst til højre). Prøvearealet er i alle tilfælde 0,0143 m². Sedimenttype ukendt. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression for 2014 og 2015 samlet. Regressionsresultater listet i Tabel 2.

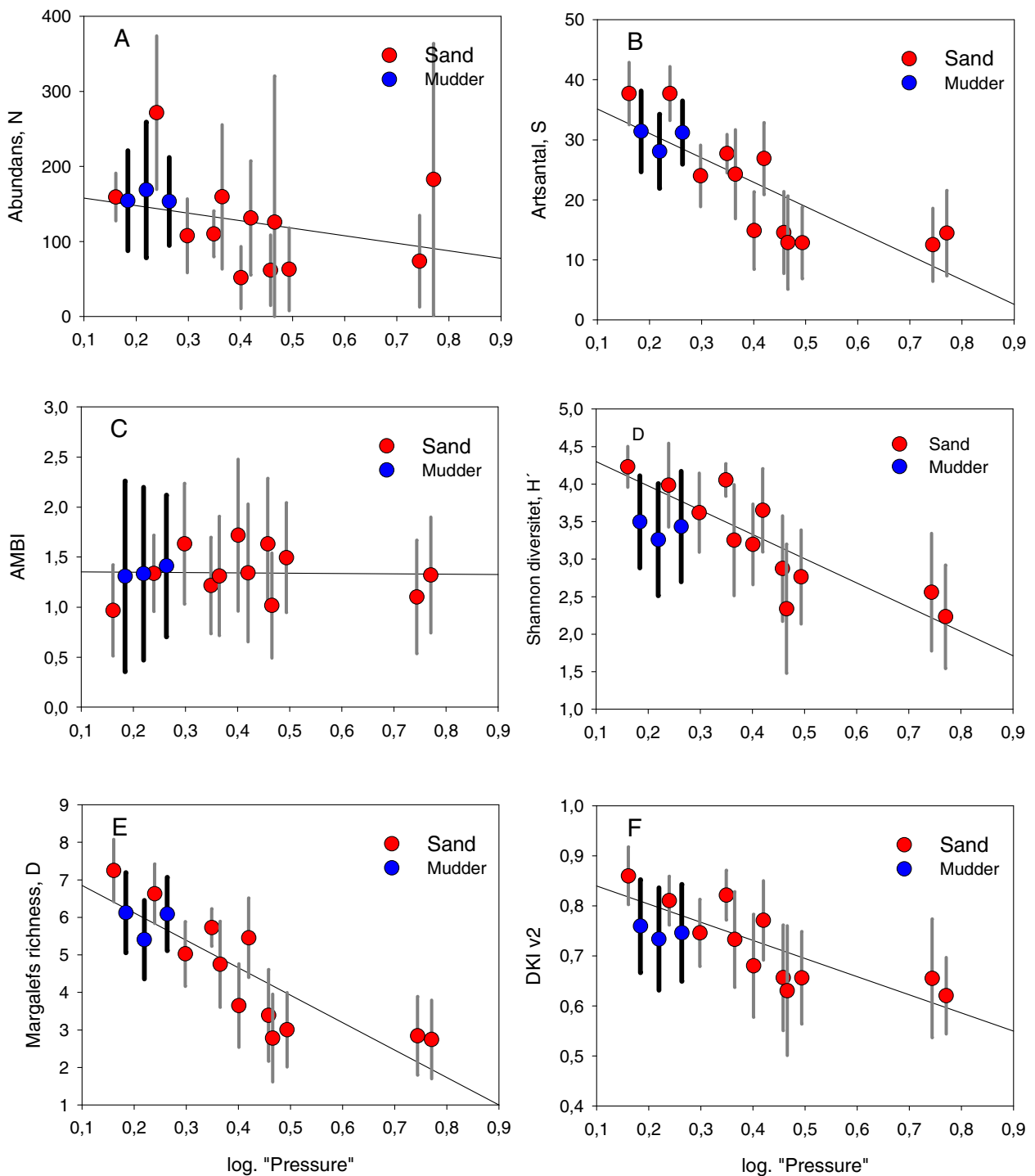


Figur 14. Bundfaunaens individtæthed, biodiversitet og økologiske tilstand afbildet mod logaritmen til fiskeriintensiteten (Model 2, arbitrære enheder) i den danske del af Nordsøen (Datasæt 3). Tætheden angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S (artsrigdom) angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Margalefs indeks, D (midt til venstre), AMBI (midt til højre), Shannondiversiteten (nederst til venstre) og DKI v.2. (nederst til højre). Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression.



Figur 15. som Figur 13 men med angivelse af gennemsnitlige værdier individtæthed, biodiversitetsmål (D og H) og økologisk tilstand (DKI) afbildet mod trawlintensiteten (Log. Model ICES, arbitrære enheder) for hvert af de ti stations områder i den danske del af Nordsøen. Røde symboler angiver prøver taget på sandet bund, og blå symboler angiver prøver taget på mudderbund. Som mål for trawlintensiteten er der anvendt data fra ICES. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelse. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression.

Enkeltvis viser prøvetagningsområderne i Nordsøen ikke noget konsistent mønster. Station 1042 i den centrale/østlige del af Nordsøen er udsat for den største trawlpåvirkning men har en relativ høj diversitet og miljøkvalitet (Figur 15). Når der anvendes data fra Model 2 (nedskalerede værdier), viser bundfaunaen imidlertid en signifikant negativ relation til fiskeritrykket (data ikke vist).



Figur 16. Bundfaunaens individtæthed, biodiversitet og økologiske tilstand afbildet mod logaritmen til fiskeriintensiteten (arbitrære enheder) i den Hollandske del af Nordsøen (Datasæt 5, data venligst stillet til rådighed fra Holland). Tætheden angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), beregninger af AMBI (midt til venstre), Shannondiversiteten (midt til højre), Margalefs indeks (nederst til venstre) og DKI v.2. (nederst til højre). Prøvearealet er i alle tilfælde 0,078 m². Røde symboler angiver prøver taget på sandet bund, og blå symboler angiver prøver taget på mudderbund. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelse. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression.

4.5 Analyser af Hollandske overvågningsdata fra den sydlige Nordsø

De hollandske overvågningsstationer (Datasæt 7) har sandede sedimenter og minder dermed meget om sedimenterne på de 10 stationsområder i den danske del af Nordsøen. Analyser af relationen mellem diversitet/miljøkvalitetsmål og fiskeritryk viser, i lighed med de danske Nordsødata, at såvel diversitet som miljøkvalitet falder signifikant med stigende fiskeritryk (Figur 16). Diversitetsmål og DKI viser de tætteste korrelationer til fiskeritrykket med $P < 0.0001$ (alle) med $R^2 = 0,72$ for Shannon, $R^2 = 0,68$ for Margalefs artsrigdom (D), og $R^2 = 0,64$ DKI og $R^2 = 0,60$ for artsantal (S). Derimod er der en ringe korrelation mellem fiskeritrykket og individantallet ($R^2 = 0,08$) og AMBI ($R^2 = 0,0006$). Fiskeritrykket har dermed ikke eller kun i meget ringe grad effekt på sammensætningen af bundfaunasamfundet med hensyn til følsomhed. Derimod falder artsdiversiteten kraftigt, og er reduceret til ca. en tredjedel ved det højeste fiskeritryk (skalaen i Figur 15 har arbitrære enheder).

4.6 Analyser af bundfaunadata fra det nationale svenske overvågningsprogram fra Lille Middelgrund, Fladen og Nidingen 2013

Prøvetagningen i de tre områder: Lille Middelgrund, Fladen og Nidingen foretoges i forbindelse med det nationale svenske overvågningsprogram i 2013 (Datasæt 5) består, i lighed med de danske stationsområder (Datasæt 2, 3) af et stort antal stationer, hvorfra der er taget en enkelt delprøve (med prøvearealet 0,1). Ca. halvdelen af prøverne er taget på sandbund, og ca. halvdelen på mudderbund. I lighed med Datasæt 1 er der foretaget analyser for de to habitattyper hver for sig, og for det samlede datasæt. På de stationer, der ligger på sandet bund, viser bundfaunaens diversitet samt miljøkvalitetsindeksene DKI og BQI2015 generelt ingen relation til fiskeritrykket (Figur 17). For de stationer der ligger på mudderbund viser alle diversitets og miljøkvalitetsmål negative relationer til fiskeritrykket, og relationerne er signifikante på 5 % niveauet for S, DKI og BQI2015.

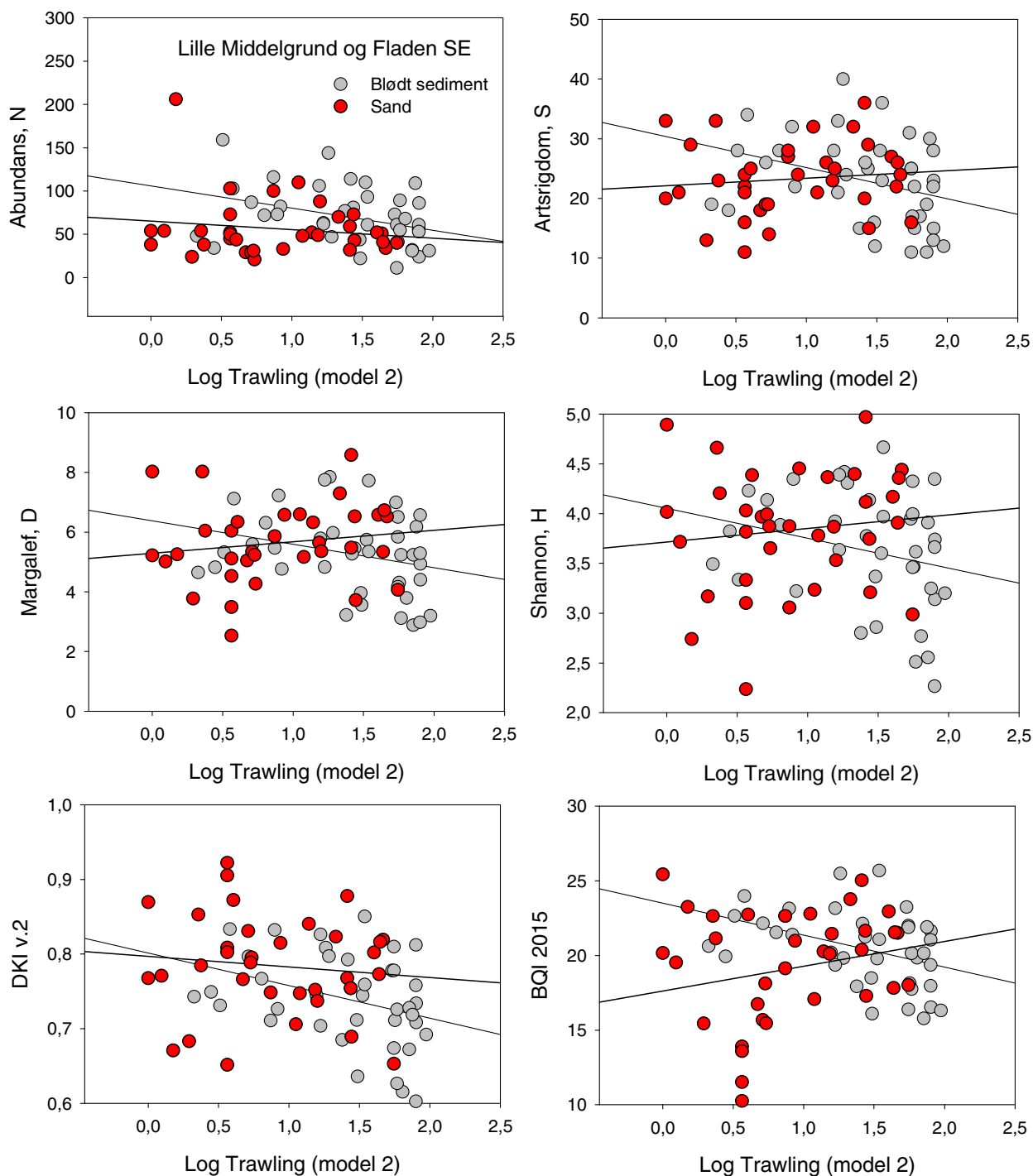
4.7 Analyser af andre bundfaunadata fra det nationale svenske overvågningsprogram

Tilsvarende analyser af andre data fra det nationale svenske overvågningsprogram (Datasæt 4, Figur 18) viser både positive og negative relationer mellem fiskeritrykket og diversitets- og miljøkvalitetsmål. Ingen af relationerne er signifikante. Data viser en U-formet fordeling i forhold til fiskeritrykket med høje indeks- og diversitetsværdier ved både lave og høje fiskeritryk. Der er i dette datasæt ikke oplysninger om sedimentets sammensætning, og dermed er det uvist om sedimentet har betydning for den observerede fordeling af diversitet og miljøkvalitetsmål for bundfaunaen.

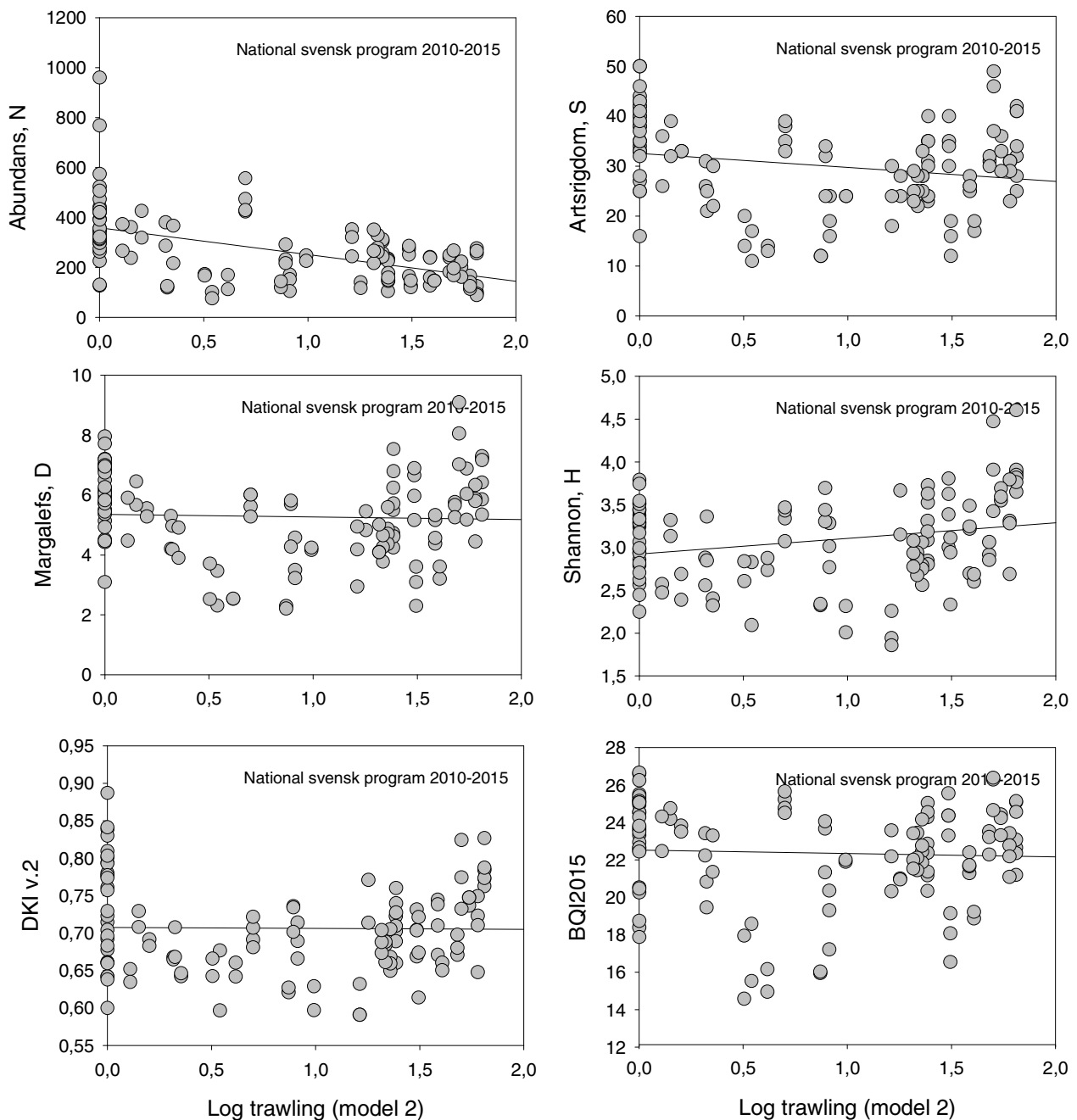
4.8 Analyser af bundfaunadata fra det regionale svenske overvågningsprogram fra Skånes og Hallands kyster

Data fra den regionale svenske overvågning langs Skånes og Hallands kyster (Datasæt 6) viser signifikante negative relationer mellem alle diversitets- og miljøkvalitetsmål og fiskeritrykket (Model 2), hvis der ses bort fra data, hvor fiskeritrykket er nul (Figur 19). Det samlede datasæt viser dog ingen signifikante relationer til fiskeritrykket grundet en meget stor spredning i diversitets- og miljøkvalitetsmål fra prøvetagninger, hvor fiskeritrykket er estimeret til at være nul. Spredningen i indeks- og diversitetsmål for disse nulværdier er væsentligt

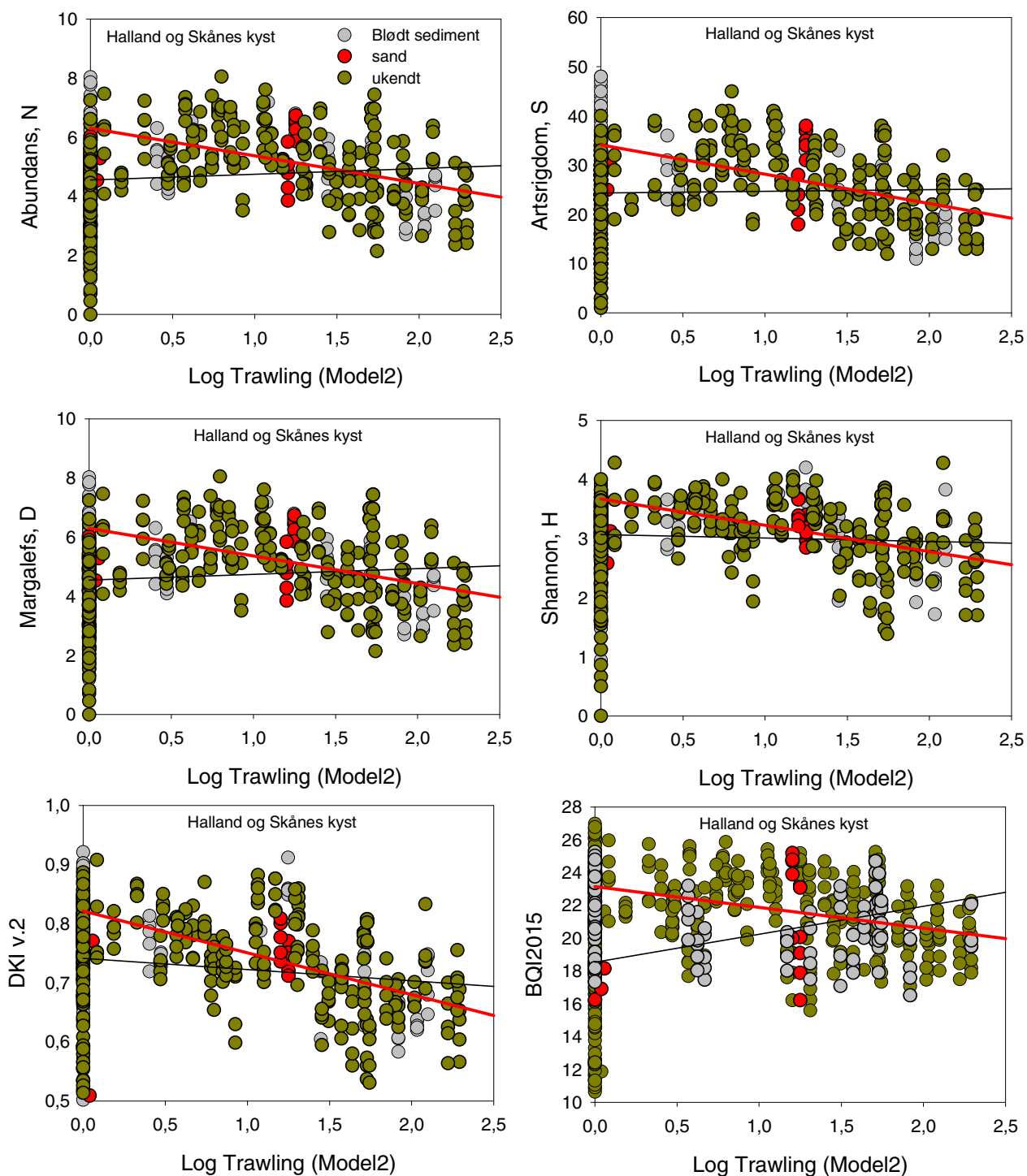
større end spredningen i resten af datasættet (prøver hvor fiskeritrykket > 0). Nulværdierne udviser væsentlig større spredning end de øvrige data og betragtes som "outliers" (regressioner med og uden nulværdier er listet i Tabel 2).



Figur 17. Bundfaunaens individtæthed, biodiversitet og miljøtilstand afbildet mod logaritme til fiskeritrykket (Model 2, arbitrære enheder) i tre stationsområder i den svenske del af Kattegat i 2013 (Lille Middelgrund, Fladen og Nidingen, Data-sæt 5). Tætheden angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Margalefs indeks, D (midt til venstre), Shannondiversiteten, H (midt til højre), DKI v. 2 (nederst til venstre) og BQI 2015 (nederst til højre). Prøvearealet er i alle tilfælde 0,1 m², og prøverne er taget med Smith-McIntyre grab. Røde symboler angiver prøver taget på sandet bund, og grå symboler angiver prøver taget på mudderbund. Blødbund dækker over flere kategorier af blandinger af ler, silt og organisk materiale. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelse. Regressionslinjer fremkommet ved lineær regression. Sorte kurver er regressioner for hver af de to bundtyper og rød linje angiver fælles regressionslinje for de to bundtyper.



Figur 18. Bundfaunaens individtæthed, biodiversitet og økologiske tilstand afbildet mod logaritmen til fiskeriintensiteten (Model 2, arbitrære enheder) for data fra det nationale svenske bundfaunaovervågningsprogram (Datasæt 4). Tætheden angiver antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Margalefs indeks (midt til venstre), Shannondiversiteten (midt til højre), DKI v. 2 (nederst til venstre) og BQI 2015 (nederst til højre). Prøvearealet er i alle tilfælde 0,1 m² og prøverne er taget med Smith-McIntyre grab. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression.



Figur 19. Bundfaunaens abundans, biodiversitet og økologiske tilstand afbildet mod logaritmen til fiskeriintensiteten (Model 2, arbitrære enheder) ved den svenske Hallandskyst (Datasæt 6). Abundans angiver gennemsnitligt antal individer pr. prøve (øverst til venstre), S angiver gennemsnitligt antal arter pr. prøver (øverst til højre), Margalefs indeks (midt til venstre), Shannon-diversiteten (midt til højre), DKI v. 2 (nederst til venstre) og BQI 2015 (nederst til højre). Prøvearealet er i alle tilfælde 0,1 m². Røde symboler angiver prøver taget på sandet bund, grå symboler angiver prøver taget på mudderbund og olivengrønne symboler prøver taget på ukendt sedimenttype. Regressionslinjer er fremkommet ved lineær regression. Sort linje repræsenterer regression gennem alle prøver. Røde kurver repræsenterer regressioner, hvor nul-værdier for trawlintensiteten er udeladt.

4.9 Sammenligning af alle datasæt

Samlet set viste de fleste datasæt en negativ relation mellem bundfaunens diversitet/artsrigdom og miljøkvalitetsindeks. DKI v.2 viste en negativ relation til fiskeritrykket i otte ud af otte datasæt, og heraf var fem datasæt individuelt

signifikante med en $P \leq 0,003$ (Tabel 2). I de tilfælde hvor man ser bort fra de data, hvor fiskeritrykket er nul, viser DKI en negativ relation i fem ud af seks datasæt (proceduren ikke testet for de to datasæt fra Nordsøen), hvoraf alle fem er signifikante med en $P \leq 0,008$ (Tabel 3). For det samlede danske datasæt og tilsvarende for alle svenske data er DKI v.2. i begge tilfælde signifikant negativt relateret til fiskeritrykket med $P < 0,0001$, hvad enten der medtages nulværdier for fiskeriet eller ej (Tabel 4 & 5). Margalefs indeks var tilsvarende negativt korreleret til fiskeritrykket i syv ud af otte datasæt, hvoraf fem ud af otte er individuelt signifikante med $P \leq 0,034$. Hvis der ses bort fra nulværdier, er Margalefs indeks negativt korreleret med fiskeritrykket i fire ud af seks datasæt, hvoraf tre er individuelt signifikante. BQI-residual er negativt korreleret med fiskeritrykket i tre ud af seks datasæt, hvoraf to datasæt er individuelt signifikante (BQI-residual er ikke afbildet i figurene). Hvis der ses bort fra data, hvor fiskeritrykket er nul, er der en signifikant negativ relation til fiskeritrykket i tre ud af seks datasæt, hvor signifikansniveauet i alle tilfælde er under 0,031. BQI og Margalefs indeks er signifikante for det samlede svenske datasæt ($P < 0,0000$) men ikke for det samlede danske datasæt.

Tabel 2. Resultater af lineær regression, der inkluderer fiskeritryk på nul.

Datasæt	Variabel	Hældning	Skæring	p	r ²	Signifikant fald	Signifikant stigning
Datasæt 1	DKIv2	-0,053	0,85	0,0001	0,17	1	0
Datasæt 1	Margalef	-0,70	5,63	0,0017	0,00	1	0
Datasæt 1	BQI2009	-0,270	11,73	0,2502	0,01	0	0
Datasæt 1	BQITrResid	-2,038	3,81	0,0000	0,36	1	0
Datasæt 1A	DKIv2	-0,068	0,75	0,0000	0,18	1	0
Datasæt 1A	Margalef	-0,130	3,28	0,0346	0,01	1	0
Datasæt 1A	BQI2009	-0,404	8,75	0,0002	0,03	1	0
Datasæt 1A	BQITrResid	-1,393	-0,17	0,0000	0,32	1	0
Datasæt 2	DKIv2	-0,017	0,72	0,0011	0,03	1	0
Datasæt 2	Margalef	-0,25	4,29	0,0012	0,034	1	0
Datasæt 2	BQI2009	0,167	9,41	0,1180	0,01	0	0
Datasæt 2	BQITrResid	0,118	-1,24	0,2312	0,00	0	0
Datasæt 3	DKIv2	-0,00582	0,554	0,58	0,006	0	0
Datasæt 3	Margalef	-0,29	2,8	0,0000	0,04	1	0
Datasæt 3	AMBI	-0,67	2,6	0,0000	0,17	0	1
Datasæt 4	DKIv2	-0,001	0,71	0,8635	0,00	0	0
Datasæt 4	Margalef	-0,087	5,36	0,6504	0,00	0	0
Datasæt 4	BQI2009	0,068	12,12	0,7296	0,00	0	0
Datasæt 4	BQITrResid	-0,373	2,09	0,1635	0,02	0	0
Datasæt 5	DKIv2	-0,041	0,81	0,0036	0,11	1	0
Datasæt 5	Margalef	-0,301	5,79	0,2936	0,02	0	0
Datasæt 5	BQI2009	-0,067	10,89	0,8429	0,00	0	0
Datasæt 5	BQITrResid	-0,190	0,27	0,6132	0,00	0	0
Datasæt 6	DKIv2	-0,004	0,72	0,5356	0,00	0	0
Datasæt 6	Margalef	0,510	4,06	0,0000	0,07	0	1
Datasæt 6	BQI2009	1,345	9,19	0,0000	0,15	0	1
Datasæt 6	BQITrResid	0,596	-0,06	0,0000	0,04	0	1
Datasæt 7	DKIv2	-0,26	0,81	0,0000	0,17	1	0
Datasæt 7	Margalef	-6,62	7,1	0,0000	0,44	1	0
Datasæt 7	AMBI	-0,46	1,45	0,47	0,0017	0	0

Table 3. Resultater af lineær regressioner, hvor data for fiskeritryk på nul er undtaget. Grøn baggrund angiver signifikant negativ relation til fiskeritrykket. Rød baggrund angiver signifikant positiv relation til fiskeritrykket.

Dataset	Variable	slope	intercept	p	r ²	Significant decrease	Significant increase
Datasæt 1	DKIv2	-0,057	0,86	0,0020	0,16	1	0
Datasæt 1	Margalef	-0,542	6,63	0,1706	0,03	0	0
Datasæt 1	BQI2009	-0,540	12,21	0,1820	0,03	0	0
Datasæt 1	BQITrResid	-0,817	1,64	0,0312	0,08	1	0
Datasæt 1A	DKIv2	-0,054	0,73	0,0000	0,07	1	0
Datasæt 1A	Margalef	-0,390	3,74	0,0005	0,04	1	0
Datasæt 1A	BQI2009	-0,555	9,02	0,0045	0,03	1	0
Datasæt 1A	BQITrResid	-0,640	-1,50	0,0000	0,08	1	0
Datasæt 2	DKIv2	-0,017	0,72	0,0027	0,03	1	0
Datasæt 2	Margalef	0,105	3,59	0,2178	0,01	0	0
Datasæt 2	BQI2009	0,152	9,44	0,1630	0,01	0	0
Datasæt 2	BQITrResid	0,280	-1,54	0,0074	0,02	0	1
Datasæt 4	DKIv2	0,044	0,64	0,0000	0,21	0	1
Datasæt 4	Margalef	0,949	3,90	0,0008	0,12	0	1
Datasæt 4	BQI2009	0,780	11,11	0,0134	0,07	0	1
Datasæt 4	BQITrResid	0,649	0,65	0,1025	0,03	0	0
Datasæt 5	DKIv2	-0,040	0,81	0,0083	0,10	1	0
Datasæt 5	Margalef	-0,200	5,65	0,5106	0,01	0	0
Datasæt 5	BQI2009	0,075	10,69	0,8348	0,00	0	0
Datasæt 5	BQITrResid	0,027	-0,04	0,9447	0,00	0	0
Datasæt 6	DKIv2	-0,071	0,82	0,0000	0,29	1	0
Datasæt 6	Margalef	-0,932	6,30	0,0000	0,21	1	0
Datasæt 6	BQI2009	-0,743	12,43	0,0000	0,13	1	0
Datasæt 6	BQITrResid	-1,229	2,77	0,0000	0,08	1	0

Table 4. Datasæt aggregeret for henholdsvis Danmark og Sverige, hvor data for fiskeritryk på nul er medtaget. Grøn baggrund angiver signifikant negativ relation til fiskeritrykket. Rød baggrund angiver signifikant positiv relation til fiskeritrykket.

Data	For	Hældning	Skæring	p	r ²	Significant decrease	Significant increase
SE	DKIv2	-0,003	0,72	0,6337	0,00	0	0
SE	Margalef	0,471	4,31	0,0000	0,05	0	1
SE	BQI2009	1,159	9,64	0,0000	0,12	0	1
SE	BQITrResid	0,417	0,24	0,0004	0,02	0	1
DK	DKIv2	-0,045	0,74	0,0000	0,11	1	0
DK	Margalef	0,010	3,39	0,8326	0,00	0	0
DK	BQI2009	-0,053	8,96	0,5118	0,00	0	0
DK	BQITrResid	-0,700	-0,58	0,0000	0,10	1	0

Table 5. Datasæt aggregeret for henholdsvis Danmark og Sverige, hvor data for fiskeritryk på nul er undtaget. Grøn baggrund angiver signifikant negativ relation til fiskeritrykket. Rød baggrund angiver signifikant positiv relation til fiskeritrykket.

Data	Variable	Hældning	Skæring	p	r ²	Significant decrease	Significant increase
SE	DKlv2	-0,045	0,78	0,0000	0,12	1	0
SE	Margalef	-0,499	5,77	0,0000	0,05	1	0
SE	BQI2009	-0,367	11,93	0,0023	0,02	1	0
SE	BQITrResid	-0,704	1,92	0,0000	0,05	1	0
DK	DKlv2	-0,033	0,72	0,0000	0,05	1	0
DK	Margalef	-0,109	3,61	0,1139	0,00	0	0
DK	BQI2009	-0,206	9,23	0,0571	0,01	0	0
DK	BQITrResid	-0,137	-1,60	0,1253	0,00	0	0

5 Diskussion

5.1 Påvisning af trawleffekter på bundfaunasamfundet og følsomheden af diversitets- og miljøkvalitetsindeks

I forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet er der i de forskellige EU-lande udviklet en række forskellige miljøkvalitetsindeks, der beskriver miljøtilstanden i et område ud fra bundfaunasamfundets sammensætning. I Danmark og Sverige anvendes henholdsvis DKI og BQI til at beskrive miljøtilstanden i vandområderne. De to indeks er blevet interkalibreret, og deres følsomhed er blevet testet over for en række forskellige presfaktorer på bundfaunaen (Josefson m.fl. 2009). Presfaktorerne omfattede dengang ikke den fysiske forstyrrelse fra bundtrawling, som på det tidspunkt (i begyndelsen 2000) ikke var, og ikke kunne, kvantificeres. Dette studie viser, i lighed med Hansen m.fl. 2016 samt en række andre nyere studier (f.eks. Pommer m.fl. 2016, vanDenderen m.fl. 2014) overvejende en negativ effekt af trawling på bundfaunasamfund, der først og fremmest kommer til udtryk, som faldende diversitet og artsrigdom i bundfaunasamfundet. Analyserne viser også, at de to miljøkvalitetsindeks DKI og BQI er følsomme over for trawling, og at miljøkvaliteten bliver lavere jo mere der trawles. Både DKI og BQI er multimetriske indeks, hvor der både indgår diversitetsmål og artsspecifik følsomhed. For det danske DKI beskrives "følsomheden" af bundfaunasamfundet ved det biologiske indeks AMBI, som i alle tilfælde gav en væsentlig ringere korrelation (lavere følsomhed) til fiskeritrykket end de forskellige diversitetsmål gjorde. I Nordsøen viste AMBI-værdien lige frem højere miljøkvalitet, jo mere der blev trawlet. Det betyder, at der var flere følsomme arter tilstede i de områder, der blev trawlet mest, og at DKI af den grund havde lavere følsomhed end diversitetsmålene i Nordsøen. Det synes at være et generelt fænomen, at følsomheden af AMBI er mindre i de åbne områder end i de mere kystnære områder. Dette kan tolkes på den måde, at AMBI primært er følsomt over for negative eutrofieringseffekter, som er sjældent forekommende i den åbne del af Nordsøen. Trawlingen har således relativt lille indflydelse på sammensætningen af arter mht. deres AMBI-følsomhed i forhold til eutrofiering, men har derimod en generel negativ indvirkning på biodiversiteten på havbunden. Det kan forklares med, at trawlingens negative indvirkning primært skyldes forringelse af bunden som habitat snarere end direkte skader på flertallet af arter af bunddyr. Denne konklusion skal dog ses på baggrund af, at dette studie kun forholder sig til korttidseffekter (år til år) i bundfaunasamfund og dermed ikke de langtidseffekter, der kan være sket som følge af mange årtiers trawling. Det er ikke muligt, at vurdere langtidseffekter på bundfaunaen ud fra nogen af de anvendte datasæt, da den historiske udvikling i fiskeritrykket under de forskellige tidligere overvågningsprogrammer er ukendt.

5.2 Datakvalitet og usikkerhed i relationen mellem fiskeritryk og bundfaunaens diversitet og miljøkvalitet

Der er meget stor forskel på, hvor tydeligt trawleffekten kommer til udtryk i de forskellige områder og mellem de forskellige datasæt. Datasættet fra det nationale svenske overvågningsprogram (Datasæt 5) viser således ikke nogen signifikante relationer mellem fiskeritrykket og de forskellige diversitets- og fauna-indeksmål. Ligeledes er der talrige observationer med høje diversitets- og indekssværdier på steder, hvor der angiveligt trawles. Denne variation i resultatet

kan umiddelbart tolkes på følgende måder: 1) De observerede (men ikke signifikante) relationer til trawling skyldes andre faktorer som co-varierer med trawlingen og dermed ikke trawlingen i sig selv. 2) Variationen i de forskellige diversitets- og faunaindeksmål respons på trawling skyldes, at trawlingen har en forskelligartet effekt på de forskellige bundtyper og bundfaunasamfund. 3) De mål, der er anvendt til at beskrive fiskeritrykket og bundfaunaens status med hensyn til miljøkvalitet og diversitet, er usikkert bestemt.

Det der kunne begrunde, at trawling har en begrænset effekt på bundfaunaen er, at der i langt de fleste tilfælde findes bundfauna i prøver, der tages på lokaliteter, hvor bunden trawles mange gange hvert år. Dette viser at under alle omstændigheder, er trawlhændelserne næppe altudslettende, når det gælder bundfaunaen (med mindre der er tale om de dybe spor som trawlets skovle laver på bunden, og som kan ses på Figur 1). Der kan også være andre faktorer, der forårsager den overvejende negative relation, der er mellem bundfaunaens diversitet og fiskeritrykket. Hvis f.eks. trawlingen fortrinsvis foregår på bundhabitater, der naturligt er artsfattige, vil man forvente en negativ relation mellem artsdiversitet og trawlingen, uden at det skyldes trawlingen i sig selv. Det er blevet vist, at trawlingen i Kattegat er meget habitat-specifik, fordi en stor del af fiskeriet er målrettet jomfruhummere (Pommer m.fl. 2016). Der trawles især i de dybe områder med blød bund og en høj saltholdighed. Men disse habitater er naturligt relativt artsrige habitater, hvilket taler for, at effekten af trawling på bundfaunaen snarere er undervurderet. Det er i den forbindelse værd at bemærke, at forekomsten af jomfruhummeren, som i sig selv er en del af den stedfaste bundfauna, sandsynligvis er korreleret med bundfaunasamfundets samlede artsrigdom. Lokale iltsvind må f.eks. antages at påvirke både jomfruhummeren og resten af bundfaunasamfundet negativt. Da man endvidere må forvente, at fiskerierhvervet ret detaljeret kender til forekomst og fordeling af jomfruhummere, vil dette betyde, at fiskeriet efterstræber de mest artsrige steder (eller undgår de mest artsfattige steder!) selv inden for samme habitattype. Hvis fiskeriet i udgangspunktet foregår på de habitater, der har det højeste biodiversitetspotentiale (de dybe områder med blødt sediment og høj saltholdighed), og ydermere undgår steder inden for disse områder, hvor biodiversiteten af i forvejen er påvirket negativt, kan undere-stimeringen af betydningen af trawling være markant. Det er således muligt, at dårlige iltforhold i bundvand og sediment kan forklare observationerne fra Hallands kyster (Datasæt 6), da der har forekommet iltsvind i områderne i den undersøgte periode (f.eks. Laholmsbugten), og der blev observeret lav diversitet i områder, hvor fiskeriet var fraværende.

Det er meget sandsynligt, at trawlingen påvirker havbunden forskelligt afhængigt af bundtypen og faunaens sammensætning, og at dette kan forklare en del af den store variation, der er i relationen mellem diversitet/miljøkvalitet og fiskeritrykket. Van Denderen m.fl. (2014) fandt således habitatspecifikke effekter af trawlfiskeriet i Nordsøen. For at tage højde for dette bør de forskellige habitater undersøges hver for sig. Som beskrevet, kan bundfaunastationerne i Kattegat (Datasæt 1 og 1A) deles op i to overordnede habitattyper. De øvrige datasæt kan ikke opdeles efter de samme kriterier, da sedimentoplysninger i de fleste tilfælde mangler, eller fordi der er andre forhold, der adskiller de forskellige habitater i de øvrige datasæt. I de tilfælde, hvor der var sedimentoplysninger (Datasæt 3 og Datasæt 5), viste opdelingen, at bundfaunaen på de to typer af sedimenter havde forskellige relationer til fiskeritrykket. Herudover er der en række af andre faktorer, som kan bidrage til den store variation i de forskellige datasæt. Det er f.eks. velkendt, at bundfaunaen undergår tidlige variationer (f.eks. Hansen m.fl. 2011), som ikke kan forklares med fiskeritrykket.

I stedet for inddrage alle disse variabler, som vanskeligt kan parametriseres, i én samlet statistisk model, blev der i dette studie fra begyndelsen valgt en fremgangsmåde, hvor relationen mellem fiskeritrykket og bundfaunaen først blev analyseret på NOVANA-datasættet og herefter testet på seks andre uafhængige datasæt, der på forhånd var udvalgt og afgrænset. For DKI kunne den negative relation til fiskeritrykket genfindes i alle datasæt, omend relationen ikke var signifikant i alle datasæt. For de øvrige diversitets- og miljøkvalitetsindeks kunne disse relationer ikke i alle tilfælde bekræftes.

For at forstå hvordan trawling påvirker bundfaunasamfundet, er det naturligvis afgørende at kunne kvantificere fiskeritrykket på det sted, hvor den enkelte bundfaunaprøve tages, og over en periode der er relevant i forhold til dynamikken i bundfaunasamfundet. I det datasæt, der kunne fremskaffes fra ICES, er trawlaktiviteten aggregeret over adskillige kvadratkilometer (ca. 15 km²), og der er betydelig variation i dybde og sedimentforhold inden for hvert aggregeret område. Dette giver en meget stor usikkerhed, når fiskeritryksdata efterfølgende sammenlignes med bundfaunadata, der repræsenterer et område på havbunden i cm-skalaen. Den tidlige aggregering af de data, der kunne fremskaffes fra ICES, udgør en anden betydelig fejlkilde. Da ICES-data er aggregeret over et kalenderår, og bundfaunaen for de danske prøvers vedkommende tages i slutningen af april, betyder det, at en tredjedel (januar – april) af det forudgående års trawling, og den del som ligger tættest på tidspunktet for indsamlingen af bundfaunaprøverne, ikke er medtaget. For de øvrige datasæt, hvor prøvetagningen foregår senere på året, er problemet selvfølgelig endnu større. Proceduren med at nedskalere trawlingen inden for de aggregerede områder, som blev testet i dette projekt, kan muligvis anvendes til at øge den rumlige opløsning af de anvendte fiskeritryksdata. Det er også muligt, at nedskaleringen kan forbedres ved at inddrage andre habitatvariabler, som har betydning for småskala-fordeling af trawlfiskeriet som f.eks. sedimentsammensætning og bundvandets saltholdighed. For at kunne nedskalere fiskeritryksdata, er det imidlertid en forudsætning, at der kan opstilles algoritmer, der beskriver, hvilke typer af bundhabitater, der foretrækkes af fiskeriet. Dette er næppe muligt for alle typer af fiskeri, og det er næppe muligt at anvende den samme algoritme på tværs af områder med forskelligt fiskeri. Mulighederne for å posteriori at forbedre den rumlige opløsning af ICES' VMS-baserede fiskeritryksdata er dermed begrænsede, og kvaliteten og adgangen til VMS-data er dermed i øjeblikket den væsentligste hindring for at forstå og beskrive effekten af bundtrawling.

5.3 Beregning af DKI

Anvendelsen af DKI i regi af vandrammedirektivet foreskriver, at der foretages en aggregering af hapsprøverne i puljer á syv haps. Anbefalingen, der er angivet i de tekniske anbefalinger for NOVANA-programmet, er begrundet i sammenligneligheden med bundfaunaprøver med et prøveareal på 0,1 m² (Van veen eller Smith-McIntyre grab). I forbindelse med dette projekt er der foretaget en sensitivitetsanalyse af denne procedure (resultatet er ikke præsenteret i denne rapport). På baggrund af sensitivitetsanalysen er anbefalingen, at der ikke foretages en aggregering af prøverne, når DKI anvendes til at beskrive effekten af den fysiske forstyrrelse fra bundtrawling. Årsagen til dette er, at artsdiversiteten af bundfaunaen generelt er højere, hvis det totale prøveareal er fordelt på flere delprøver fra et større område ("beta-bidraget" til diversiteten), end hvis der er tale om en enkeltprøve med et stort prøvetagningsareal. Jo længere prøverne tages fra hinanden, desto større vil forskellen

i bundfaunasamfundets sammensætning være, og desto mere forøges diversiteten i forhold til den diversitet, man ville finde i en enkelt prøve med et tilsvarende prøveareal. Når bundfaunaprøver aggregeres, vil den rumlige skala for diversiteten definitionsmæssigt repræsentere en kombination af de to rumlige skalaer (arealet af den enkelte prøve og arealet af det område, der er dækket af prøvetagningerne). Dette udgør ikke noget problem i de tilfælde, hvor diversitetsmålet eller miljøkvalitetsmål anvendes til at beskrive/vurdere bundfaunasamfundet i forhold presfaktorer, der er ensartede over et større område (f.eks. iltsvind i bundvandet). Men, når det gælder trawling, må man forvente, at graden af den fysiske forstyrrelse kan være meget forskellig, selv for prøver der er taget meget tæt på hinanden, afhængigt af om 1) prøvetagningsstedet er ramt eller ikke ramt af et trawltræk, og 2) om prøvetagningsstedet er ramt af trawlets skovle eller af trawlets bundline. Aggregering af to prøver, der henholdsvis er upåvirket og påvirket af trawling, vil ikke give samme værdi for diversitet og miljøkvalitet som en enkelt prøve repræsenterende et areal svarende til de to delprøver. En anden fordel ved ikke at aggregere prøver er naturligvis, at det samlede datamateriale bliver større. Den foreslåede ændring kræver dog, at grænsedragningen mellem de forskellige kvalitetsgrænser (dårlig, ringe, moderat, god og høj) genberegnes og kalibreres til tilsvarende grænsedragninger baseret på aggregering af syv prøver.

5.4 Fastsættelse af grænsen for god økologiske tilstand (GES)

Grænsen mellem god (GES) og ikke god (subGES) økologisk tilstand, som den anvendes i vandrammedirektivet, er ikke formelt godkendt i Danmark til anvendelse i de åbne farvande i regi af havstrategidirektivet. Herudover er der en række faglige forbehold, som gør, at grænserne for tilstandsklassifikationen ikke kan overføres direkte fra kystnære områder til de åbne farvande. Som beskrevet ovenfor kræves der indledningsvis, at DKI-værdier for en og syv hapsprøver interkalibreres. Fastsættelsen af grænsen for god økologisk tilstand er konceptuelt relateret til referencetilstanden (tilstanden i et uforstyrret bundfaunasamfund). Forskellen mellem referencetilstanden og god økologisk tilstand repræsenterer dermed den økologisk acceptable afvigelse fra referencetilstanden. For bundfaunaen er referencetilstanden oftest en hypotetisk tilstand, da de fleste områder er påvirkede i en eller anden udstrækning. For de åbne farvande, hvor trawlfiskeriet er udbredt, må der tages højde for dette, før det er muligt at fastsætte GES-grænse der er konceptuelt sammenlignelig med tilsvarende GES grænser i vandområderne. I forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet blev følsomheden af DKI og BQI testet i gradienter af forskellige presfaktorer (Josefson m.fl. 2009). Her blev det foreslået at beregne GES-grænsen ud fra den percentil af observationer, hvor bundfaunaen var upåvirket i forhold til gradienten i presfaktoren (de data der ligger på den gode side af det omslagspunkt, hvor bundfaunasamfundet begyndte at vise tegn på negativ påvirkning fra f.eks. tungmetalkoncentrationer eller længden af en periode med iltsvind osv.). I de datasæt, der blev anvendt, var det hovedsagelig data fra de åbne områder, der kom til at repræsentere det upåvirkede bundfaunasamfund, fordi det typisk er i de åbne farvande, man finder de bedste forhold mht. ilt, tungmetaller og organisk belastning. Men det er åbenlyst, at der i de åbne farvande har forekommet en baggrundspåvirkning fra trawling, som ikke kunne kvantificeres på det tidspunkt. De observationer, som dengang blev kategoriseret som upåvirkede og har dannet baggrund for grænsedragningen for god økologisk tilstand, har sandsynligvis været påvirkede af både korttids- og langtidseffekter af trawling, og tilstanden kan have været dårligere i forhold til referencetilstanden, end først antaget.

På baggrund af de relationer, der er fundet mellem diversitet/miljøkvalitetsindeks og trawlintensitet, foreslås en procedure, hvor "GES-grænsen" for bundfaunaen i de åbne områder under havstrategidirektivet beregnes på tilsvarende måde som for vandrammedirektivet (Josefson m.fl. 2009), men hvor der tages højde for trawling som presfaktor. Indledningsvis bør indeksberegningerne normaliseres til et fiskeritryk på nul på baggrund af de fundne relationer mellem diversitet- og miljøkvalitetsindeks i forhold til fiskeritryk. Herefter beregnes GES-grænsen som den femte percentil for samtlige datasæt, hvor der foretages bootstrapping for at balancere det samlede datasæt i tid og rum (Blomqvist og Hansen in prep.).

6 Konklusioner

- Trawling medfører en fysisk forstyrrelse af bundfaunasamfundet, der kommer til udtryk som en generel reduktion i bundfaunaens artsdiversitet og i de miljøkvalitetsindeks, hvor diversitetsmål indgår i beregningen.
- DKI v.2 var det miljøkvalitetsindeks, der på tværs af datasæt, viste de mest konsistente og signifikante negative relationer til fiskeritrykket. AMBI var det miljøkvalitetsindeks, der udviste den dårligste korrelation til fiskeritrykket. Den større generelle følsomhed af DKI v.2 kan forklares med, at der er store gradienter i vandets saltholdighed i Kattegat-regionen, og at DKI v.2 er normaliseret til vandets saltholdighed.
- I de to datasæt fra Nordsøen var Margalefs indeks lidt mere følsomt over for fiskeritrykket end DKI, da kategoriseringen af den artsspecifikke følsomhed i henhold til AMBI ikke er anvendelig i forhold til dokumentation af fiskeritrykket i Nordsøen.
- I projektet er udviklet en objektiv GIS-baseret model for bundvandets saltholdighed for Kattegat, som fremadrettet bør anvendes ved beregning af DKI.
- Det anbefales at anvende individuelle hapsprøver til beregning af DKI v.2 i områder, hvor der foregår trawlfiskeri. Hvis denne beregningsmetode anvendes for DKI (DKI v.3), skal der foretages en fastsættelse af nye kvalitetsgrænser.
- Det anbefales, at DKI-værdierne normaliseret til et fiskeritryk (og andre presfaktorer på nul forud for fastsættelsen af nye grænseværdier for god økologisk tilstand i de åbne farvande.
- Den rumlige aggregering i ICES-data for fiskeritryk giver anledning til meget store usikkerheder. De to modeller for fiskeritrykket (DTU's model) og nedskaleringsmodellen viser store variationer i fiskeritrykket inden for de aggregerede ICES-områder.
- Den tidslige aggregering (kalenderår) af fiskeritryksdata fra ICES giver anledning til store usikkerheder, idet mere end en tredjedel af det forudgående års trawling, og den del som ligger tættest på tidspunktet for indsamlingen af bundfaunaprøverne, ikke indgår i det fiskeritryk, som relateres til bundfaunadataene.

7 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. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I., Franco, J. 2003: The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. -*Marine Pollution Bulletin* 46: 835-845.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.G., Rygg, B. 2007: An approach to the inter-calibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. -*Marine Pollution Bulletin* 55: 42-52.

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.

Coates DA, Kapasakali D-A, Vincx M, Vanaverbeke J (2016) Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131-138.

Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000: A quantitative analysis of fishing impact on shelf sea benthos. -*Journal of Animal Ecology* 69: 785-798.

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

Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E. XXX. Estimating seafloor pressure from demersal trawls, seines and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* 73 (Suppl. 1): 27-43.

Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F., Eigaard, O.R. 2016: Notat om effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queiros, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J. 2006: Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. -*Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* 63: 721-736.

Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Amoroso RO, Parma AM, Michel J, Kaiser MJ (2017) Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance *Proc. Nat. Acad. Sci.* 114 (31) 8301-8306

Josefson, A.B., Hansen, J.L.S., Asmund, G., Johansen, P. 2008: Threshold response of benthic macrofauna integrity to metal contamination in West Greenland. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1265-1274.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. -*Marine Pollution Bulletin*. 58: 1263-1277.

Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. 2006: Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. -*Marine Ecology Progress Series* 31: 1-14.

Leonardsson, K., Blomqvist M. & Rosenberg R. 2009: Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. – *Marine Pollution Bulletin* 58: 1286-1296.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, M., Wikström, A., Rosenberg, R. (2015). Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 94-102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. (2016). Reducing spatial variation in environmental assessment of marine benthic fauna. *Mar. Pollut. Bull.* 104, 129-138. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.050.

Mangano MC, Kaiser MJ, Porporato EMD, Lambert GI, Rinelli P, Spanó N (2014). Infaunal community responses to gradients of trawl disturbance and a long term fishery exclusion zone in the southern Tyrrhenian Sea. *Cont. Shelf Res.* 76: 25-35.

Muxika I, Borja A, Bonne W (2005): The suitability of marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators* 5: 19-31.

Pearson TH, Josefson AB, Rosenberg R. 1985: Petersen benthic station revisited I. Is the Kattegat becoming eutrophic. *J. exp. Mar. Biol. Ecol* 92: 157-206

Pommer, C.D., Olesen, M., Hansen, J.L.S. 2016: Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom in the Kattegat *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548: 47-60.

Remane, A. 1934: Die Brackwasserfauna (Mit besonderer Beruecksichtigung der Ostsee). *Zoologischer Anzeiger (Supplementband)*: 34-74

Van Denderen, P.D., Hintzen, N.T., Rijnsdorp, A.D., Ruardij, P., van Kooten, T., 2014: Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species Richness in marine soft sediments. - *Ecosystems* 17: 1216-1226.

[Tom side]

EFFEKT AF BUNDTRAWLING PÅ BUNDFAUUNA-SAMFUND I KATTEGAT

Undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA-overvågningsdata

Havbunden i det centrale Kattegat er udsat for et intensivt trawlfiskeri. Dette studie undersøger effekten af trawling på bundfaunasamfund, ved at sammenholde satellit-baserede data for trawlingen (VMS data) med bundfaunaindeksmål for diversitet og miljøkvalitet. For at øge den rumlig opløsning af de tilgængelige trawldata, er der udviklet en nedskaleringsmodel, der kvantificerer trawlingen i 0,005 x 0,005 grader store felter på havbunden. I undersøgelsen indgår der 8 bundfaunadatasæt fra danske, svenske og hollandske overvågningsprogrammer, som sammenholdes med den forudgående trawlintensitet på prøvetagningsstederne. Samlet set viser data en signifikant negativ relation mellem trawlintensitet og diversitetsmål og miljøkvalitetsmålene DKI og BQI, men ikke følsomhedsmålet AMBI. Alle datasæt viste en betydelig variation, som ikke var relateret til trawlintensiteten. Dette kan forklares med rumlig variation havbundens fysiske forhold, usikkerhed i den estimerede trawling og det forhold, at det kun er korttidseffekter, der indgår i undersøgelsen. Analyserne viser at indeksmålene for diversitet og miljøkvalitetsindeks, der anvendes i forbindelse med vandrammedirektivet, er følsomme overfor for fysisk forstyrrelse, og kan anvendes i områder hvor bundfaunaen er påvirket af trawling.