

Notat om overvågningen af bundfauna i de marine områder

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 22. november 2024 | 59



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Notat om overvågningen af bundfauna i de marine områder

Forfatter(e): Lasse Tor Nielsen & Jørgen L. S. Hansen
Institution(er): Institut for Ecoscience

Faglig kommentering: Jacob Carstensen
Kvalitetssikring, DCE: Anja Skjoldborg Hansen

Rekvirent: Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV)

Bedes citeret: Nielsen L.T og Hansen J.L.S. 2024. Notat om overvågningen af bundfauna i de marine områder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 19 s. - Fagligt notat nr. 2024|59

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Karsten Dahl

Sideantal: 19

Indhold

1	Baggrund	4
2	Nuværende overvågning	5
3	Beregning af tilstand (DKI)	6
3.1	Aggregering af HAPS prøver og dertilhørende udfordringer	8
4	Faglige anbefalinger til overvågningen af blødbundsfauna	10
5	Konklusioner og anbefalinger	17
6	Litteratur	18

1 Baggrund

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, SGAV, har bedt DCE om rådgivning vedr. prøvetagningen og tilstandsvurderingen af blødbundfauna i de danske marine områder. Rådgivningen ønskes i form af et kort notat og er blevet udført under ydelsesaftalen mellem Miljøministeriet og AU.

SGAV har defineret opgaven med det formål at hjælpe med at afklare forskellige faglige problemstillinger vedrørende bl.a. Dansk Kvalitets Indeks (DKI) for bunddyr, overvågningsstrategi, Vandrammedirektiv, Havstrategidirektiv, Habitatdirektiv, tilstandsvurdering og beregning af indsatsbehov. SGAV har udarbejdet en række konkrete spørgsmål som ønskes besvaret.

Nærværende notat indeholder en gennemgang af den nuværende overvågning (afsnit 2) og tilstandsvurdering, dvs. beregning af DKI (afsnit 3). Desuden forholder DCE sig til en række konkrete spørgsmål fra SGAV vedrørende overvågningen og DKI (afsnit 4). Sidst i notatet er de væsentligste konklusioner og anbefalinger samlet (afsnit 5). Notatets væsentligste konklusioner er præsenteret mundtligt for SGAV på et online møde en uge inden oversendelse.

2 Nuværende overvågning

Den nuværende overvågning af blødbundsfaunaen i danske farvande anvender flere forskellige prøvetagningsredskaber og prøveindsamlings-designs. Udgangspunktet er, at overvågning af blødbundsfauna i regi af NOVANA programmet skal ske i henhold til teknisk anvisning M19 for blødbundsfauna (Hansen og Josefson 2014). Det indebærer bl.a., at prøver skal tages med en HAPS bundhenter, hvor dette er muligt. En HAPS prøvehenter indhenter 0,0143 m² af havbunden. Der tages typisk 42 prøver udlagt i et stationsnet, hvor der tages én prøve på hver unikke position. I den efterfølgende analyse af data aggregeres de enkelte hapsprøver i henhold til DKI v.2 i puljer af 7 med et samlet areal på 0,1 m² per replikat ($7 \times 0,0143 \text{ m}^2 = 0,1 \text{ m}^2$) (Carstensen et al. 2014). I hvert prøvetagningsområde tages seks puljer, idet der indhentes i alt 42 HAPS prøver per prøvetagningsområde. De 42 prøvetagningspunkter er udlagt i et fastlagt *grid* i prøvetagningsområdet. Dette prøvetagningsdesign anvendes i de åbne dele af Nordsøen og Skagerrak.

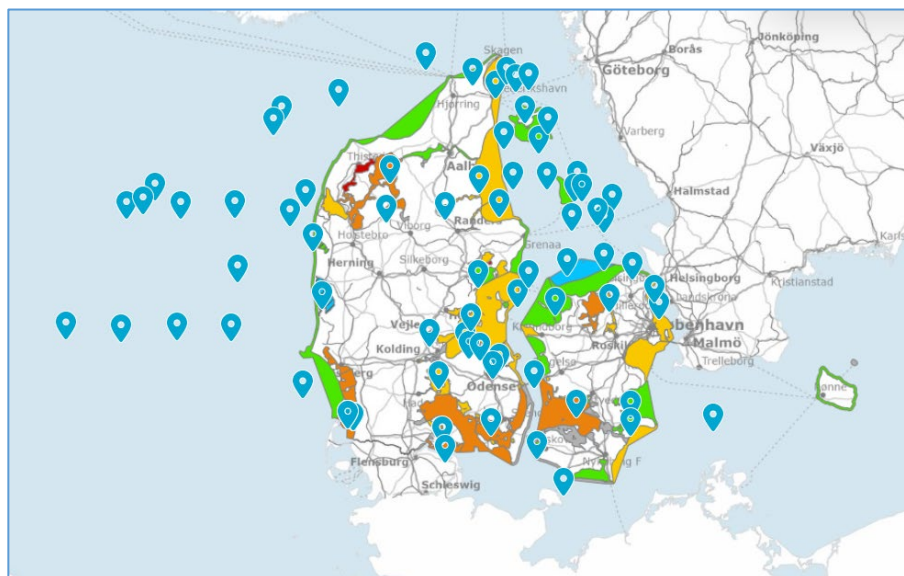
I de åbne dele af Kattegat og Østersøen indsamles prøver, ud over de beskrevne stationsområder, i regi af havstrategi-overvågningen for et antal punktstationer, der er videreført fra tidligere overvågningsprogrammer. Disse udgør for nuværende op til 40 år lange tidsserier.

I kystvandene (indenfor ≈1 sømil) anvendes der i langt de fleste områder stationsnet som beskrevet ovenfor. Herudover anvendes der i nogle tilfælde på vadeflader transekter på tværs af dybdegradienter.

Overvågningen af blødbundfaunaen i regi af de forskellige direktiver er samlet i NOVANA programmet for 2023-2027 (<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/09/978-87-7038-556-5.pdf>).

I henhold til formuleringen i den tekniske anvisning (TA M19) (Hansen og Josefson 2014) skal prøverne fra et prøvetagningsområde tages inden for det, der betegnes som et "relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold". Dette er ikke yderligere defineret i den tekniske anvisning. Stationerne besøges én gang årligt (i perioden 1. marts - 31. maj). Figur 1 viser de stationer, der blev besøgt i 2023.

Figur 1. Stationer med data for bundfauna i 2023. Kilde: Miljøportalen



3 Beregning af tilstand (DKI)

I Danmark anvendes Dansk Bundfaunaindeks (DKI) til den kvantitative vurdering af tilstanden i blødbundsfaunaen i de marine områder. DKI anvendes som et af tre biologiske kvalitetselementer i vandrammedirektivet (VRD).

DKI-indekset er et multimetrisk indeks, der kvantitativt opsummerer tilstanden i blødbundsfaunaen. Det blev første gang beskrevet i Borja et al. (2007). DKI blev udviklet parallelt med andre lignende indeks i vores nabolande, med et underliggende behov for sammenlignelighed (Josefson 2009a). For at sikre denne sammenlignelighed er indekset udviklet til at anvende et prøvetagningsareal på 0,1 m². Den danske bundfaunaovervågning har traditionelt anvendt en HAPS prøvehenter med et areal på 0,0143 m². Derfor foretages en aggregering af data fra syv HAPS prøver inden beregning af DKI, for at opnå et samlet prøvetagningsareal på 0,1 m². Denne praksis blev videreført da man implementerede DKI på de stationsnet, der allerede var udlagt i forbindelse med NOVA-programmet. Som beskrevet i et senere notat (Hansen 2018) er det ikke uproblematisk at overføre denne aggregeringspraksis fra punktstationer til stationsnet. Problematikken kan beskrives med fænomenet beta-diversitet, som er kort forklaret længere nede.

DKI-indekset blev oprindeligt (Borja et al. 2007) defineret med fire komponenter:

$$DKI_{v.1} = \left(\frac{\left(1 - \frac{AMBI}{7}\right) + \left(\frac{H'}{H'_{max}}\right)}{2} \right) * \left(\frac{\left(1 - \frac{1}{N}\right) + \left(1 - \frac{1}{S}\right)}{2} \right)$$

hvor S er antallet af arter, N er antallet af individer, AMBI angiver den relative betydning af individantallet af fem grupper af arter med forskellig følsomhed overfor forstyrrelser (Borja et al. 2000, www.azti.es) og H' er Shannon diversiteten (Shannon og Weaver 1963). De fire komponenter er skaleret relativt, og indekset kan derfor antage værdier mellem 0 (ingen dyr) og 1 (højest mulige tilstand). Definitionen af DKI afstedkommer, at individtæthed (N) og artsantal (S) primært har indflydelse på resultatet i tilfælde med meget få arter og individer. DKI er gennem tiden beskrevet, testet og videreudviklet i flere faglige notater fra AU/DMU (fx Josefson et al. 2009b, Carstensen et al. 2014 og Hansen 2018) og i den videnskabelige litteratur (Borja et al. 2007, Josefson et al. 2009a, Hering et al. 2010).

Komponenten artantal (S) er senere taget ud af DKI beregningen, da Shannon diversiteten allerede tager højde for dette men ikke for meget lave individ antal (Carstensen et al. 2014).

De danske farvande er præget af en stærk salinitetsgradient, og denne har afgørende betydning for fordelingen af bundfaunaarter og dermed diversiteten. I de danske farvande findes den største artsdiversitet af marine arter generelt i områder med høj salinitet. For at tage højde for dette, indgår bundvandets saltholdighed i DKI-beregningen fra og med DKI version 2. Dette gøres i praksis ved, at referenceværdierne (den højest mulige observerede tilstand) for både AMBI og H' justeres for saliniteten på prøvetagningsstedet.

Justeringen foretages på baggrund af en lineær regression mellem H' og saliniteten, hvor H'_{max} kan defineres som 95- eller 99-percentilen af de observerede værdier (Carstensen et al. 2014, Figur 4.10). På lignende vis justeres AMBI ved, gennem lineær regression, at etablere $AMBI_{min}$ som funktion af salinitet og justere DKI beregningen. Disse justeringer gør det muligt for DKI at nærme sig den bedst mulige tilstand ($DKI = 1$) i alle områder, uafhængig af salinitetsdrevne (naturgivne) diversitetsforskelle.

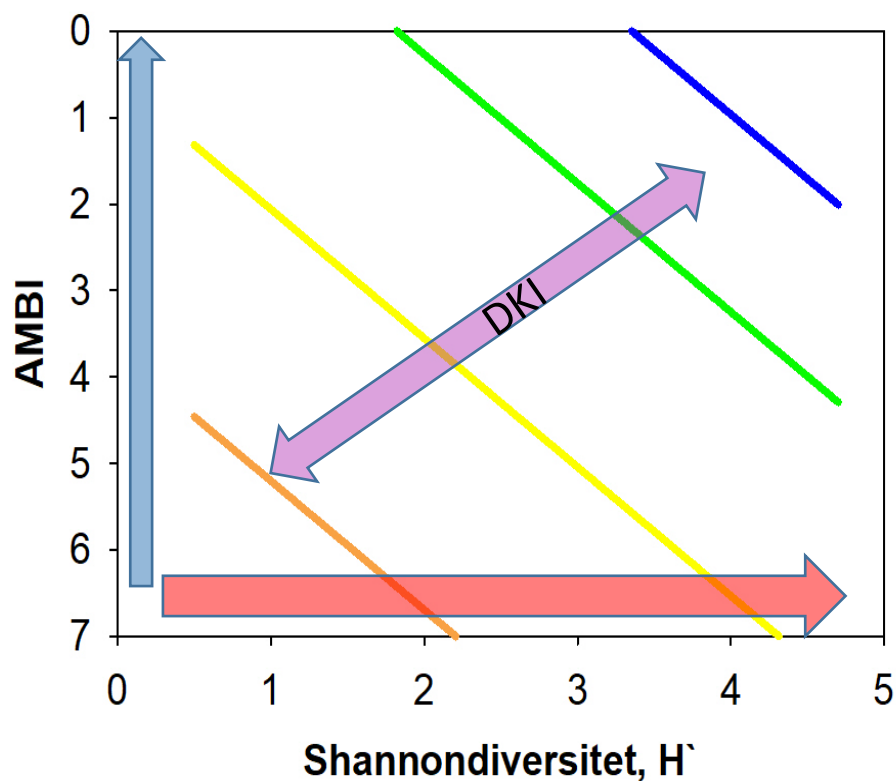
DKI-indekset beregnes derfor nu som:

$$DKI_{v.2} = \left(\frac{\left(1 - \frac{AMBI - AMBI_{min}}{7} \right) + \left(\frac{H'}{H'_{max}} \right)}{2} \right) * \left(1 - \frac{1}{N} \right)$$

hvor både $AMBI_{min}$ og H'_{max} er funktioner af saliniteten (tabel 4.9; Carstensen et al. 2014). DKI som funktion af Shannon-diversitet og AMBI-indeks er illustreret konceptuelt i figur 2. DKI er dermed et såkaldt multi-metrisk indeks, der kombinerer flere forskellige indices på samme måde, som det er tilfældet med en lang række andre europæiske kvalitetsindeks.

Korrektionen indebærer, at DKI kan anvendes i områder med saliniteter fra 5 psu til fuldt marine områder, og at udelukkende saltvandsarter ("med marin affinitet") bør indgå i DKI-beregningen. Foruden salinitet undersøgte Carstensen et al. (2014) desuden behovet for at korrigere DKI beregningen for de enkelte arters spredningsmekanisme, der i en del tilfælde varierer sammen med den følsomhedsklassifikation, som AMBI knytter til de enkelte arter. Det blev også undersøgt, om de enkelte vandområdes udformning havde indflydelse, men dette kunne ikke underbygges. Det er dog godtgjort i Josefson og Hansen (2004), at spredningen af larveplanktonnet med vandudvekslingen mellem områder har en betydelig indflydelse på den Shannon-diversitet, der måles i vandområderne. Senest har Hansen og Andersen (2024) bekræftet, at DKI i ét område kan være påvirket af presfaktorer, der påvirker bunddyrene udenfor området med den effekt, at der rekrutteres færre dyr inde i det undersøgte område. Dette er typisk noget der ses i åbne farvandsområder.

Figur 2. Konceptuel figur der viser sammenhængen mellem DKI, AMBI og Shannon-diversitet. DKI er en sum af AMBI og Shannon-diversitet.



3.1 Aggregering af HAPS prøver og dertilhørende udfordringer

Som beskrevet ovenfor, er standardmetoden, at der på hvert prøvetagningsområde udtages 42 HAPS prøver, og at disse aggregeres i seks puljer af hver syv prøver.

Formålet med at aggregerer syv prøver til ét replikat er at gøre DKI sammenligneligt med andre, lignende indeks, der anvendes i vores nabolande ved at anvende et prøvetagningsareal på 0,1 m². Grundet heterogenitet i prøvetagningsområdet, vil der imidlertid ofte være forskel i artsammensætningen mellem prøver taget inden for samme prøvetagningsområde. Jo mere heterogent området er, desto mere forskellige vil prøverne være. Dette betegnes "beta-diversiteten" og det påvirker den såkaldte arts-areal-kurve. Den beskriver, at jo større et areal der samples, desto flere arter finder man samlet set, men at dette ikke er en lineær sammenhæng (se fx Hansen 2018). Hvis området er heterogent, stiger beta-diversiteten og så er arts-areal-kurven stejlere. Det betyder, at det samlede artsantal stiger jo flere prøver, der aggregeres, og at flere små, aggregerede prøver oftest vil give et højere samlet artsantal end én stor prøve med samme totale prøvetagningsareal. Samme effekt vil man få, hvis det samme antal små prøver kommer fra et større areal. Dette skyldes, at der ofte vil være en rumlig afhængighed, hvis man indsamler prøver fra et mindre areal, og derfor vil man ikke opnå samme artsantal, som hvis man indsamlede rumligt uafhængige prøver.

Forholdet mellem alfa-diversiteten (artsantallet i én enkelt prøve) og beta-diversiteten (forskellen mellem prøver) afhænger af, hvor homogen bunden er på prøvetagningsområdet og må forventes at stige med afstanden mellem prøver. Det betyder, at Shannon-diversiteten bliver højere i aggregeringer, der

omfatter prøver fra mere heterogene områder. Flere af blødbundsfaunastationer i den nuværende overvågning er udlagt i relativt heterogene områder med store gradienter i de fysiske forhold (Hansen 2018). Det gør, at de områder, hvor prøvetagningen fx dækker en hel fjord (som fx Odense Fjord), alt andet lige vil få lidt højere DKI-værdier end en fjord, hvor alle prøverne tages i et lille, homogent område.

For at imødegå denne udfordring, har det marine fagdatacenter (M-FDC) tidligere anbefalet, at data-aggregeringen sker på baggrund af de fysiske forhold prøverne imellem.

Som tidligere beskrevet har aggregeringen af data til DKI-beregningen væsentlig betydning for resultatet (Hansen 2018). Det betyder, at det er afgørende, at aggregeringen er konsistent mht. til de prøver der puljes over tid, såfremt tidslige trends ønskes beskrevet. Ligeledes er det afgørende, at aggregeringen er den samme i de tilfælde, hvor en observeret tilstand sammenlignes med en reference- eller tærskelværdi. Dette gør, at DKI-beregninger på baggrund af aggregerede data bliver sårbare overfor manglende prøver eller ændringer i prøveindsamlingsdesign.

På baggrund af dette, har M-FDC tillige anbefalet, at DKI beregnes for hver enkelt HAPS-prøve, og at denne tilgang beskrives i de tekniske anvisninger. Hansen (2018) redegør for fordele og ulemper ved denne tilgang, og det skal her blot opsummeres: Den væsentligste fordel vil være, at beta-diversiteten fjernes fra DKI beregningen og DKI-beregningen vil derfor blive mindre følsom overfor heterogene områder og tilføjelser/fjernelse/flytning af prøvetagningsstationer. Omvendt forventes de væsentligste ulemper ved at beregne DKI på enkeltprøver at være, at DKI-værdierne vil ændre sig i forhold til de nuværende, og at der derfor vil være behov for at genbesøge grænserne for tilstandsklasserne. Det er heller ikke undersøgt, hvilke andre effekter et ændret prøvetagningsareal (fra 0,1 m² til 0,0143 m²) vil have (Hansen 2018). Da individantallet alt andet lige er lavere ved et lavere areal, må det dog forventes, at komponenten $(1-(1/N))$ i DKI-beregningen bliver af relativt større betydning sammenlignet med AMBI indekset og Shannon-diversiteten. Det skal desuden tilføjes, at en DKI-beregning på enkelt-prøver ikke udelukker, at DKI også, evt. i en overgangsperiode, beregnes på baggrund af syv aggregerede prøver. Det skal også bemærkes, at det i en overgangsperiode er muligt at sammenligne ny og gammel metode ved randomisering af prøverne i prøvepuljerne, selv hvis prøveantallet og positioner ændres.

For at undersøge disse ubekendte, foreslog M-FDC i 2018 at gennemføre en sammenligning af prøvetagningsredskaber med et areal på 0,0143 m² (HAPS) og 0,1 m² (fx van Veen grab) (Hansen 2018). Dette er dog endnu ikke blevet gennemført.

4 Faglige anbefalinger til overvågningen af blødbundsfauna

Med udgangspunkt i ovenstående gennemgang af den nuværende overvågning af blødbundsfaunaen giver DCE nedenfor en række anbefalinger til brug for en eventuel kommende revision af overvågningsstrategien. Rådgivningen forsøger at besvare en række konkrete spørgsmål stillet af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) i forbindelse med formulering af nærværende opgave.

SGAV: Bør overvågningen tilrettelægges anderledes så den i højere grad kan adressere specifikke presfaktorer, fx hvis der er flere presfaktorer i et givet vandområde?

DKI er et multimetrisk indeks, der integrerer en given lokations observerede biodiversitet og det bundfaunasamfunds estimerede følsomhed/tolerance overfor en række forskellige menneskeskabte presfaktorer. Indekset er derfor først og fremmest en indikator for tilstanden – uden yderligere indbygget årsagssammenhæng.

Det er tidligere dokumenteret, at DKI indekset og andre lignende indeks responderer på en lang række forskellige menneskeskabte presfaktorer (Josefson et al. 2009a), og de fleste af EU's medlemsstater anvender en lignende metodik i regi af EU's vandrammedirektiv (fx Borja et al. 2007).

Såfremt en given tilstandsvurdering baseret på DKI giver anledning til et behov for en udredning af de bagvedliggende årsager/presfaktorer, vil dette kræve en nærmere analyse af de bagvedliggende data og af andre miljøvariable fra det pågældende område. Ved at dekonstruere DKI beregningen til delelementer (dvs. AMBI og Shannon-diversiteten), kan det i mange tilfælde være muligt at udtale sig om de bagvedliggende årsager til et givent DKI-resultat. Generel er det sådan, at presfaktorer såsom eutrofiering og miljøfarlige stoffer påvirker hvilke arter, der trives i et givent område. Det vil sige, at en påvirkning med denne type af presfaktorer vil påvirke DKI både gennem ændringer i AMBI indekset og diversiteten. Omvendt vil fysiske forstyrrelser typisk påføre bundfaunaen en mere ensartet påvirkning på alle arter, og dermed i højere grad påvirke individtætheden og diversiteten (og deraf Shannon-diversiteten (H')).

Konceptuelt vil hver af de to typer af presfaktorer kunne aflæses og differentieres på figur 2 ved, at tilstanden i et givent miljø (DKI) reduceres, enten ved at AMBI eller shannondiversiteten påvirkes (datapunkterne rykker enten langs x-aksen eller langs y-aksen).

Det vil dog også være nødvendigt at inddrage andre faktorer i en sådan vurdering, herunder det pågældende vandområdes morfologi og hydrografi. Det skyldes bl.a., at bundfaunaen i et givent område foruden forskellige lokale presfaktorer også i høj grad er formet af rekrutteringen fra andre områder (Josefson og Hansen 2004, Bendtsen og Hansen 2013, Hansen og Andersen 2024).

DCE anbefaler derfor, at de nuværende tilstandsvurderinger baseret på DKI, suppleres af yderligere systematiserede årsagsanalyser i udvalgte områder, hvor de bagvedliggende årsager til en given tilstandsvurdering ønskes belyst.

SGAV: I fx Odense Fjord, bliver 42 haps-prøver på nuværende tidspunkt fordelt på to vandområder (Odense Fjord, ydre og Odense Fjord, Seden Strand), og således ikke inden for samme vandområde. Er 42 hapsprøver nødvendigt/tilstrækkeligt for alle vandområder for at lave tilstandsvurdering og fastsætte evt. indsatser? Og hvilke forhold bør SGAV inkludere ved en evt. revidering af overvågningsstrategien for både vandramme- habitat- og havstrategidirektivet (fx statistisk robusthed, repræsentativitet på vandområde niveau, adressering af presfaktorer etc.).

For nuværende indsamles typisk 42 bundfaunaprøver på hver sin position i et stationsnet af meget variabel størrelse. Dette er modificeret i forhold til de 45 der var anbefalingen i NOVA-programmet (1998-2003) og baserer sig blandt andet på nogle tidlige statistiske power estimater udført i 1980'erne. Aggregeringen af data til seks prøvepuljer (hver á 7 hapsprøver) per område mindsker den statistiske power markant.

For at svare fyldestgørende på, hvor mange bundfaunaprøver, der er nødvendige og/eller tilrådelige at udtage i hvert område, vil det være nødvendigt at gennemføre en passende power analyse af systemet. Dette har ikke været muligt at udføre inden for opgavens begrænsede tidsfrist. For at gennemføre en sådan analyse er det nødvendigt at estimere størrelsen af tilfældige tidlige og rumlige variationer foruden at fastlægge den nødvendige effekt-størrelse af de presfaktorer der skal undersøges. Dette vil formentlig kunne estimeres ud fra eksisterende tidsserier og datasæt for blødbundsfauna. Det har vist sig, at Shannon-diversiteten er ret robust overfor variationer i det fysiske habitat (fx sedimentforhold). DCE forventer derfor, at power analyser vil vise relativ stor power i det allerede eksisterende overvågningsprogram, når det gælder diversitetsmål og miljøkvalitetsmål. Det gælder specielt i de meget små og homogene prøvetagningsområder fx Vejle Fjord. I Vejle Fjord vil power-analysen dog kun sige noget om power i det lille område, mens den i fx Odense Fjord vil kunne sige noget om power i beskrivelsen af hele fjorden. Power analyser kan altså ikke sige så meget om repræsentativiteten af overvågningsprogrammet.

DCE anbefaler derfor, at der gennemføres en statistisk power analyse af blødbundsfauna-overvågningen, forud for en eventuel revision af overvågningsprogrammet. Power analysen bør anvende realistiske estimater af effektstørrelsen og undersøge forskellige scenarier for valg af signifikans-niveau og statistisk power.

Hvad angår placering af prøverne inden for hvert prøvetagningsområde, henviser DCE til den tidligere anbefaling fra M-FDC om at undgå data-aggregering af diskrete HAPS prøver, men i stedet at beregne DKI på enkeltprøver. Såfremt dette gennemføres, bør prøverne ideelt set spredes ud, så de geografisk dækker det undersøgte område jævnt. Dette vil dog forventeligt give udfordringer for kontinuiteten. Hvis HAPS prøverne fortsat aggregeres i grupper af syv, bør det først og fremmest sikres, at aggregeringen ikke ændres over tid. Dernæst, at aggregeringen sker på baggrund af de fysiske forhold (Hansen 2018).

SGAV: I den tekniske anvisning (M19) er det beskrevet, at stationsplaceringerne skal placeres "inden for et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold på en sådan måde, at det sikres, at det er muligt at udtage velegnede bundfaunaprøver til kvantitativ bestemmelse af bunddyrene." Notatet skal uddybe, hvad der menes med "et homogent område" mht. dybde og sedimentforhold. Fx tages haps-prøverne i Odense Fjord, ydre fra 0,2 til 8,4 meters dybde.

Formuleringen "et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold" er kontekst-afhængig, og vanskelig at svare entydigt på, hvad betyder i praksis. I forhold til DKI bortfalder kravet til homogenitet, hvis man overgår til at beregne DKI på den enkelte hapsprøve. Homogenitet kan være kritisk i forhold til andre mål som fx biomasseestimer, som er resultatet af en lang række overlejrende fordelinger.

Behovet for "relativ homogenitet" skyldes først og fremmest, at data fra syv diskrete HAPS prøver aggregeres for at opnå et prøveareal på 0,1 m². Jo mere heterogene disse syv prøver er, desto større beta-diversitet vil indgå i beregningen af DKI. Så længe praksis med at aggregere data fra syv HAPS prøver fortsætter, kan det i nogle prøvetagningsområder potentielt være en mulighed at undersøge variabiliteten inden for grupperne af syv aggregerede prøver med variabiliteten mellem de seks puljer og variabiliteten mellem stationer. Hermed fås et mål for forholdet mellem alfa- og betadiversiteten. Såfremt betadiversiteten er relativt stor, indikerer dette, at prøverne ikke er taget inden for "et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold". Der er dog også andre faktorer, fx menneskelig påvirkning, som kan påvirke dette forhold, så en sådan analyse skal udføres med faglig varsomhed.

DCE anbefaler, at den fremtidige overvågningsstrategi for blødbundsfauna undgår data-aggregering fra diskrete HAPS prøver. Hermed elimineres også hovedårsagen til behovet for at tage prøverne fra "et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold". Såfremt SGAV fortsat ønsker en kvantitativ analyse af, hvad der kan siges at udgøre "et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold" i konkrete prøvetagningsområder, vil dette kræve nærmere undersøgelser, som ligger uden for rammerne af dette notat. Dette kunne være relevant fx for at fortsætte den nuværende praksis med data-aggregering, evt. i en overgangsperiode.

Havstrategiens Deskriptor 5 (Eutrofiering) og deskriptor 6 (Havbundens integritet). Notatet skal beskrive, hvordan en ny overvågningsstrategi bedst muligt kan opfylde kravene ift. havstrategidirektivets deskriptor 5 (Eutrofiering) og deskriptor 6 (Havbundens integritet), med blik for de indikatorer og metoder, der bruges i regi af EU, HELCOM og OSPAR.

EU's havstrategidirektiv fastlægger rammerne for forvaltningen af de marine områder i EU. Direktivet indeholder krav om regional eller subregional koordinering, og bl.a. derfor gennemføres en væsentlig del af forvaltningen gennem samarbejdet i de regionale havkonventioner (for DK er det HELCOM og OSPAR). Direktivet udstikker de lovgivningsmæssige rammer, og er siden blevet fulgt op af GES beslutningen, der fastsætter de deskriptorer og de kriterier, der skal anvendes når tilstandsvurderingen af de marine områder gennemføres. HELCOM og OSPAR udvikler, gennem samarbejde på teknisk og politisk niveau, konkrete indikatorer og anbefalinger til overvågningsprogrammer. At svare fyldestgørende på ovenstående vil derfor kræve, at direktivet, GES beslutningen og artikel 8 vejledningen konsulteres indgående. Ligeledes skal HELCOMs og OSPARs indikator-specifikationer og anbefalinger

til overvågning gennemgås. Dette ligger udenfor rammerne af dette notat, men vil blive forsøgt belyst i det omfang det er muligt i et planlagt, kommende notat til Miljøstyrelsen, omhandlende andre landes overvågning af blødbundsfaunaen.

Notatet skal indeholde en beskrivelse af, hvordan en evt. ny overvågningsstrategi kan håndtere de lange tidsserier på bundfauna uden væsentlig tab.

Som beskrevet ovenfor anbefaler DCE, at DKI i fremtiden beregnes på enkeltprøver i stedet for at aggregere data. DCE forventer umiddelbart også at dette vil være muligt at gennemføre bagudrettet i tid på eksisterende prøver, såfremt der afsættes ressourcer til dette. Dermed vil det være muligt at sikre en vis grad af kontinuitet af overvågningen. Såfremt prøvetagningssteder nedlægges eller flyttes, vil dette uundgåeligt skade konsistensen af tidsserierne og mulighederne for at beskrive effekter af fysiske forstyrrelser på det konkrete sted (dette vil typisk være fysisk forstyrrelse hidrørende bundtrawling råstofindvinding mm.) – altså effekter der ikke relaterer sig til dårlig vandkvalitet, og dermed typisk kan ekstrapoleres i rum. Hvis en eller flere prøvetagningssteder fjernes inden for et givent område, men der fortsat udføres prøvetagninger inden for området, vil det fortsat være muligt at vurdere tilstanden i det samlede område. Dog vil den statistiske power være lavere. Desuden vil den enkelte lokale prøvetagningsstation selvsagt ikke længere blive undersøgt, og det vil derfor alt andet lige være logisk at prioritere at beholde stationer med lange tidsserier.

SGAV: Hvordan er referencetilstanden defineret mht. DKI (dvs. den faglige baggrund for $DKI = 1,00$)? Er dette faglige grundlag for referencetilstanden fælles for alle kystvandstyper (Østersø, Bælthavet, Kattegat, Nordsøen)? Hvis DCE tidligere har beskrevet dette, må DCE gerne blot henvise til litteraturen.

Definitionen af referencetilstanden ($DKI=1$) følger af formlen for $DKI_{v,2}$ (se overfor). Heraf ses, at både AMBI og H' normaliseres i forhold til den højeste (= økologisk bedste) observerede tilstand for AMBI og H' (hhv. $AMBI_{min}$ og H'_{max}). Referencetilstanden er altså defineret ud fra de observationer, der opnår den økologisk bedste værdi af hhv. AMBI og H' . Med $DKI_{v,2}$ er $AMBI_{min}$ og H'_{max} korrigeret for salinitet (Carstensen 2014). Dette er gjort ved at udføre en lineær regression på 99% percentilen af de observerede AMBI og H' plottet mod salinitet (Carstensen 2014: fig. 4.10 og 4.11 samt tabel 4.9). Definitionen af referencetilstanden er derfor ens for alle marine områder, men korrektionen for salinitet gør, at der tages højde for naturgivne forhold i forventningerne til den bedst mulige tilstand. Det er dog i denne sammenhæng, at spredningsmekanismerne og konnektiviteten mellem områder også har en endnu ikke undersøgt betydning. Herudover er kalibreringen af DKI og de andre nordiske indeks foretaget ud fra den implicite antagelse, at trawlfiskeriet ikke havde påvirket de områder, man antog for uforstyrrede. Referenceområder med et dokumenteret fravær af trawling fandtes ikke på det tidspunkt og gør det heller ikke i dag. Grænseværdierne for DKI, som jo i sidste ende fastsættes af den maksimale Shannon-diversitet (H_{max}) må derfor forventes at skulle revideres efterhånden, som der opbygges viden om det naturgivne potentiale for biodiversitet på den bløde havbund.

Det følger af formlen for $DKI_{v,2}$, at DKI kun kan tilnærme sig, aldrig opnå, værdien 1. Det skyldes, at termen $(1-(1/N))$ altid vil være mindre end én. I

praksis har dette dog meget begrænset indflydelse, da $N \gg 1$ i langt hovedparten af observationerne.

At definere referencetilstanden ud fra de teoretisk højeste observationer af den økologiske tilstand i et allerede påvirket system er sjældent optimalt set fra et fagligt synspunkt (men se forslag i Hansen og Andersen 2024). Ofte vil det fagligt set være stærkere at have observationer fra et egentligt referenceområde. Dette kan enten være tidligere observationer fra samme system (før menneskeskabt påvirkning) eller fra et sammenligneligt, upåvirket område. Dette er dog tidligere vurderet urealistisk at fremskaffe for så vidt angår blødbundsfauna i danske farvande (Josefson 2009a).

Definition af grænser for tilstandsklasser

Definitionen af grænserne for tilstandsklasser er beskrevet i Josefson et al. (2009a) og Carstensen et al. (2014). Grundet mangel på observationer fra en egentlig reference-situation, har det ikke været muligt at definere reference-situationen direkte. Derfor estimerede Josefson et al. (2009a) i stedet grænsen mellem god og moderat tilstand ud fra plots af DKI vs. pres-gradient. Carstensen et al. (2014) gentog dette for $DKI_{v,2}$ (salinitetskorrigeret). Her blev anvendt non-linear regression til at identificere, hvor stor en påvirkning, der giver anledning til en markant ændring i systemet. Værdier fra den mindst påvirkede side af, hvor tilstanden ændrer sig, antages at være i god eller høj tilstand. Værdier fra den mere påvirkede side antages at være i moderat eller dårligere tilstand. DKI-grænserne mellem hver af de enkelte tilstandsklasser blev fundet til at være:

Ringe-Dårlig	Moderat-Ringe	God-Moderat	Høj-God
0,23	0,45	0,68	0,84

Carstensen et al. (2014) anbefaler i øvrigt at anvende 20-percentilen af DKI-værdierne for et givent område, når tilstandsklassen bestemmes i regi af vandrammedirektivet.

SGAV: På nuværende tidspunkt udregnes DKI ved at gruppere 42 haps-prøver i grupper á 7. Hvordan bør strategien for denne gruppering være? Bør de 42 haps-prøver grupperes tilfældigt, eller bør grupperingen være ens fra gang til gang? Eller bør DKI revideres således at der arbejdes med individuelle Haps-prøver (altså DKI3 som SGAV er bekendt med at AU har bragt på banen). Dette er relevant for alle tre direktiver.

Som beskrevet tidligere (Hansen 2018) og højere oppe i nærværende notat, har den data-aggregering, der udføres væsentlig betydning for resultatet af DKI-beregningen. **Det er derfor DCE's faglige anbefaling, at data fra diskrete HAPS-prøver ikke aggregeres ved beregning af DKI.**

De danske data for blødbundsfauna skal kunne sammenlignes med vores nabolande, og data skal kunne anvendes i regi af de regionale havkonventioner. **Derfor anbefaler DCE, at der gennemføres en sammenligning af prøvetagningsredskaber med forskelligt prøvetagningsareal (HAPS, Van Veen og Smith-McIntyre) mht. til beregning af DKI og diversitetsmål.** Dette er på linje med den tidligere anbefaling fra M-FDC (Hansen 2018).

Så længe data fra de 42 HAPS prøver aggregeres, er det afgørende, at aggregeringen forbliver konsistent inden for det enkelte prøvetagningsområde.

Ændringer i aggregeringen vil kunne ændre betydeligt på resultatet af DKI-beregningen (Hansen 2018).

SGAV: Kan man forestille sig at en given tilstandsvurdering for et område vil omfatte brug af forskellige bundfauna indikatorer, der hver især knytter sig til en presfaktor - som i sig selv kan føre til behov for andet (flere/færre) end de sædvanlige 42 Haps-prøver pt. knyttet til DKI.

DKI er et multimetrisk indeks, der kvantitativt opsummerer tilstanden i blødbundsfaunen. Det knytter sig således ikke til én bestemt presfaktor, men opsummerer den observerede tilstand til ét tal. DKI er derfor et udtryk for summen af mange forskellige processer og effekter, inklusiv biologiske top-down/bottom-up processer som fx rekruttering, konkurrence og prædation og forskellige menneskeskabte presfaktorer som fx eutrofiering, miljøfarlige stoffer og forstyrrelse af havbunden. Det er netop styrken ved biologiske indeks, som fx DKI, og en af årsagerne til, at den type af indeks anvendes bredt i det meste af Europa (se fx van Denderen et al. 2024). Som beskrevet ovenfor, vil det i mange tilfælde forventeligt være muligt at undersøge hver af delelementerne fra DKI-beregningen, såfremt årsagssammenhænge ønskes belyst. Desuden vil viden om de væsentligste presfaktorer på lokaliteten naturligt kunne indgå i en sådan analyse.

Er det DCE's vurdering, at det på nuværende tidspunkt er muligt at koble tilstandsvurdering jf. vandrammedirektivet til et indsatsbehov over for presfaktoren (fx nærings saltbelastning, fiskeri med bundslæbende redskaber)? Dette har nemlig ikke været muligt for SGAV. Såfremt DCE ikke mener, at det pt. er muligt, hvilke informationer er da nødvendige for at kunne bestemme et indsatsbehov baseret på blødbundsfauna? Som eksempel kan nævnes vandområdet Nordlige Øresund, der er i god økologisk tilstand på alle parametre undtagen bundfauna.

Kobling mellem DKI og indsatsbehov er ikke ligefrem. Det skyldes bl.a., at DKI-indekset, som beskrevet ovenfor, er et multimetrisk indeks, der er resultatet af mange forskellige processer. Det er dog DCE's umiddelbare vurdering, at det potentielt vil være muligt, gennem lokale analyser af presfaktorer og økosystemindikatorer, at tilvejebringe estimater af de enkelte presfaktorer betydning i udvalgte vandområder og estimere et indsatsbehov. Det er imidlertid ikke forventningen, at der eksisterer en generel grænse/indsatsbehov, der kan omsættes til en enkelt presfaktor. Ofte vil f.eks. bundfaunaens tilstand stige med stigende eutrofiering indtil et punkt, hvor fx iltsvind eller dårlige sedimentforhold medfører et fald (ofte drastisk). Det er med andre ord ikke en lineær sammenhæng. Hvor dette hypotetiske toppunkt ligger, forventes at være meget forskelligt fra område til område og forventes at afhænge af en lang række top-down processer, hvor især bundfaunaens filtration og bioturbation spiller en stor rolle. Disse *feed-back* mekanismer er bl.a. beskrevet i fx Høgslund et al. (2019).

Ligeledes kompliceres forholdet mellem DKI og behovet for at kunne fastsætte en konkret indsat af det omtalte forhold, at DKI i mange kystvandområder vil være påvirket tilstanden for bunddyr udenfor det konkrete vandområde. Det kan altså være nedsat rekruttering udefra til området, der forårsager en lokal DKI, mere end de lokale forhold. I praksis er mange af de åbne kystvandområder i de indre danske farvande således afhængige af rekruttering fra Kattegat (Hansen og Andersen 2024).

Såfremt SGAV ser et behov, anbefaler DCE derfor, at der igangsættes et udviklingsprojekt med det formål at koble tilstandsvurderingen (DKI) i udvalgte vandområder med viden om lokale presfaktorer, for derigennem at estimere et eller flere indsatsbehov overfor menneskeskabte presfaktorer. Dette kan gøres gennem etableringen af et beslutningstræ, som for det enkelte vandområde undersøger, og én efter én udelukker, presfaktorer som mulige forklaringer på en observeret DKI-værdi.

5 Konklusioner og anbefalinger

DCE har med dette notat beskrevet den nuværende prøvetagning af blødbundsfauna i danske farvande, og redegjort for beregningen af $DKI_{v,1}$ og $DKI_{v,2}$. Herunder samlet og henvist til den væsentligste litteratur på området (både rapporter og videnskabelige artikler).

Notatet besvarer en række konkrete spørgsmål stillet af SGAV og giver en række faglige anbefalinger til en eventuel revision af overvågningen og tilstandsvurderingen for blødbundsfaunaen.

- DCE anbefaler samlet set:
 - at den fremtidige tilstandsvurdering for blødbundsfauna ikke anvender data-aggregering, men i stedet beregner DKI på hver af de enkelte HAPS prøver.
 - at der gennemføres en sammenligning af prøvetagningsredskaber med forskelligt prøvetagningsareal (HAPS, Van Veen og Smith-McIntyre) mht. til beregning af DKI og diversitetsmål.
 - at der gennemføres en statistisk power analyse af blødbundsfauna-overvågningen, forud for en eventuel revision af overvågningsprogrammet. Power analysen bør anvende realistiske estimater af effektstørrelsen og undersøge forskellige scenarier for valg af signifikans-niveau og statistisk power.
 - at der igangsættes et udviklingsprojekt med det formål at koble tilstandsvurderingen (DKI) i udvalgte vandområder med viden om lokale presfaktorer, for derigennem at estimere et eller flere indsatsbehov overfor menneskeskabte presfaktorer.

DCE har desuden pointeret, at en kvantitativ analyse af, hvad der kan siges at udgøre "et relativt homogent område mht. dybde og sedimentforhold" i konkrete prøvetagningsområder, vil kræve nærmere undersøgelser, som ligger uden for rammerne af dette notat.

6 Litteratur

Bendtsen, J., Hansen, J.L.S. (2013) A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea/Baltic Sea transition zone, *Ecological Modelling*, Vol. 267 54-65,

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., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G., Rygg, B. (2007) An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 2007;55(1-6):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.

Hansen, J.L.S. (2018) Notat om usikkerheder og fejlkilder ved anvendelsen af DKI på bundfaunadata fra forskellige prøvetagningsdesign. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 s.

Hansen, J.L.S., Andersen, N.R. (2024) Effekter af fysisk forstyrrelse af bundtrawling på havbundens biodiversitet -beskyttelsesbehov for den danske havbund. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport nr. SR585.

Hansen J.L.S. og Josefson A.B. (2014) Teknisk anvisning for blødbundsfauna, TA-19.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, Pont, D., Solheim, A.L., Bund, W.v.d.B. (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future, *Science of The Total Environment* 408:19 4007-4019.

Høgslund, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Hansen, J.L.S. (2019) Sammenhænge i det marine miljø - Betydning af sedimentændringer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 323. <http://dce2.au.dk/pub/SR323.pdf>

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S, Rosenberg, R., Rygg, B. (2009a) Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58:9 1263-1277.

Josefson, A.B. og Hansen, J.L.S. (2004) Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. *Global Ecology and Biogeography*13:273-288.

Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B., Andersen, J.H. & Henriksen, P. (2009b) Udvikling af indikatorer og tilstandsvurderingsværktøj for marine Natura 2000-områder. Lavvandede bugter og vige. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 701. <http://www.dmu.dk/Pub/FR701.pdf>.

Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.

van Denderen, D.P., Plaza-Morlote, Vaz, M.S., Wijnhoven, S., Borja, A., Fernandez-Arcaya, U., González-Irusta J.M., et al. (2024) Complementarity and Sensitivity of Benthic State Indicators to Bottom-Trawl Fishing Disturbance. Ecological Applications e3050.