



MARINE OMRÅDER 2016

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 253

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2016

Novana

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 253

2018

Jens Würgler Hansen (red.)

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

| | |
|------------------------|---|
| Serialtitel og nummer: | Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253 |
| Titel: | Marine områder 2016 |
| Undertitel: | NOVANA |
| Forfatter: | Jens Würglér Hansen (red.) |
| Institution: | Aarhus Universitet, Institut for Bioscience |
| Udgiver: | Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi © |
| URL: | http://dce.au.dk |
| Udgivelsesår: | Januar 2018 |
| Redaktion afsluttet: | Januar 2018 |
| Faglig kommentering: | Medarbejdere i Miljøstyrelsen; DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Bo Riemann, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet |
| Kvalitetssikring, DCE: | Poul Nordemann Jensen |
| Finansiel støtte: | Miljø- og Fødevareministeriet |
| Bedes citeret: | Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253 http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf |

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: I 2016 var der status quo for nogle parametre i forhold til de senere års positive udvikling i havmiljøet, mens der var en mindre tilbagegang for andre parametre. Året var karakteriseret ved en høj afstrømning og dermed en stor tilførsel af næringsstoffer fra land i starten af året (og i slutningen af 2015), relativt høje temperaturer og vind vekslede mellem kortere perioder med en del vind og længere perioder med svag vind. Til trods for den store afstrømning i årets start var næringsstofkoncentrationerne hovedsageligt lave, og i enkelte tilfælde de hidtil laveste siden 1989. Væksten (primærproduktion) og mængden af planteplankton (klorofyl) var forøget i forhold til niveauet for de seneste år, mens vandets klarhed var gennemsnitligt for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i de frie vandmasser var således samlet set dårligere end i perioden 2012-2015. Ålegræssets generelt positive udvikling i de senere år stagnerede i nogle områder, mens der var en mindre tilbagegang i andre områder. Dækningsgraden (total) af makroalger i kystvande og på stenrev var forøget i forhold til 10 år tidligere, mens udviklingen var stagneret i fjordene. Der var indikationer på, at forholdene for bundfaunaen generelt var dårligere i de mere åbne farvande (Nordsøen/Skagerrak) end i de kystnære indre farvande. Bestanden af spættet sæl er mangedoblet over en længere årrække, men den har været rimelig stabil de seneste år, hvor bestanden af gråsæl er forøget markant. Tætheden af marsvin varierer meget fra år til år, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile, mens bestanden i Østersøen er kritisk truet. Til trods for de senere års observerede forbedringer af miljøtilstanden viste udviklingen i 2016, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over belastningen med næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden negativt af mange andre forhold såsom fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. De fleste miljøfarlige stoffers koncentration var på niveau med eller lavere end tidligere, men koncentrationerne af enkelte tungmetaller (kviksølv, bly og cadmium) samt bromerede flammehæmmere (PBDE) var flere steder så høje, at disse stoffer kan have uønskede effekter i vandmiljøet. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at indsatsen for at sikre et bedre havmiljø virker. Men havmiljøet er fortsat under stort pres og responderer kun langsomt på de forbedrende tiltag.

Emneord: Overvågning, marine områder, miljøtilstand, klima, næringsstoffer, iltsvind, ålegræs, makroalger, bundfauna, miljøfarlige stoffer, plankton, monitoring, marine areas, environmental quality, climate, nutrients, hypoxia, eelgrass, macroalgae, bottom fauna, hazardous substances

Layout og sproglig kvalitetssikring: Anne van Acker
Illustrationer: Forfatterne/Anne van Acker
Foto forside: Alger og fauna på boblerev nord for Læsø. Foto Karsten Dahl

ISBN: 978-87-7156-303-0
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 140

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>

Supplerende oplysninger: NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

| | |
|---|------------|
| Forord | 5 |
| Sammenfatning | 6 |
| Summary | 11 |
| 1 Indledning | 12 |
| Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande | 17 |
| 2 Klimatiske forhold | 19 |
| Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten | 28 |
| 3 Næringsstofkoncentrationer | 30 |
| 4 Planteplankton og vandets klarhed | 41 |
| 5 Iltforhold | 52 |
| 6 Bundplanter - ålegræs og makroalger | 62 |
| 7 Bundfauna | 75 |
| 8 Havpattedyr - sæler og marsvin | 85 |
| 9 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter | 98 |
| Del 3 – Sammenfattende diskussion | 113 |
| 10 Tilstand og udvikling | 114 |
| 11 Ordliste | 119 |
| 12 Referencer | 125 |
| Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer | 135 |
| Bilag 2 Dataanalyse – bundplanter | 140 |

[Tom side]

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2016.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljø- og Fødevareministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Det Marine Fagdatacenter (M-FDC), og den har været i høring hos MST. Rapporten er baseret på data indsamlet af MST, M-FDC, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Sammenfatning

Jens Würgler Hansen

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2016 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Klimatiske forhold

- I 2016 var lufttemperaturen 1,3 °C varmere end normalperioden (1961-1990), men på niveau med den seneste 10-årige referenceperiode (2006-2015). Specielt februar, maj, juni, september og december var relativt varme, hvorimod januar, april, oktober og november var forholdsvis kolde.
- Vindhastigheden i 2016 var under niveauet for normalperioden igennem hele året, men kun lidt under niveauet for referenceperioden. Vinden kom hovedsageligt fra sydlige og sydvestlige retninger med undtagelse af maj og oktober, hvor den slog om til mere østlige retninger, hvilket medførte større udstrømning af vand fra Østersøen.
- Nedbørsmængden i 2016 var på niveau med normalperioden. Det regnede meget i april, juni og juli men kun lidt i maj, september og december.
- Ferskvandsafstrømningen fra land var relativ høj i starten af 2016 og lav i december, hvilket resulterede i en gennemsnitlig afstrømning på niveau med den seneste referenceperiode, men 13 % højere end for normalperioden.
- Antallet af solskinstimer i 2016 var på niveau med de senere år.
- Vandtemperaturerne i 2016 var gennemsnitlige for perioden efter 2000, men varmere end normalperioden. I fjorde og ved kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var vandet henholdsvis 0,9 °C og 1,5 °C varmere end normalen. Bundvandet var 1,2 °C varmere end normalen.
- Havtemperaturen i 2016 var gennemsnitlig vurderet i forhold til perioden siden 2000. Havtemperaturen er dog generelt steget 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH lavere i de åbne indre farvande og ca. 0,1 pH lavere i fjorde og kystvande).

Koncentrationer af næringsstoffer

- Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof i 2016 var generelt lave for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande, med undtagelse af februar, hvor stor tilførsel fra land gav højere koncentrationer.
- Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i 2016 var også lave især i fjorde og kystvande men også i overfladevandet i de åbne indre farvande. Desuden var koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor lave i årets sidste måneder i både fjorde og kystvande og de åbne indre farvande formodentlig som følge af optag af opløst uorganisk fosfor ved den sene efterårsopblomstring. I bundvandet i de åbne indre farvande var koncentrationen derimod lidt højere end i 2014 og 2015.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2016 på niveau med 2015 men mindre end de senere år, hvilket skyldes den større ferskvandsafstrømning fra land i vintermånederne. I de åbne indre farvande var den potentielle kvælstofbegrænsning derimod lige så stor som i de seneste ca. 15 år.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2016 var den hidtil højeste i fjorde og kystvande, hvilket skyldes et stort optag af fosfat i forårsmånederne og en formodet beskedent fosforfrigivelse fra sedimentet hen over sommeren og

i det tidlige efterår. I de åbne indre farvande var den potentielle fosforbe-
grænsning på niveau med de senere år.

- Årsmidlerne for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i overflade-
vandet i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande viste, at der efter
en periode med reduktion ikke er sket nogen signifikant udvikling i kon-
centrationen siden 2003.
- Årsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i fjorde og
kystvande samt åbne indre farvande faldt kraftigt i 1990'erne, men der er
ikke sket yderligere fald siden omkring 1998. Koncentrationen i de åbne
indre farvande har ligget lidt højere de seneste 10-15 år, hvilket formentlig
skyldes stigende koncentrationer i Østersøen.
- Reduktionen i næringsstofkoncentrationer siden slutningen af 1980'erne
tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor og en reduktion
i landbrugets kvælstofoverskud. Der er altså en tydelig positiv effekt
af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have
medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var der i 2016 relativt høje kon-
centrationer af de opløste uorganiske næringsstoffer.

Plantep plankton og vandets klarhed

- Miljøtilstanden i de åbne vandmasser i 2016, vurderet på algevækst (pri-
mærproduktion) og mængden af plantep plankton (klorofyl), var markant
dårligere end i perioden 2012-2015 og svarende til niveauet for perioden
2000-2011.
- Algevæksten i 2016 var højere end i de foregående år, både i fjordene og i
de åbne indre farvande. Niveauet var lavere end i 1980'erne og begyndel-
sen af 1990'erne, men de senere års tendens til et fald er brudt.
- Mængden af plantep plankton (klorofylkoncentrationen) i 2016 fulgte den
generelle stigning i væksten af plantep plankton over de sidste ca. fem år, og
koncentrationen for både fjorde og åbne indre farvande svarede til ni-
veauet i 1990'erne og i 00'erne.
- Vandets klarhed i 2016 var på niveau med tidligere år i fjordene. For de
åbne indre farvande var der en mindre stigning (forbedring) i forhold til
2015 men et fald i forhold til perioden 2012-2014.
- Stigningen i algevæksten og mængden af plantep plankton i 2016, bekræfter
den dokumenterede tætte kobling mellem disse miljøparametre og den
landbaserede tilførsel af kvælstof. I slutningen af 2015 var kvælstoftilførs-
len stor, ferskvandsafstrømningen i 2016 var høj i starten af året og over
middel for året som helhed, og desuden blev havmiljøet tilført en stor
mængde kvælstof i forbindelse med ulykken på Fredericia Havn i februar.
Samlet set indikerer det en stor tilførsel af kvælstof, hvilket kan forklare
tilbagegangen i miljøtilstanden i vandsøjlen.

Iltsvind

- Iltsvindet udviklede sig markant i 2016 i en række områder, lige som det var
tilfældet i 2014 og 2015. Iltsvindet var desuden kendetegnet ved at starte
usædvanlig tidligt og slutte usædvanlig sent i de hårdest ramte områder.
- Det udbredte iltsvind i 2016, trods de relativt gennemsnitlige klimatiske for-
hold (referenceperiode 2006-2015), skyldes formodentlig delvist de foregå-
ende års (2013-2015) forøgede iltsvind, som har gjort farvandene mere sår-
bare for udvikling af iltsvind. Desuden har eutrofiering fra den store af-
strømning fra land i slutningen af 2015 og starten af 2016 sammen med et
formodet bidrag fra Nordsøen og næringsstofftilførslen i forbindelse med
ulykken ved Fredericia bidraget til at forstærke iltsvindet.

- Det totale iltsvindsareal i september 2016 var det største siden 2008. En femtedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.
- De tidligste iltsvind uden for de permanente iltsvindsområder blev allerede registreret i april (sydlige Lillebælt og Flensborg Fjord) og maj (mange områder). I enkelte områder blev der først registreret iltsvind i juni (Limfjorden og Horsens Fjord). Der var fortsat iltsvind enkelte steder ved iltsvindsrapporteringens afslutning midt i november.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var de dybere områder af Lillebælt, Det Sydfynske Øhav, Øresund og de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord (Sønderborg Bugt). Desuden var iltsvindet særlig intenst i Limfjorden og Haderslev Fjord i september. I september og oktober var der iltfrit i bundvandet i en del områder og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, hvilket også var tilfældet i enkelte områder helt ind i november.
- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har varieret inden for et forholdsvis snævert interval og var i 2016 blandt de lavest registrerede siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har varieret, men overordnet været faldende siden midten af 1960'erne, og iltkoncentrationen i 2016 var den tredje laveste registreret i perioden.

Bundplanter

- I perioden 1989-2016 har der været en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i kystvande.
- I de seneste 10 år (2007-2016) er der dog sket en signifikant positiv udvikling i ålegræssets hovedudbredelse og maksimale dybdeudbredelse i kystvande og Limfjorden. Der har også været en signifikant positiv udvikling for hovedudbredelsen i yderfjorde. I Limfjorden er den maksimale dybdeudbredelse således forøget med 32 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med 31 % siden 2007. Imidlertid ses i de seneste 2-3 år en stagnation i den positive udvikling i inderfjorde og Limfjorden.
- For perioden 1989-2016 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2007 har der dog været en signifikant fremgang i dækningsgraden på 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, på 1-2 m's dybde i inderfjorde, samt på dybder over 4 m i kystvande. Imidlertid ses i de seneste 2-3 år (2014-2016) en stagnation eller mindre tilbagegang i dækningsgraden af ålegræs på samtlige dybder i både inderfjorde, yderfjorde og kystvande, mens der har været en fremgang i Limfjorden.
- Den reducerede tilførsel af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne ser ud til at have en begyndende positiv effekt på ålegræssets udbredelse. De seneste 2-3 år er den positive udvikling dog generelt stagneret sammenfaldende med en forringelse af ilt- og lysforholdene i vandsøjlen.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2016) har der været en signifikant positiv udviklingstendens i både makroalgernes totale og kumulerede dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev i åbne farvande, mens udviklingen i Limfjorden har været signifikant negativ.
- I de seneste 10 år er der ligeledes sket en signifikant øgning af den totale dækningsgrad af makroalger i kystvande og på stenrev, mens udviklingen er stagneret i fjordene. Den kumulerede dækningsgrad af makroalger er gået svagt tilbage i yderfjorde gennem de seneste 10 år, mens den er stagneret i de øvrige områder.

- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var generelt god i 2016 og stort set på niveau med dækningsgraderne i 2014 og 2015.

Bunddyr

- Artdiversiteten var generelt høj i kystvandene, når der tages højde for naturlige gradienter i diversitet relateret til vandets saltholdighed.
- Bundfaunasamfundene i Nordsøen og Skagerrak havde en markant anderledes artssammensætning end i kystvandene. Biomassen var knap dobbelt så høj og individtætheden under det halve af tætheden i kystvandene. Herudover var artsantallet i den enkelte prøve (alfa-diversiteten) lav, mens artsrigdommen vurderet ud fra alle prøver fra et område (beta-diversiteten) var høj, hvor mønstret relativt set var omvendt i kystvandene.
- I lighed med prøvetagningen i 2015 tyder data fra 2016 på generelt ringere miljøtilstand i Nordsøen og Skagerrak end i de indre danske farvande. Denne vurdering er dog med det forbehold, at det er miljøklassifikationen fra vandrammedirektivet, der er anvendt på de åbne områder. Der foreligger endnu ikke en standardiseret og godkendt metode til miljøklassifikation i de åbne farvande.

Sæler og marsvin

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2016, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i de fire forvaltningsområder/populationer Vadehavet, Kattegat, den vestlige Østersø og Limfjorden. Vækstraterne tyder generelt på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne i deres områder.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2016 blev der registreret op til 127 individer i Kattegat, 173 i Vadehavet og 589 i den danske del af Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år. Op til ti gråsæler fødes nu hvert år i Danmark (første fødsel i 2003) efter ca. hundrede års pause.
- Overvågning af marsvin med lyttestationer viste, at i de seks vigtigste Natura 2000-områder for marsvin i de indre danske farvande var antallet af marsvin enten stabilt eller stigende.
- På baggrund af data fra lyttestationer blev populationen af marsvin i Østersøen estimeret til ca. 500 individer, hvilket bekræfter, at bestanden er kritisk truet.
- Opgørelser af populationen af marsvin med skib og fly i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø indikerer, at bestandene i disse områder er stabile.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

- Det overordnede billede af den tidlige udvikling af niveauet af de forskellige stofgrupper er en tendens til faldende eller stabile koncentrationer for perioden 2004-2015. Dette gælder dog ikke metallerne kviksølv og bly, hvor der blev observeret stigende trends i muslinger og fisk i nogle områder i datasæt frem til 2015
- I 2016 var koncentrationsniveauerne af en række miljøfarlige stoffer i muslinger og/eller fisk fra de danske farvande lige som tidligere år højere end EU's miljøkvalitetskrav (dvs. EQS-værdier), de nationale fastsatte miljøkvalitetskrav (MKK) eller andre sammenlignelige internationale miljøvurderingskriterier (dvs. OSPARs EAC og BAC). Dette gjaldt for kviksølv (Hg),

cadmium (Cd), bly (Pb), organotin (TBT) og bromerede flammehæmmere (for PBDE, men ikke for HCBDD). For disse stoffer er der en risiko for, at de kan have uønskede effekter i vandmiljøet og dermed have betydning for, om lokale danske vandområder kan opnå god økologisk og kemisk tilstand. Der var dog ingen overskridelser af de fastsatte fødevarekrav i muslinger eller fiskemuskel. For stofgrupperne perfluorerede stoffer (PFAS), klorerede pesticider (DDT, HCH og lign.), dioxiner og PCB (undtagen PCB-118) blev der ikke fundet overskridelser af de anvendte miljøvurderingskriterier efter omregning fra lever til muskel, selvom der var stor forskel på niveauer imellem områderne, op til en faktor 20 for kviksølv og en faktor 20-130 for enkelte dioxinlignende stoffer.

- Hg: Indholdet af kviksølv var i 44 % af muslingerne over EQS-værdien på stationerne i Øresund (med 33 %) og Køge Bugt (Kalvebodløbet) (4,5 gange). I ti prøver af fiskemuskel var indholdet i 90 % af prøverne højere end EU's EQS-værdi med i gennemsnit 2,5 gange, når der ses bort fra den højeste overskridelse på 18 gange EQS i Køge Bugt.
- Cd og Pb: I muslinger var niveauet af cadmium og bly over de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav i hhv. 89 % og 67 % af prøverne. Fødevarekravene var dog ikke overskredet i hverken muslinger eller fiskemuskel, men indholdet af cadmium i tre lever-prøver fra fisk var 3-5 gange over fødevarekravet. Da fødevarekravet gælder for muskel, vurderes dette ikke at være problematisk.
- TBT: I muslinger var niveauet af TBT over EAC-værdien i den ene muslingeprøve, hvor TBT blev detekteret. TBT blev også påvist i en ålekvabbelever, hvor det beslægtede stof triphenyltin blev fundet i begge ålekvabbeprøver fra to kystnære stationer.
- PAH: I 67-100 % af muslingeprøverne var niveauet over baggrundsniveauet for de enkelte PAH'er, mens der ingen overskridelse var af EQS eller EAC-værdierne.
- Dioxin og dioxinlignende PCB'er: Indholdet af de undersøgte dioxiner og dioxinlignende stoffer var i de tre prøver af fisk, der foreligger resultater for, under EQS-værdien. For PCB-kongenerne CB118 lå seks af ti resultater over OSPARs BAC-værdi, og lipid-normaliserede data fra de fire muskelprøver var ligeledes over OSPARs EAC-værdi med op til en faktor 19. Lipid-normaliseringen er baseret på standard lipid-værdier for arterne, da der ikke er målt lipid i alle fiskemuskelne.
- PBDE: Indholdet af PBDE i de tre undersøgte prøver af fisk overskred EU's EQS-værdi med 15-75 gange.
- Biologiske effekter i blåmuslinger: Niveauet af lysosomal membranstabilitet undersøgt i blåmuslinger fra to stationer i hhv. Storebælt og Øresund tyder på, at muslingerne ikke har været udsat for væsentlig påvirkning af miljøfarlige stoffer på de to stationer.
- Biologiske effekter i ålekvabbe: Niveauet af de PAH-specifikke indikatorer CYP1A og PAH-metabolitter samt flere typer af fejludviklede unger var over BAC-værdien i de to undersøgte områder af Køge Bugt (Kalvebodløbet) og Roskilde Fjord (Roskilde Bredning). Forekomsten af alvorligt misdannede ålekvabbeunger var over EAC-værdien i Køge Bugt, hvilket indikerer en væsentlig miljøpåvirkning på fiskenes udvikling.

Summary

In 2016, the positive development from previous years was maintained for some parameters while there was a small decline for other parameters. The year was characterised by a high run-off and accordingly high input of nutrients from land during the beginning of the year (and at the end of 2015), relatively high temperatures and wind varying between short windy periods and longer periods with weak winds. Despite the relatively large run-off at the beginning of the year, the nutrient concentrations were mainly low, and in a few cases the lowest since 1989. The development of oxygen depletion was worse than expected from the weather conditions and the run-off from land.

The growth (primary production) and the amount (chlorophyll) of phytoplankton were increased compared to the level of recent years, whereas the water clarity was on average level for the period since the mid-1990s. The status of the water bodies were thus overall worse than in period 2012-2015.

The general positive development of eelgrass in recent years stagnated in some areas, while there was a small decline in other areas. The coverage (total) of macro algae in coastal waters and on stone reefs was increased compared to 10 years earlier, while this trend had stagnated in the fjords.

The bottom fauna indicated that the conditions in general were worse in the more open waters (North Sea/ Skagerrak) than in the coastal waters. The population of harbour seal has multiplied several times since 1970s but has been reasonably stable the last couple of years and grey seal has increased significantly in numbers. The abundance of harbour porpoise varies a lot from year to year, but overall the population in the North Sea and the inner Danish waters seems to be stable, whereas the population in the Baltic Sea is seriously threatened.

In spite of improved status of the environment in recent years, the changes in 2016 demonstrated that the Danish waters are still very vulnerable to stress and still far away from the objective of a stable, good environmental status. In addition to the load of nutrients (eutrophication), the environmental status is also affected negatively by many other conditions such as fishery, climate change and hazardous substances.

The concentrations of most of the hazardous substances were at the same levels or lower, as in previous years, but especially the concentrations of a few heavy metals (mercury, lead, and cadmium) and brominated flame retardants (PBDE) were so high at several locations that adverse biological effects might occur.

In summary, the data from the national monitoring programme showed that the effort to secure an improved marine environment has succeeded. The marine environment is, however, still vulnerable to stress and the response to reduced stress takes a long time.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen & Cordula Göke

De voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986, førte til, at Folketinget i foråret 1987 vedtog Vandmiljøplan I. Formålet med planen var at rette op på vandmiljøet i Danmark ved samlet at reducere tabet af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri med hhv. 50 % og 80 %. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II fra 1998. Med Vandmiljøplan III fra 2004 kom der ekstra fokus på landbrugets tab af fosfor med krav om en halvering af fosforoverskuddet fra markerne inden 2015 kombineret med en yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen på mindst 13 % ligeledes inden 2015. Efterfølgende blev der indgået en politisk aftale 'Grøn Vækst' om supplerende tiltag – herunder etablering af randzoner langs vandløb. Senest blev der i 2016 indgået en ny politisk aftale om reguleringen af landbrugsproduktionen, en aftale der omtales som 'Landbrugspakken'. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandplaner (2009-2015), vandområdeplaner (2015-2021) og i havstrategien (2012-2020).

Folketinget vedtog i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer) for at kunne følge effekterne af Vandmiljøplan I. Indikatorerne skulle være nogle, der i særlig grad påvirkes af vandmiljøets eutrofiering, dvs. mængden af organisk stof, kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997 med en mindre revision i 1993 (*Miljøstyrelsen 1989, 1993*). Resultaterne herfra viste, at de valgte variable i overvågningsprogrammet generelt var gode til at beskrive effekter af organisk stof, kvælstof og fosfor for vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I.

Indholdet af vandmiljøplanens overvågningsprogram blev i hovedtræk videreført i det reviderede program, NOVA-2003 (*Miljøstyrelsen 2000*), som blev gennemført fra 1998 til 2003. Dog blev det tidligere program udvidet med overvågning af miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet. Målehyppigheden blev også intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer i de åbne farvande i de marine områder, og selvregistrerende målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, NOVANA (*Svendsen m.fl. 2004*) iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i overvågningsprogrammet. Det efterfølgende overvågningsprogram, NOVANA 2011-2015 (plus 2016 som overgangsår), er tilpasset implementeringen af vandramme- og habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Det betyder bl.a., at den geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og tids-serier.

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål på det marine område er at følge udvikling, tilstand og påvirkninger af vandmiljøet.

Overvågningen gennemføres i forhold til behovene ud fra følgende kriterier i prioriteret rækkefølge:

- Opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet.
- Dokumentation af effekt og målopfyldelse af nationale handleplaner for vandmiljø og natur, herunder vand- og naturplaner efter Miljømålsloven, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- Opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø.

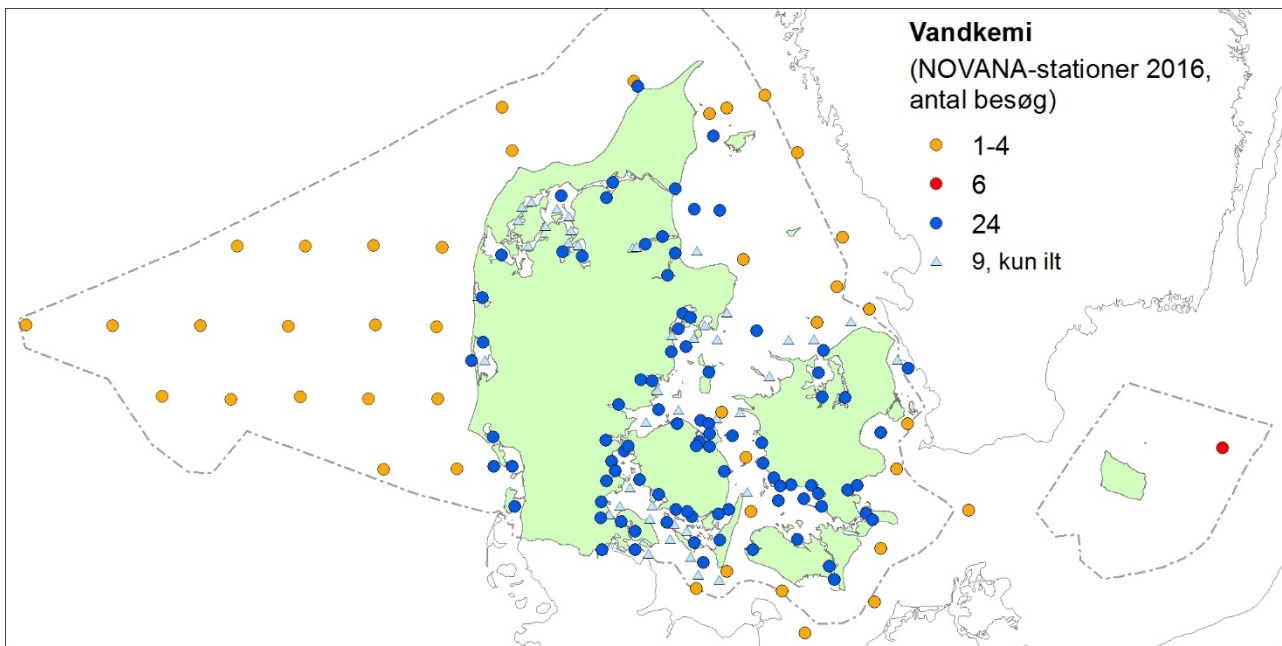
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, makroalger, plankton, bundfauna, vandkemi og miljøfarlige stoffer.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og biologiske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og biologisk struktur.
- give aktuel information om iltsvind.
- vurdere langsigtede ændringer pga. menneskelige aktiviteter, herunder ændret klima og habitatkvalitet.
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af udvalgte miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte områder af kystvandene.

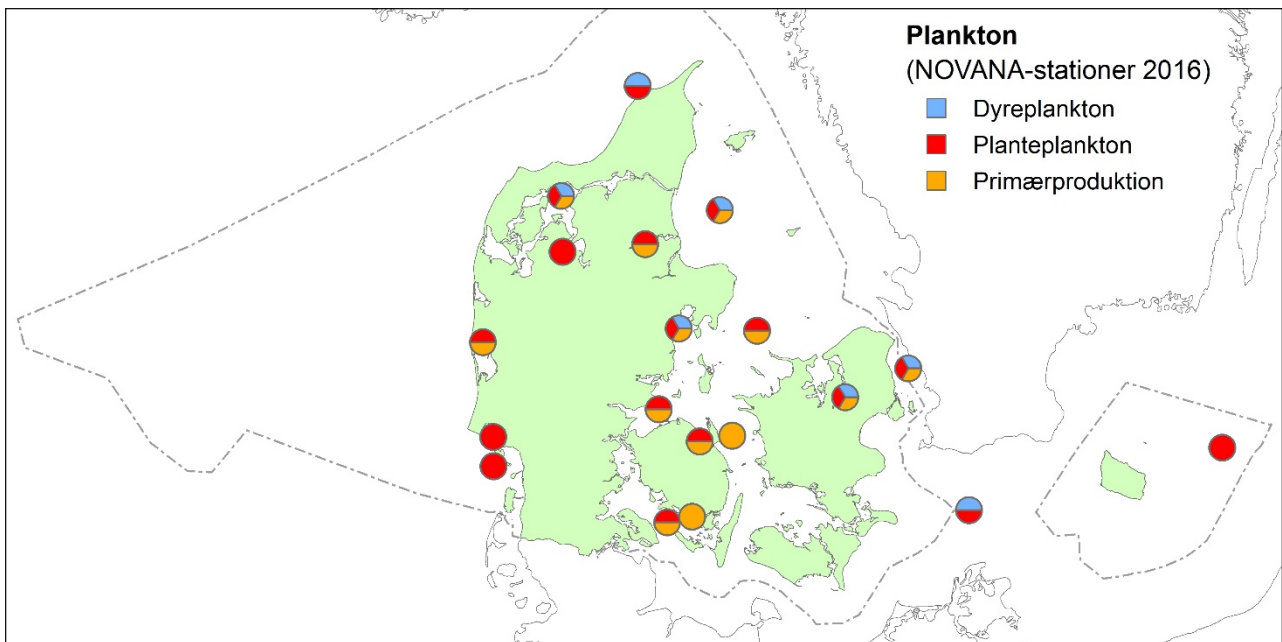
Områder og prøvetagningsprogram

Intensiteten af den nationale overvågning af det marine miljø varierer mellem områderne. Således er tætheden af målestationer samt i nogle tilfælde målefrekvensen og antallet af parametre større i de kystnære områder end i de åbne farvande.

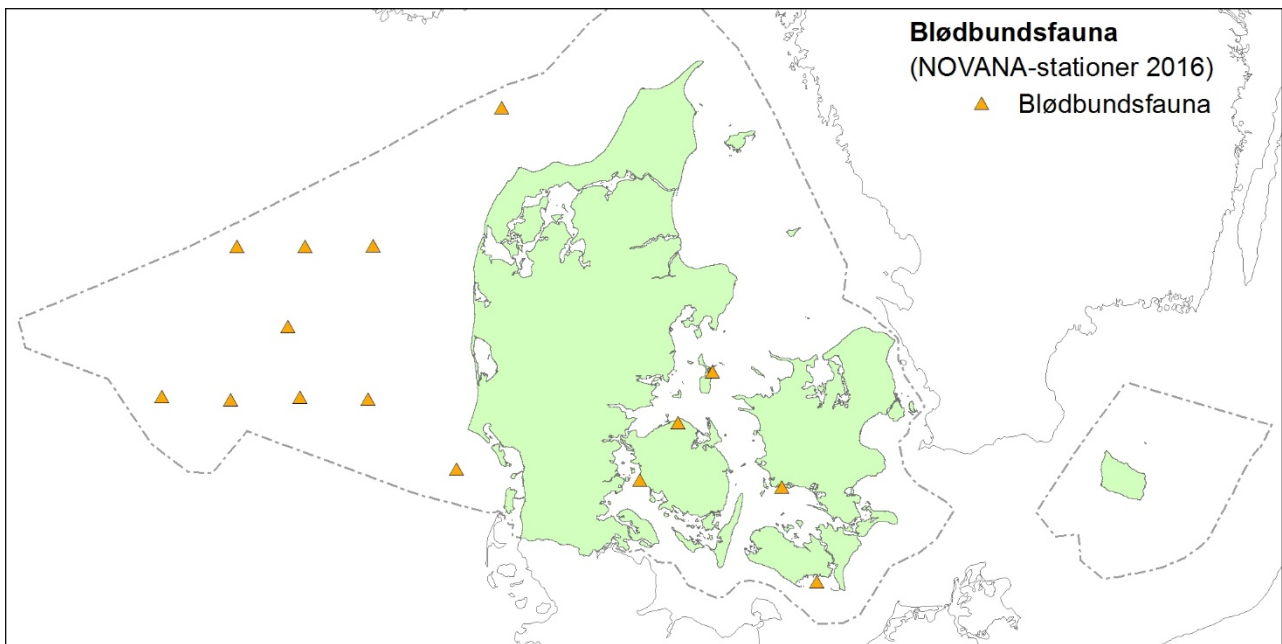
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.6* viser placeringen af NOVANA-stationerne i 2016, hvor de forskellige typer målinger er foretaget, som danner grundlaget for denne rapport. I rapporten omtales også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr.



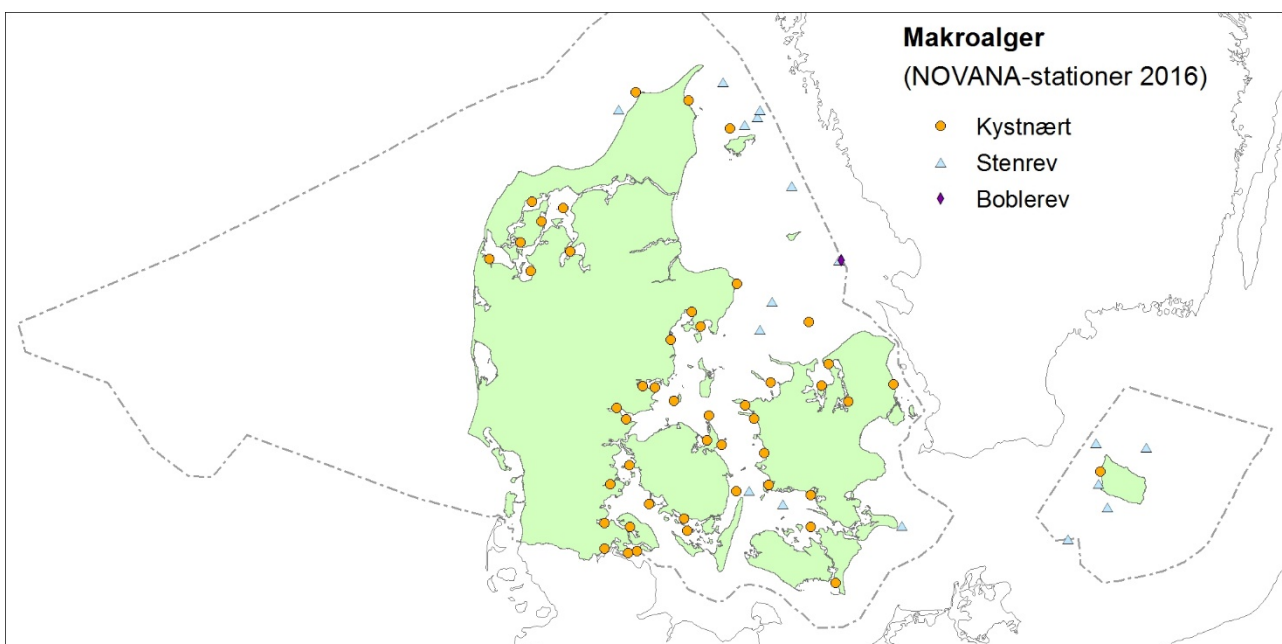
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, saltholdigheds-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger i 2016. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



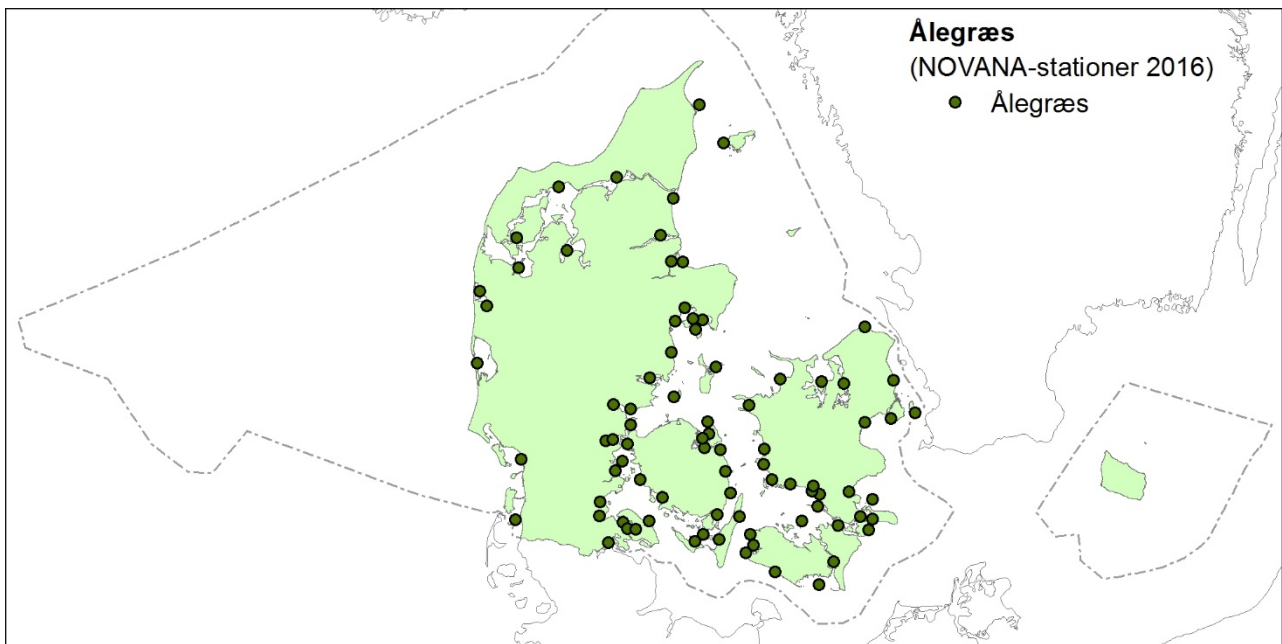
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion i 2016. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



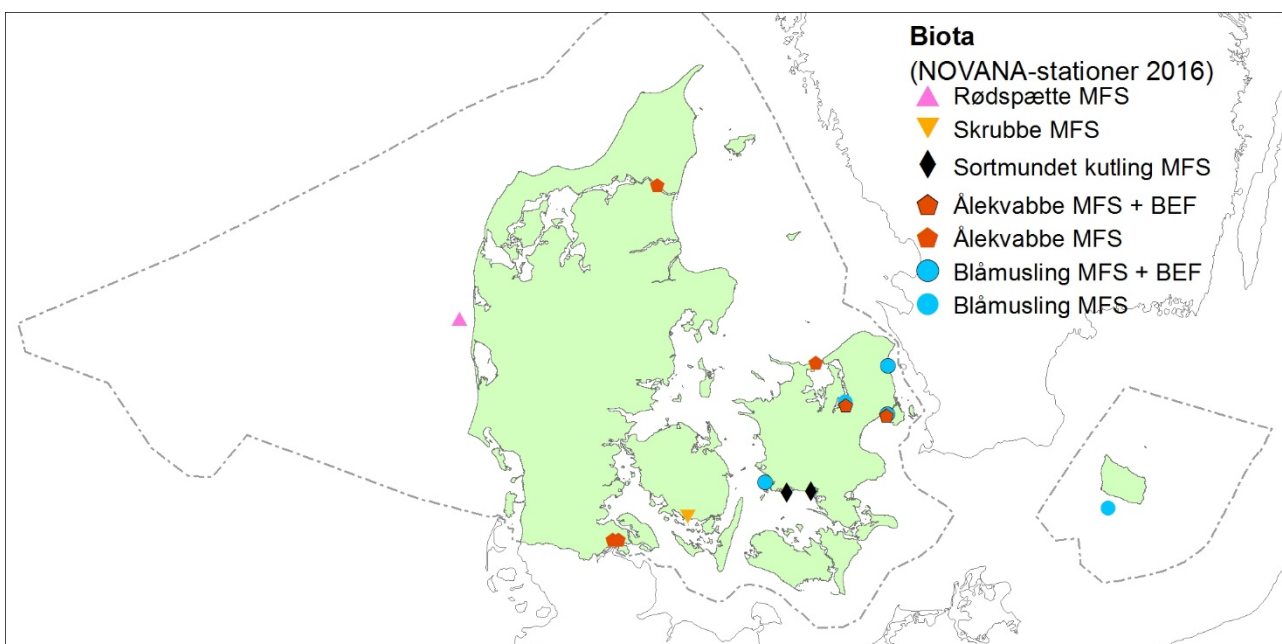
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna i 2016. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev i 2016. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs i 2016. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.6. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i biota i 2016. BEF = biologiske effekter. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).

Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er reguleret af de fysiske betingelser og af de menneskeskabte påvirkninger.

De fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur er generelt stabile sammenlignet med de betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, saltholdighed, temperatur og lagdeling.

Effekterne af de menneskeskabte påvirkninger varierer i omfang fra år til år og fra område til område dels pga. geografisk og tidlig variation i omfanget og karakteren af de menneskelige aktiviteter, og dels fordi effekten af tab af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til vandmiljøet afhænger af klimatiske forhold som nedbør, vind og temperatur. Tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer belaster havmiljøet, men også fiskeri, klapning af opgravet materiale, skibsfart, offshore industri, anlæg på søterritoriet, rekreative aktiviteter og indførsel af fremmede arter påvirker miljøforholdene.

Tilførslen af næringsstoffer har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i farvandene. Udledning af store mængder næringsstoffer (eutrofiering) til vandmiljøet medfører en stor produktion af planteplankton, som gør vandet mere uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs og andre blomsterplanter samt makroalger ikke kan vokse til så stor dybde som tidligere. Når planteplankton dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde plankton og andet organisk materiale. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, opstår der iltsvind, som kan medføre, at bunddyr, bundplanter og fisk dør. Eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af giftigt planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere giftstoffer, som kan dræbe bunddyr og fisk og medføre skaldyrsgiftning af fugle, sæler og mennesker. Eutrofiering fremmer ligeledes væksten af hurtigvoksende makroalger (enårig tang) som søsalat og fedtemøg, som skygger for ålegræs og fremmer udvikling af iltsvind. I visse områder opskylles der engang imellem store mængder tang og ålegræs, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Reduceret udbredelse af ålegræseenge og skove af flerårig tang samt færre bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundplanter, bunddyr og fisk) og resulterer ofte i en lavere biodiversitet og et mere sårbart miljø.

Siden sidst i 1980'erne er der sket en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet (oligotrofiering). Først førte en forbedring af rensningen af spildevand fra byer og industri til et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor. I midten af 1990'erne begyndte tilførslen af kvælstof at falde hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Oligotrofiering har bevirket, at koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet er mindsket betydeligt. Det har ført til forbedringer for nogle parametre, mens andre parametre ikke har responderet særlig tydeligt endnu. Oligotrofiering er langt dårligere beskrevet en eutrofiering, da det er en relativ ny proces. Men den tilgængelige viden viser, at oligotrofiering er en kompliceret proces, hvis forløb afhænger af en lang række andre forhold end næringsstofkoncentrationer, herunder fx ændringer af havbundens struktur (fysiske stabilitet) og

graden af ophobning af næringsstof i havbunden under eutrofieringen. For en del af parametrene er der en tidsforsinkelse mellem den mindskede tilførsel og responset, bl.a. fordi de strukturelle forhold har ændret sig og pga. intern tilførsel af de ophobede næringsstoffer i havbunden. Desuden er det ikke sikkert, at tilstanden vender helt tilbage til tidligere tider, da systemet kan stabilisere sig i en ny tilstand.

Overfiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport mellem fødekæder, og fiskeri med bundtrawl medfører desuden en fysisk forstyrrelse af havbunden. Fiskeri kan også påvirke systemers følsomhed over for andre presfaktorer som iltsvind og forurening med næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer.

Tilførsler af miljøfarlige stoffer har også indflydelse på økosystemets struktur og funktion. Nogle af disse stoffer påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd og dermed deres overlevelsessevne. I et antal kystnære områder og åbne farvande forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, som kan udgøre en potentiel risiko for økosystemet.

Klimaforandringer er endnu en faktor, som påvirker økosystemerne. Klimaforandringer har en direkte effekt fx gennem stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for andre presfaktorer såsom iltsvind. Samspejlet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forandringer, der bringer forstyrrelser i de naturlige forhold, som fx kan påvirke fødekæderne.

De mange forskellige faktorer påvirker hinanden, og de samlede (kumulative) effekter er svære at forudsige, ligesom det er vanskeligt at adskille effekten af den ene påvirkning fra den anden. Det komplicerer fortolkningen af udviklingen i økosystemerne og gør det vanskeligere at forudsige responsen som følge af en øget såvel som af en reduceret påvirkning.

2 Klimatiske forhold

Jacob Carstensen

Miljøtilstanden i de marine områder er kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker både den vertikale opblanding af vand i overfladen og den horisontale advektive transport. Nedbør og ferskvandsafstrømning har betydning for saltindholdigheden og den mængde næringsstoffer, som udvaskes fra landjorden. Der er store år til år variationer i de klimatiske forhold, som bidrager til at forklare udviklingen i den marine miljøtilstand.



Kyststrækning ved Nørre Vorupør, Nationalpark Thy. Foto: Anne van Acker.

Metoder og datagrundlag

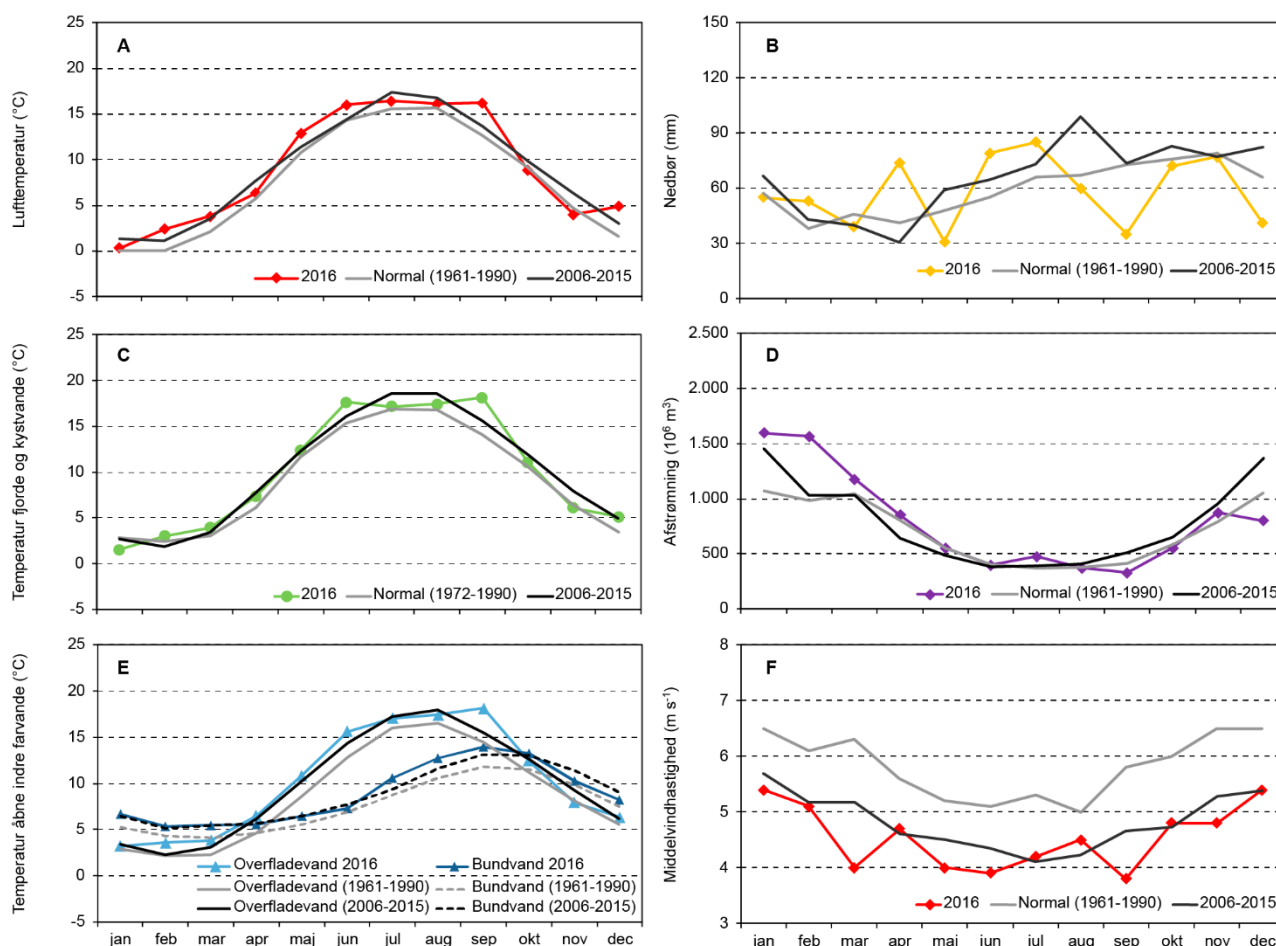
De klimatiske forhold i Danmark i 2016 beskrives med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2016 (*Cappelen 2017*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DCE (1990-2014), samt middel vandtemperaturer beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med normalperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (10 år, 2006-2015). Derudover er der anvendt data for vind og global indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) og Risø (1995-2016) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2016) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Temperaturen repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystvande, hvorimod den er opdelt i overflade- (≤ 10 m) og bundvand (≥ 20 m) for de åbne farvande.

Sæsonvariation i 2016

Vinter (januar - februar)

Lufttemperaturen i januar var på niveau med normalperioden, hvorimod februar var $2,3$ °C varmere (*figur 2.1*). Dermed var januar lidt køligere og februar lidt varmere sammenlignet med den seneste referenceperiode. Begge måneder var forholdsvis solrige med 33 % og 36 % flere solskinstimer end normalen (data ikke vist). Der faldt henholdsvis 55 og 53 mm regn i de to måneder, hvilket samlet set er 14 % over normalen, men på niveau med referenceperioden. Ferskvandsafstrømningen var forholdsvis stor (54 % højere end normalen og 27 % højere end referencen). Denne store afstrømning i starten af 2016 skyldtes den megen regn i slutningen af 2015. Middelvinden var omkring 1 m s^{-1} under normalen, men på niveau med referencen, og kom hovedsageligt fra syd i januar og sydvest i februar (*figur 2.1 & 2.2*). Et blæsevejr med stormende kuling og vindstød af orkanstyrke passerede landet i starten af februar.

I januar var temperaturen i fjorde og kystvande 1,2 °C lavere end normalen, men med en opvarmning på 1,4 °C blev februar varmere end langtidsmidlerne (figur 2.1). Samme opvarmningstendens gjorde sig gældende for overfladevandet i de åbne indre farvande med en opvarmning på 1,0 °C fra januar til februar. Bundvandet var derimod stabilt omkring 1,2 °C varmere end normalen i begge måneder og på niveau med referencen.

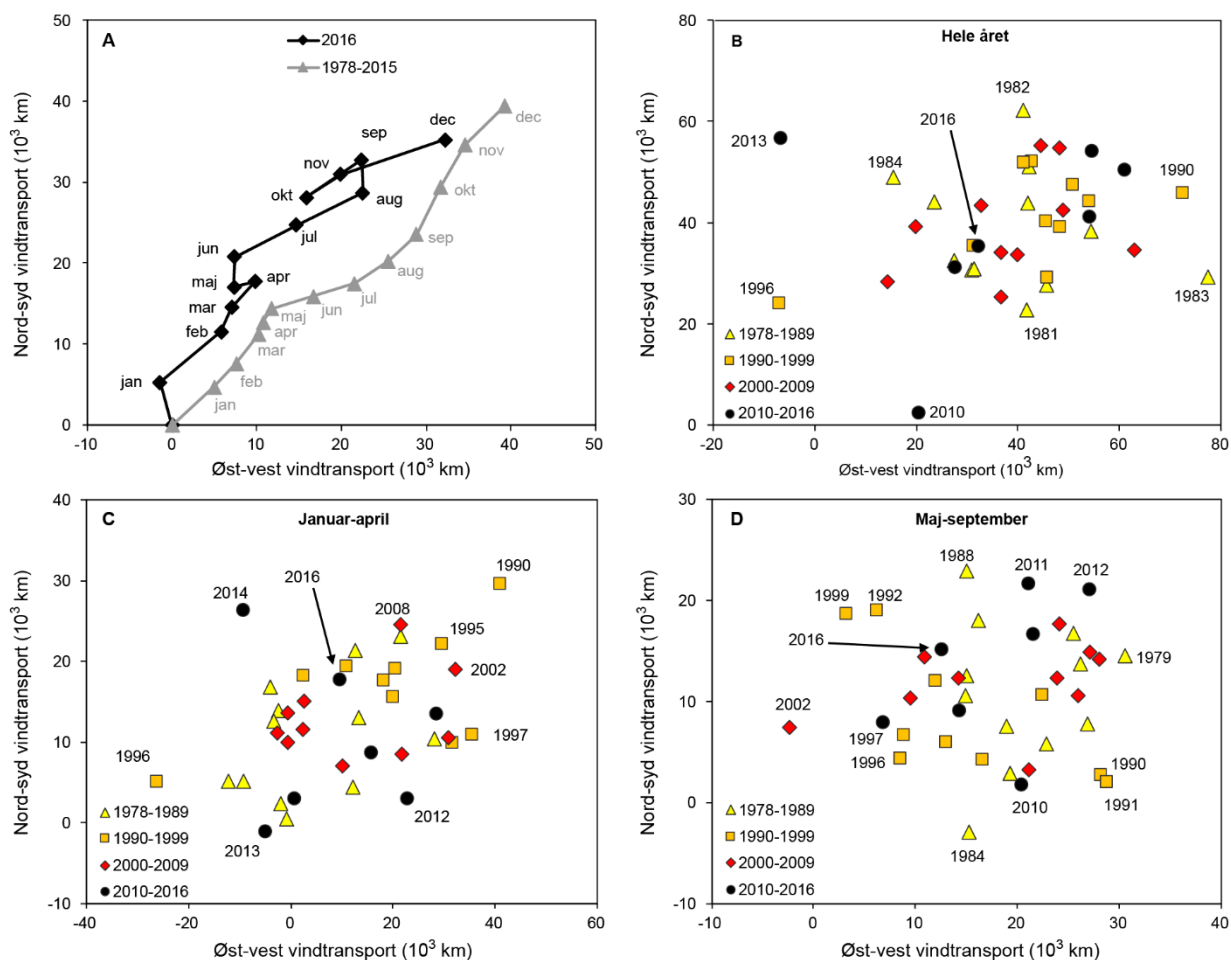


Figur 2.1. Årsvariation i 2016 sammenholdt med normalperioden (1961-1990) og seneste referenceperiode (2006-2015) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) vandtemperatur for stationer i fjorde og kystvande, D) afstrømning til de indre danske farvande, E) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande og F) middelvindhastighed. Datakilder: DMI (A, B og F); DCE og Miljøstyrelsen (C-E).

Forår (marts - maj)

Foråret var generelt varmt med en gennemsnitstemperatur på 7,7 °C, men da april var relativt kold, var det marts og maj, som trak op på gennemsnittet (figur 2.1). Samlet set var foråret 1,5 °C varmere end normalen, men på niveau med den seneste referenceperiode. Sæsonvariationen for temperaturen viste sig også i antallet af solskinstimer, hvor specielt maj var meget solrig, marts var lidt over normalen og april var solfattig (data ikke vist). Det regnede lidt mere i foråret 2016 end sammenholdt med normalen (~7 %) og referenceperioden (~11 %). Næsten halvdelen af regnen faldt i april, mens det regnede lidt mindre i marts og maj end normalt. Dette resulterede i en ferskvandsafstrømning, som var 7 % over normalen og 19 % højere end referencen. Middelvindhastigheden i marts og maj var meget lavere end normalen og referencen, men også april var vindsvag med en middelvindhastighed omkring 1 m s⁻¹ under normalen. Den dominerende vindretning var fra sydvest i marts og april, skiftende til overvejende østenvind i maj (figur 2.2).

I fjerne og kystvande var temperaturen ca. 1 °C varmere end normalen for alle tre måneder, men på niveau med referencen (figur 2.1). I de åbne indre farvande var overfladevandet 1,5-2 °C varmere og bundvandet ca. 1 °C varmere end normalen, mens temperaturen var på niveau med referencen for både overflade- og bundvand.



Figur 2.2. Retningsbestemt vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten. A) Årsvariation i 2016 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) årlig vindtransport, C) vindtransport fra januar til og med april og D) vindtransport fra maj til og med september. En stor vindtransport fra sydvest medfører generelt en større vandtransport gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet.

Sommer (juni - august)

Sommeren startede med høje temperaturer i juni med et gennemsnit på 16,0 °C mod normalt 14,3 °C, og det var således den varmeste juni siden 2007 (figur 2.1). Mod forventning blev juli og august ikke meget varmere end juni (16,4 og 16,1 °C), hvilket kun er 0,4-0,8 °C over normalen og lavere end den seneste referenceperiode. Samlet set blev sommeren 2016 ca. 1 °C varmere end normalen og på niveau med referenceperioden. Antallet af solskinstimer var på niveau med referencen i juni og august, hvorimod juli var fattig på solskinstimer (data ikke vist). Der faldt mere regn i juni og juli i forhold til både normalen og referencen, hvorimod august var forholdsvis tør. Samlet faldt der 224 mm regn, hvilket er mere end normalt (188 mm), men lidt mindre end referencen (236 mm). Ferskvandsafstrømningen i juli var relativ høj (28 % over normalen og 22 % over referencen), hvorimod afstrømningen i juni og august var på niveau med langtidsmidlerne. Juni var meget vindstille med en middelvindhastighed på 3,9 m s⁻¹, hvorefter vinden tog til i løbet af juli og

august. Selvom vinden i sommeren 2016 var næsten 1 m s^{-1} lavere end normalen, så var den på niveau med de seneste 10 år. Den dominerende vindretning var fra sydvest (*figur 2.2*). Landet og vandet blev gennemrusket af to kraftige blæsevejr med vindstød op til orkanstyrke i starten af juli og august.

De varme lufttemperaturer i juni påvirkede også overfladevandstemperaturerne, som var $2\text{-}3 \text{ }^\circ\text{C}$ over normalen og ca. $1,5 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end referencen (*figur 2.1*). De varme vandtemperaturer holdt dog ikke ved i juli og august, idet fjorde og kystvande kun var svagt varmere end normalen og mere end $1 \text{ }^\circ\text{C}$ koldere end referencen. Tilsvarende var overfladevandstemperaturen i de åbne indre farvande ca. $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ koldere end referencen i juli og august. Bundvandet var derimod varmere end normalen og referencen i juli og august, hvilket kan skyldes den kraftigere opblanding med overfladevandet efter de to kraftige blæsevejr i juli og august. Dette understøttes af en relativ høj saltholdighed i overfladevandet og en relativ lav saltholdighed i bundvandet i disse to måneder.

Efterår (september - december)

September i 2016 var (sammen med 1999 og 2006) den hidtil varmeste september, siden de meteorologiske målinger startede i 1874. Med en middeltemperatur på $16,2 \text{ }^\circ\text{C}$ var september faktisk en anelse varmere end august, $3,5 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end normalen og $2,5 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end den seneste referenceperiode (*figur 2.1*). Temperaturen faldt dog kraftigt i oktober og november, som var lidt koldere end normalen og meget koldere end referencen. Denne kolde tendens vendte dog i december, som var varmere end november med en middeltemperatur på $4,9 \text{ }^\circ\text{C}$, hvilket er en del varmere end normalen ($3,0 \text{ }^\circ\text{C}$) og referencen ($1,6 \text{ }^\circ\text{C}$). September var også den hidtil solrigeste september registreret af DMI (data ikke vist). Derimod var oktober meget solfattig, mens november og december havde lidt flere solskinstimer end normalen og referencen. Der faldt kun omkring halvt så meget regn i september og december i forhold til langtidsmidlerne, mens nedbøren i oktober og november var på niveau med langtidsmidlerne. Samlet var der i efteråret et nedbørsunderskud på 69 mm i forhold til normalen og 91 mm i forhold til referencen. De beskedne nedbørsmængder i september og december resulterede i en forholdsvis lav ferskvandsafstrømning i de to måneder, hvorimod oktober og november var på niveau med normalen og lidt under referencen. Således var den samlede afstrømning i efteråret 10% lavere end normalen og 27% lavere end referencen. Vinden var meget svag i september og kom hovedsageligt fra syd. I årets sidste tre måneder var vindhastigheden sammenlignelig med referencen, men markant lavere end normalen. I oktober kom vinden fra nordøst, hvilket forklarer de store temperaturfald, skiftende til sydvest i november og december. Blæsevejr med stormende kuling ramte landet to gange i slutningen af september og midten af november, inden stormen 'Urd' passerede landet i slutningen af december.

Vandtemperaturen kulminerede i september for fjorde, kystvande og i de åbne indre farvande (*figur 2.1*). Overfladevandet var næsten $4 \text{ }^\circ\text{C}$ over normalen og mere end $2,5 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end referencen. Bundvandstemperaturen nåede $13,9 \text{ }^\circ\text{C}$, hvilket er $3 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end normalen og $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end referencen. I oktober resulterede vinden fra nordøst i en lavere saltholdighed i overfladevandet i de åbne indre farvande som følge af udstrømning fra Østersøen (data ikke vist). Tilsvarende steg saltholdigheden i december med de dominerede vinde fra sydvest og dermed indstrømning af vand fra Nordsøen.

Året som helhed

I 2016 var den gennemsnitlige lufttemperatur på 9,0 °C, og det var således et relativt varmt år sammenlignet med normalperioden (7,7 °C), men på niveau med den seneste referenceperiode (8,9 °C). Gennemsnitstemperaturen dækker over store variationer hen over året, hvor januar, april, oktober og november var forholdsvis kolde og februar, maj, juni, september og december var forholdsvis varme.

Antallet af solskinstimer var 13 % over normalen (1961-1990), men 2 % under referenceperioden (2006-2015). Februar, maj, og september havde relativt flere solskinstimer i forhold til tidligere år, hvorimod april, juli og oktober generelt var solfattige.

I 2016 faldt der 701 mm regn, hvilket svarer til normalen, men er 11 % lavere end referencen. Der faldt relativt meget regn i april, juni og juli, mens mængden af nedbør var beskeden i maj, september og december. Derimod var ferskvandsafstrømningen lidt højere end referencen og 13 % højere end normalen. Afstrømningen var høj i starten af året på trods af en gennemsnitlig nedbørmængde, hvilket skyldes en høj afstrømning i november og december 2015, som har mættet jorden og givet en forsinket afstrømning.

Sammenholdt med normalen, så var vindhastigheden konsekvent lavere i alle årets måneder. Derimod var vinden kun lidt svagere i 2016 i forhold til referencen (~5 %), og især marts, maj, juni og september var forholdsvis vindstille. Med undtagelse af maj og oktober, så kom vinden generelt fra syd og sydvest. Der blev kun registreret én storm ('Urd') i 2016.

I 2016 var overfladevandet varmere end normalen i fjorde og kystvande (~1 °C) og de åbne indre farvande (~1,5 °C), men på niveau med referencen. Specielt februar, juni og september var varme, hvorimod januar og november var relativt kolde. Bundvandstemperaturen fulgte sæsonmønstret for referencen indtil juli, hvor temperaturen steg hurtigt på grund af en større opblanding med overfladevandet. Den kraftige afkøling af overfladevandet i oktober og november resulterede i lave bundvandstemperaturer i november og december. Som helhed var bundvandet i 2016 1,2 °C varmere end referenceperioden.

Langtidsudvikling

Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra 6,4 m s⁻¹ i 1980'erne til 6,0 m s⁻¹ siden 2000, dog med en stigende tendens i de seneste ca. 10 år (figur 2.3A). Dog var den årlige middelvind i 2016 blandt de laveste, ligesom middelvinden også var relativ lav for den typiske iltsvindsperiode juli-september. Der har været en tendens til, at vindhastigheder i juli-september var knap 1 m s⁻¹ lavere sammenlignet med året som helhed, men i perioden 2007-2012 blæste det næsten lige så meget i disse måneder som for året som helhed. I 2016 var vindhastigheden i juli-september 0,5 m s⁻¹ lavere end årsgennemsnittet.

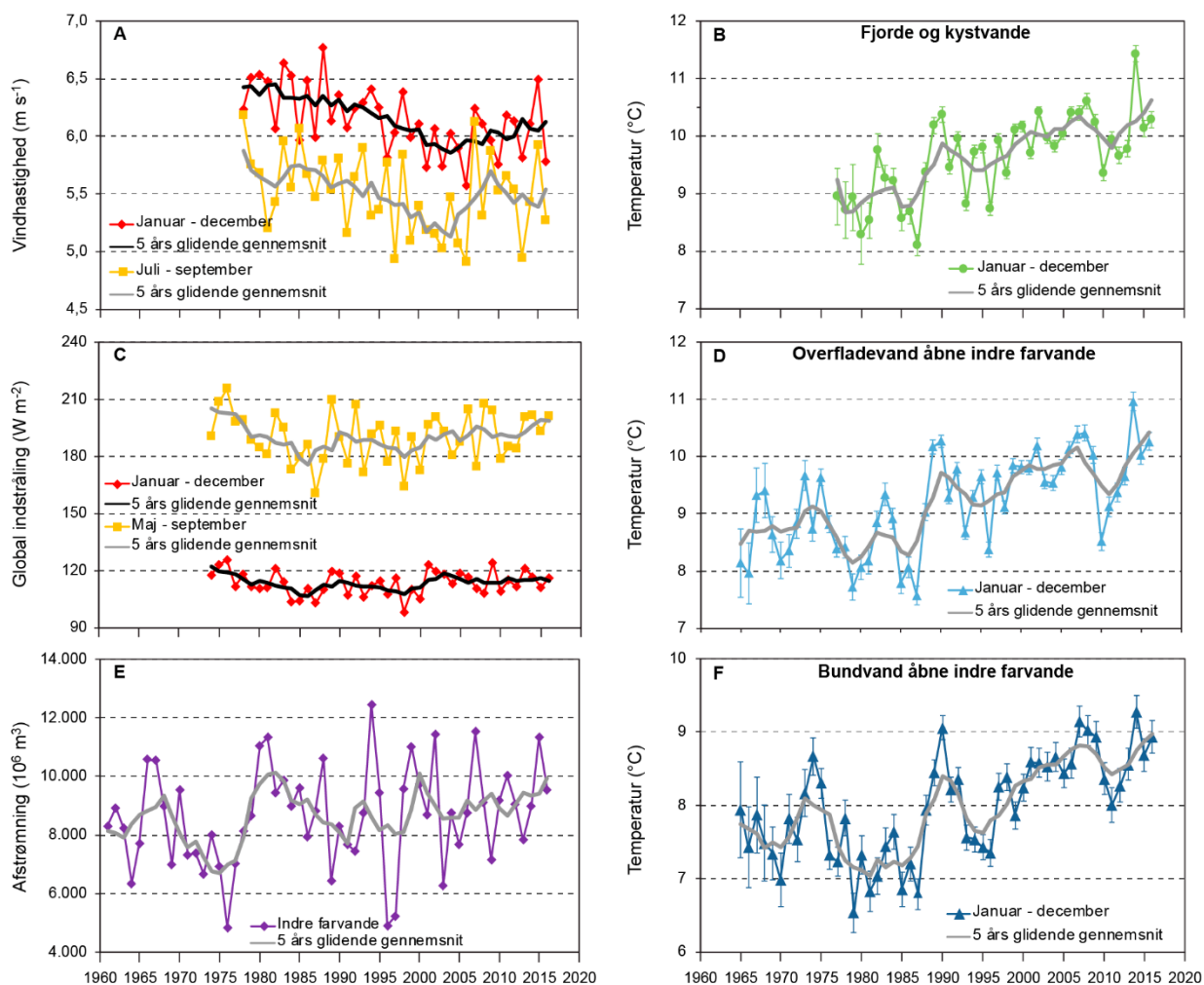
Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne, er der ingen indikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig (figur 2.2B-D). Den dominerende vindretning er oftest fra sydvest, hvilket også gjorde sig gældende i 9 ud af 12 måneder i 2016 (figur 2.2A). Vurderet ud fra vindtransporten var 2016 et meget normalt år.

Vindtransporten i januar-april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringsstoffer gennem de indre danske farvande, var gennemgående fra syd og sydvest i 2016 (figur 2.2C). Den sydlige vind i januar har formentlig

ikke givet anledning til indstrømning af Nordsøvand til de åbne indre farvande, hvorimod vindtransporter fra sydvest i februar kan have medført en indstrømning af næringsrigt vand.

Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande, var forholdsvis stor i juli og august (figur 2.2A), men forholdsvis normal over perioden som helhed (figur 2.2D). De kraftigere vinde i juli og august, specielt to kraftige blæsevejr, resulterede i en øget opblanding af vandsøjlen i disse måneder, men det er uvist, hvor dyb denne opblanding har været.

Indstrålingen i 2016 var gennemsnitlig for året som helhed, men forholdsvis høj for maj-september (figur 2.3C). Specielt maj, juni og september havde relativ høj indstråling, mens indstrålingen var relativ lav i juli (data ikke vist). Indstrålingen på årsplan og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen, men har ikke helt nået niveauet fra 1970'erne.



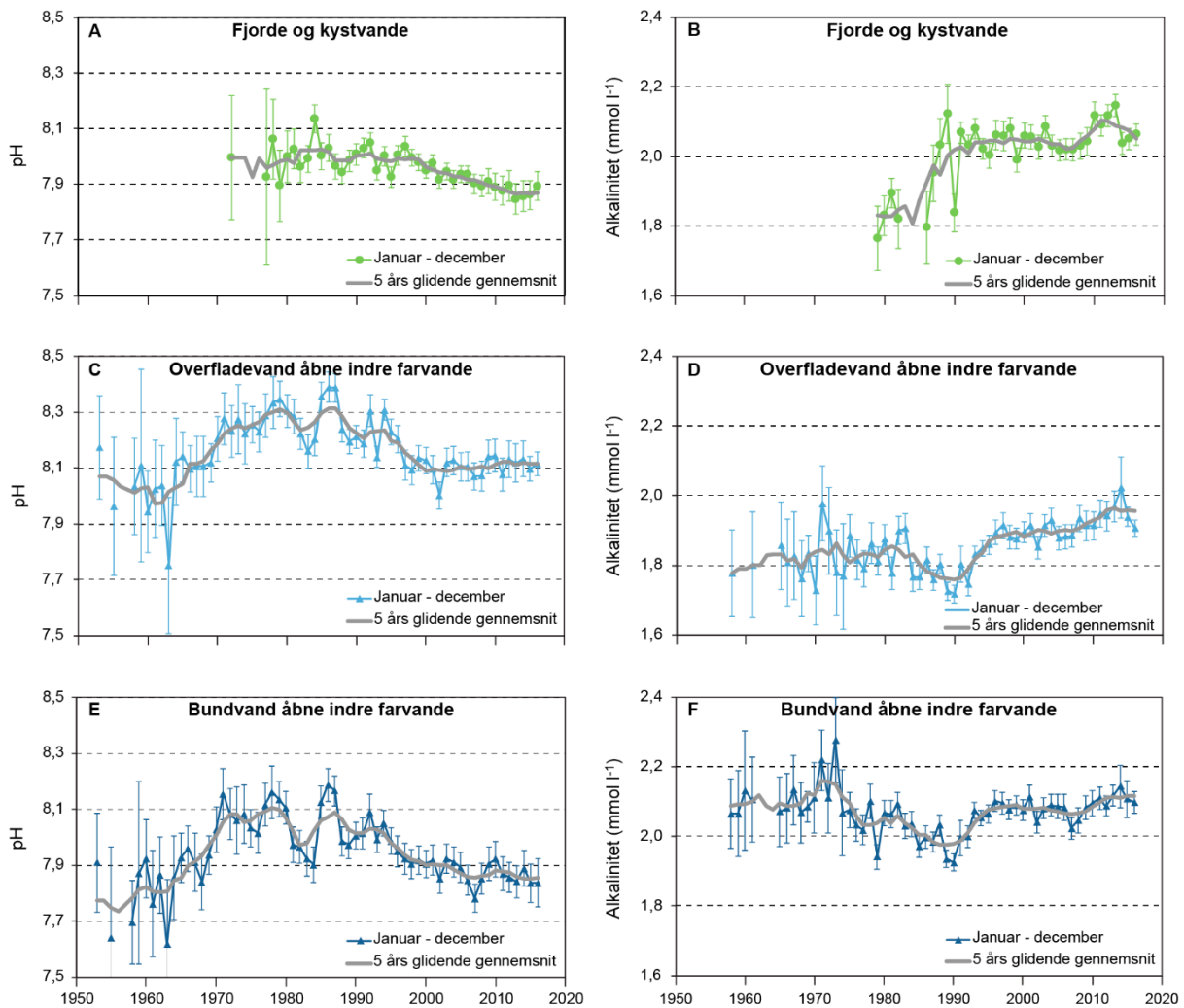
Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevands-temperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de åbne indre farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet, Landbohøjskolen (A og C); DCE og Miljøstyrelsen (B, D, E og F). Middeltemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser.

Ferskvandsafstrømningen har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier (*figur 2.3E*). I 1960'erne var middelfafstrømningen 8.500 mio. m³ om året, som faldt til 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været på niveau med normalperioden (1961-1990), måske med en stigende tendens, om end det karakteristiske ved perioden siden 1990'erne er de store variationer mellem årene, som var mest udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2016 var på niveau med gennemsnittet for de våde 1980'ere.

Temperaturen i de danske farvande er steget med 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år, og efter fire relativt kolde år (2010-2013) slog havtemperaturen alle tidligere rekorder i 2014 (*figur 2.3B, D & F*). Havtemperaturen i 2016 var gennemsnitlig for perioden efter 2000. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden, og temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer.

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (*figur 2.4A, C & E*, se også *Duarte m.fl. 2013*). Den forøgede primærproduktion, som følge af eutrofieringen, har medført et større forbrug af CO₂ og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,1 i fjorde og kystvande og ca. 0,2 i de åbne indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO₂ i atmosfæren og faldende tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Faldet i pH er større end forventet fra den stigende mængde CO₂ i atmosfæren (0,0019 om året; *Doney 2010*), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO₂ i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer.

Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten, medmindre der tilføres andre kemiske komponenter, som kan forskyde ligevægten inden for karbonat-systemet. Alkaliniteten er overvejende steget i perioden med faldende pH (*figur 2.4B, D & F*). Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de åbne indre farvande er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor det svenske landbrugsuniversitet (SLU) har rapporteret om stigende alkalinitet i ferskvandsafstrømningen fra land, hvilket er forårsaget af kalkning af søer og ikke mindst øget nedbør. Desuden skyldes en del af stigningen i alkaliniteten højere fosfatkoncentrationer i Østersøen som følge af mere udbredt iltsvind siden 1993 (*Carstensen m.fl. 2014a*).



Figur 2.4. Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for pH og alkalinitet i fjorde og kystvande (A og B), overfladevand i de åbne indre danske farvande (C og D), og bundvand i de åbne indre farvande (E og F). Datakilder: DCE og Miljøstyrelsen.

Sammenfatning

- I 2016 var lufttemperaturen $1,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end normalperioden (1961-1990), men på niveau med den seneste 10-årige referenceperiode (2006-2015). Specielt februar, maj, juni, september og december var relativt varme, hvorimod januar, april, oktober og november var forholdsvis kolde.
- Vindhastigheden var under niveauet for normalperioden igennem hele året, men kun lidt under niveauet for referenceperioden. Vinden kom hovedsageligt fra sydlige og sydvestlige retninger med undtagelse af maj og oktober, hvor den slog om til mere østlige retninger, hvilket medførte større udstrømning af vand fra Østersøen.
- Nedbørsmængden i 2016 var på niveau med normalperioden. Det regnede meget i april, juni og juli men kun lidt i maj, september og december.
- Ferskvandsafstrømningen fra land var relativ høj i starten af 2016 og lav i december, hvilket resulterede i en gennemsnitlig afstrømning på niveau med den seneste referenceperiode, men 13% højere end for normalperioden.
- Antallet af solskinstimer var på niveau med de senere år.
- Vandtemperaturerne i 2016 var gennemsnitlige for perioden efter 2000, men varmere end normalperioden. I fjorde og ved kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var vandet henholdsvis $0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end normalen. Bundvandet var $1,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end normalen.

- Havtemperaturen i 2016 var gennemsnitlig vurderet i forhold til perioden siden 2000. Havtemperaturen er dog generelt steget 1-1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH lavere i de åbne indre farvande og ca. 0,1 pH lavere i fjorde og kystvande).
- Alkaliniteten i overfladevandet i de åbne indre farvande har de seneste mange år været på et forhøjet niveau, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet fra Østersøens opland og øgede fosforkoncentrationer grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Det overordnede formål med den marine del af NOVANA-programmet er at understøtte internationale forpligtigelser og nationale behov for overvågningsdata om påvirkning, tilstand og udvikling i de danske farvande. Programmet skal således tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag i relation til overvågningsbehov og -forpligtigelser i forvaltningen af havmiljøet.

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold som solindstråling, vind, temperatur og nedbør. Desuden er havets miljøindikatorer under indflydelse af menneskelige aktiviteter især i form af tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer samt erhvervsfiskeri.

Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne responderer ved en variation hen over året og mellem år. Som udgangspunkt kan indikatorernes år til år variation opdeles i en naturlig og en menneskeskabt komponent. Miljø- og naturtilstanden er således underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, som skyldes menneskelig aktivitet.

For at få et mere retvisende billede af effekterne af miljøforbedrende tiltag er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige variation fra, så ændringer forårsaget af variationer i klimaet udviskes, mens ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrektionerne er dog kun sket i forhold til variationer i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i miljøpåvirkningen, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Analyserne af variation i data anvender et generelt indeks eller en middelværdi dannet ud fra alle målinger det enkelte år for hver af indikatorerne for at give et nationalt billede af tilstand og udvikling. Derved udjævnes forskelle mellem lokaliteter, og analyserne fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (inkl. fjorde) og havområder (åbne indre farvande), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne. Anvendelsen af et generelt indeks eller middelværdi betyder, at udviklingen lokalt i nogle tilfælde kan være forskellig fra den generelle nationale tendens.

Klimaforandringer påvirker tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten og komplicerer årsagssammenhængene. Ændringer i miljøtilstanden kan således både skyldes naturlig variation, menneskelig aktivitet og klimaforandringer, hvor sidstnævnte formodentlig især skyldes menneskeskabte forhold. De klimakorrigerede data er normaliseret i forhold til år til år variationen i klimatiske forhold (afstrømning), både hvad angår komponenten naturlig variation og komponenten klimaforandringer. En videreudvikling af klimakorrektionerne vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klima-

relaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte indeksering og klimakorrektion i denne rapport.

3 Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor tilførsel af næringsstoffer, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringsstofkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Total-koncentrationerne af kvælstof (TN) og fosfor (TP) afhænger af tilførslerne fra land, atmosfære, sediment (intern belastning) og udveksling med andre farvande samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne og denitrifikation (kun kvælstof).

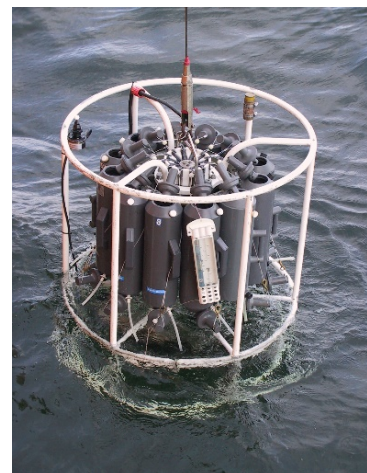
Desuden vil optag i planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden binde vandsøjlen næringsstoffer, som for størstedelen dog frigives igen, når organismene dør og mineraliseres. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) optages direkte af havets planter, mens opløst organisk kvælstof og fosfor oftest skal omsættes bakterielt, før de kan optages af planterne. Ved planternes fotosyntese omdannes næringsstoffer og kulstof til partikulært organisk materiale. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger. Planteplankton har gennemsnitlig behov for opløst uorganisk kvælstof og fosfor i mol-forholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave mol-forhold (< 10) indikerer, at kvælstof potentielt er begrænsende for primærproduktionen, mens høje mol-forhold (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning.

Metoder og datagrundlag

Kapitlet bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2016. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (Fossing *m.fl.* 2015; Fossing & Hansen 2015). For de åbne indre farvande er datagrundlaget suppleret med svenske data fra SMHI.

Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og Nordsøen-Skagerrak. Årsmidler af næringsstofkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (Bilag 1). Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen er anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (Bilag 1). Den tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2016 og for de seneste 10 år.

Totalkoncentrationer af kvælstof og fosfor samt beregnede organiske puljer af kvælstof og fosfor er ikke omtalt i denne rapport, da resultatet af Miljøstyrelsens serviceeftersyn af de eksterne laboratoriers analyser af total kvælstof og

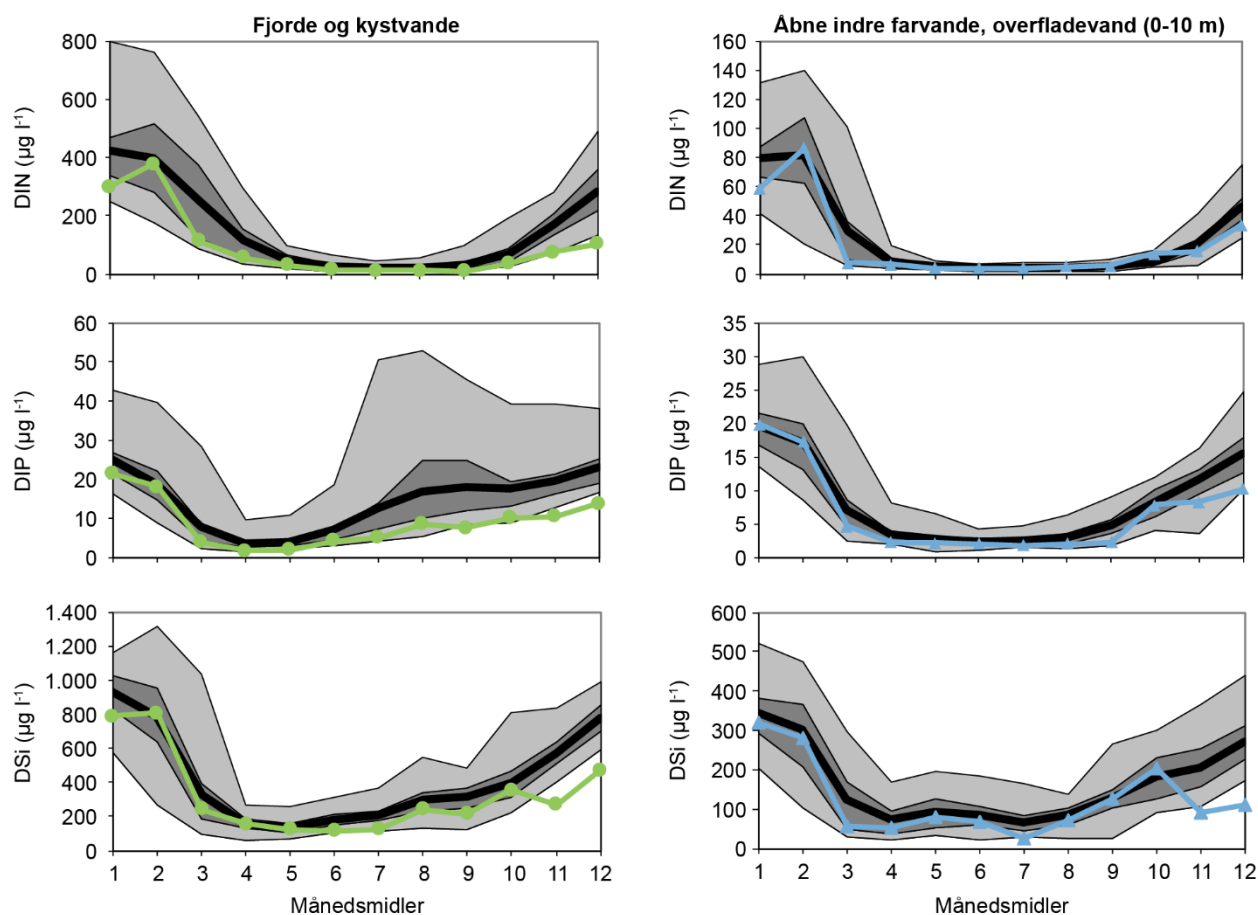


Automatiseret rosette-vandhenter til indsamling af vandprøver fra forskellige dybder til analyse af næringsstoffer. Data for supplerende parametre indsamles via tilkøbet CTD. Foto: Stiig Markager.

total fosfor endnu ikke forelå på tidspunktet for det afsluttende arbejde med rapporten.

Sæsonvariation i 2016

Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) og kvælstof (DIN) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne for 2016 var, som forventet, overvejende lavere end langtidsmidlerne (1989-2015). For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2016 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for langtidsmidlen (figur 3.1).



Figur 3.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, DIP og DSi i 2016 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2015). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Koncentrationerne af DIN i fjorde og kystvande var generelt lave og med undtagelse af i februar væsentlig under langtidsmidlerne. Således blev de hidtil laveste DIN-månedsmidler observeret for september og december.

Fra januar til februar steg DIN-koncentrationen i overfladen i de åbne indre farvande fra et niveau markant under langtidsmidlerne til på niveau med langtidsmidlerne. Derefter faldt DIN til meget lave niveauer henover foråret og sommeren, inden månedsmidlerne i sensommeren og efteråret nåede op omkring niveauet for langtidsmidlerne. Det kraftige fald i DIN i marts var forårsaget af forårsopblomstringen (kapitel 4). DIN-koncentrationen steg ikke som normalt fra oktober til november, hvilket skyldes den sene efterårsopblomstring i november (kapitel 4).

DIP-koncentrationerne i fjorde og kystvande var på niveau med langtidsmidlerne i starten af året, men faldt til lave niveauer i løbet af foråret og sommeren. De generelt lave DIP-niveauer i løbet af den produktive periode skyldes formentlig den større tilførsel af kvælstof fra land i slutningen af 2015 og i starten af 2016 (det sidste formodet med baggrund i den store ferskvandsafstrømning), som har stimuleret forårsopblomstringen og dermed optaget af DIP i planteplankton (*kapitel 6*). Fosfatoptag i forbindelse med den sene efterårsopblomstring medførte rekordlave koncentrationer i årets sidste måneder. DIP-koncentrationerne i maj, september, november og december var således de hidtil laveste registrerede siden starten af den nationale overvågning i 1989. Der blev ikke observeret nogen væsentlig opbygning af fosfor i vandsøjlen henover sensommeren/tidlig efterår, hvilket skyldes, at iltvindet i sensommeren 2016 hovedsageligt påvirkede de dybere områder i de mere åbne indre farvande, og at fosforpuljerne i sedimentet formodentlig er mindsket i forhold til tidligere (*kapitel 5; Riemann m.fl. 2016*).

DIP-koncentrationerne i de åbne indre farvande i 2016 var lidt under langtidsmidlerne. De relativt lave DIP-koncentrationer i november og december skyldes formentlig et stort optag af DIP i forbindelse med efterårsopblomstringen (*kapitel 4*).

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystvande fulgte langtidsmidlerne til oktober. I november faldt DSi-koncentrationerne, og de forblev relativt lave i december, hvilket formentlig skyldes, at den sene efterårsopblomstring var domineret af kiselalger (*kapitel 4*). Månedsmidlerne for november og december var således de hidtil laveste siden 1989.

Tilsvarende var sæsonmønstret i DSi-koncentrationen for de åbne indre farvande på niveau med langtidsmidlerne med undtagelse af juli, november og december. Det kraftige fald i DSi-koncentrationerne fra oktober til november og december skyldes formentlig en sen efterårsopblomstring med kiselalger (*kapitel 4*). Faldet i DSi-niveauet i juli kan ligeledes skyldes en opblomstring med kiselalger, selvom dette ikke fremgår klart af målingerne for klorofyl.

I februar 2016 var der svage signaturer af vand fra Den Jyske Kyststrøm på stationerne i det nordlige Kattegat. På stationerne i Læsø Rende (403) og Fladen (905) blev der observeret DIN-koncentrationer på 150-180 $\mu\text{g l}^{-1}$ og med en saltholdighed på 32-33 i et ca. 10 m tykt vandlag (20-30 m's dybde). DIN-koncentrationerne i dette vandlag er kun ca. 20 % højere end koncentrationerne i det dybere bundvand. Signaturerne af dette mere næringsholdige mellem-lag kunne knapt ses ved Anholt-stationen (413) i marts måned, hvor DIN-niveauet allerede var faldet til under 150 $\mu\text{g l}^{-1}$. Denne vandmasse kunne ikke spores efterfølgende på de sydlige stationer. Den begrænsede påvirkning af Den Jyske Kyststrøm skyldes hovedsageligt de svage vindtransporter i årets første måneder (*kapitel 2*).

Koncentrationerne for de uorganiske næringsstoffer i bundvandet i de åbne indre farvande var generelt på niveau med langtidsmidlerne med undtagelse af januar, hvor niveauerne var meget lave, og november, hvor niveauerne var høje (data ikke vist). De lave niveauer i januar skyldes formentlig de dominerende vinde fra syd og sydøst (*kapitel 2*), hvilket kan have begrænset påvirkningen af næringsrigt vand fra den sydlige Nordsø, inklusiv Den Jyske Kyststrøm. Til gengæld har skiftende vind fra nordøst i oktober til sydvest i no-

vember formentlig medført en øget transport af næringsrigt vand fra Nordsøen til bundvandet. Iltsvindet i de åbne indre farvande har desuden forstærket stigningen i DIP-koncentrationerne i september og oktober (*kapitel 5*).

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2016 var som helhed lave i fjorde og kystvande. Kun i januar og især i februar var kvælstof- og fosforkoncentrationerne sammenlignelige med de senere år, hvilket skyldes den større ferskvandsafstrømning i årets første måneder, samt at det store udslip af kvælstof i forbindelse med ulykken med gødningstankene i Fredericia også har bidraget til stigningen i kvælstofkoncentrationen i februar. Betydningen af ulykken i Fredericia for stigningen i kvælstofkoncentrationen i februar bestyrkes af, at der blev målt markant forhøjede kvælstofkoncentrationer i Lillebælt-området i februar (*Jensen & Holm 2016*). Samme mønster gjorde sig delvist gældende for de åbne indre farvande, selvom DIN- og DIP-koncentrationerne, som forventet, steg allersidst på året. Mest bemærkelsesværdigt var det kraftige fald i DSi-koncentrationen i november og december, hvilket var forårsaget af et stort optag fra en sen opblomstring af kiselalger. Koncentrationerne af næringsstoffer i bundvandet var mere gennemsnitlige.

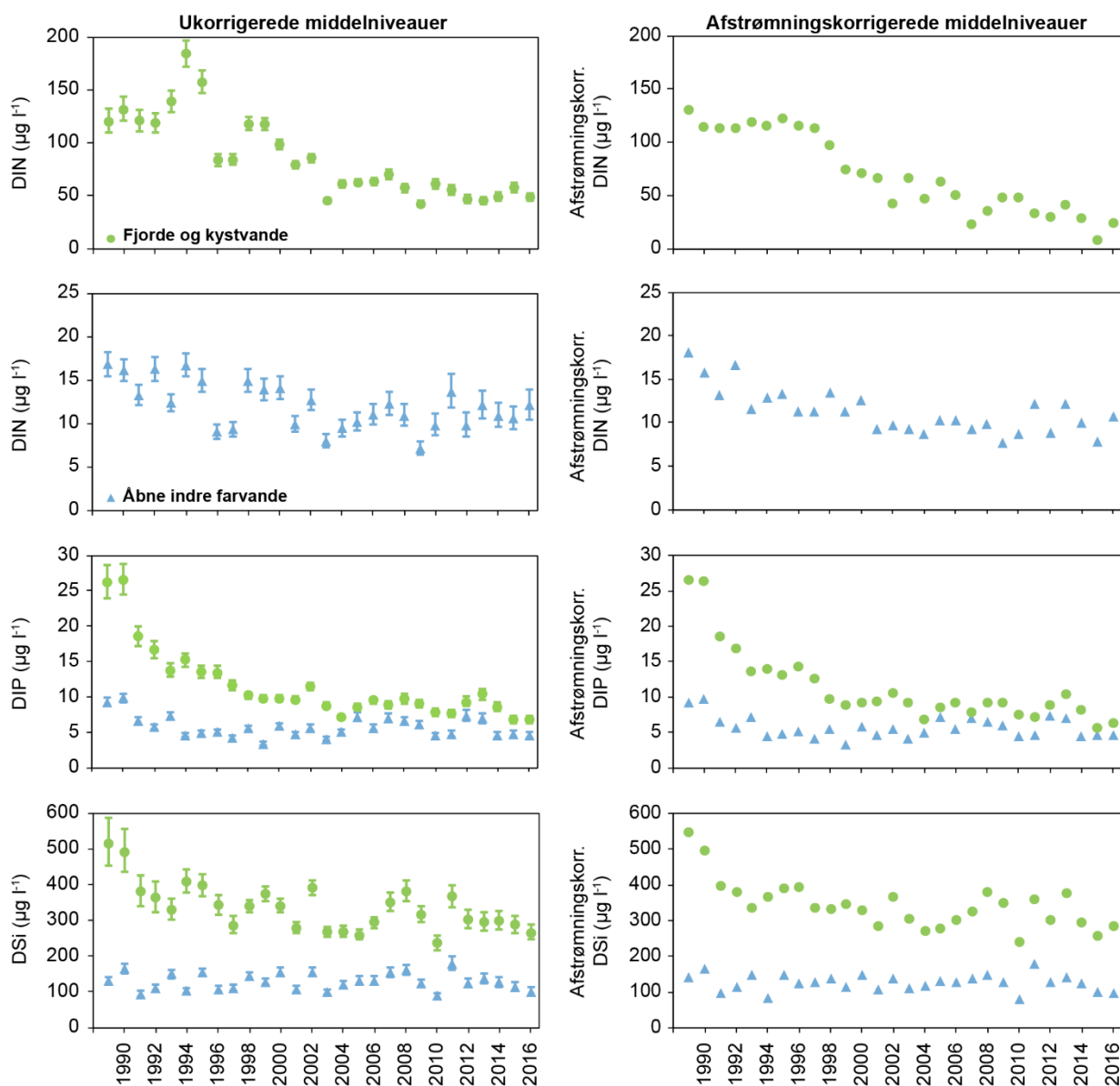
Tidlig udvikling i fjorde og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2016 var årsmidlen for DIN $49 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er på niveau med de senere år (*figur 3.2*). DIN-koncentrationen er faldet fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med en årsmiddel omkring $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationerne af DIN i 2016 var reduceret med 64 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994.

Korrigeres der for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, var DIN-koncentrationen den tredje laveste årsmiddel. Sammenlignes det afstrømningskorrigerede niveau af DIN i 2016 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 79 %.

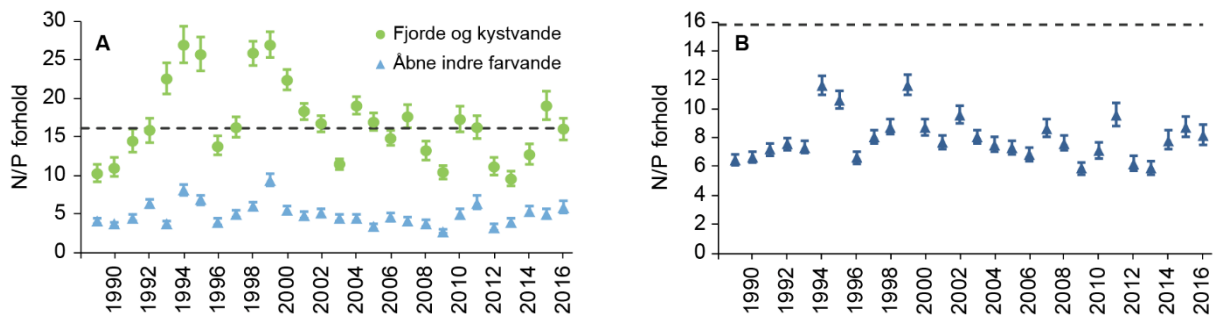
Fosforkoncentrationerne faldt markant i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen. Årsmidlen for DIP i 2016 var den næstlaveste, og kun lidt højere end den hidtil laveste i 2015. Den lave koncentration af DIP i 2016 skyldes formodentlig en kombination af et stort optag af fosfat i forbindelse med forårsopblomstringen (*kapitel 4*), en formodning om en begrænset frigivelse af fosfat fra sedimenterne hen over sommeren og det tidlige efteråret (*figur 3.1*) som følge af et beskedent omfang af iltsvind i de lavvandede områder (*kapitel 5*), og at de reaktive fosforpuljer i sedimentet formodentlig er reduceret i forhold til tidligere. I forhold til 1989 var fosforkoncentrationen af DIP reduceret med 74 % i 2016. Afstrømningskorrektionen havde kun en mindre effekt på niveauet af fosfor.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 250 og $400 \mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2016 var den tredje laveste hidtil ($265 \mu\text{g l}^{-1}$). DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: Mængden af kiselalger, som sænker niveauet, graden af kvælstofbegrænsning, som giver højere niveauer, og mængden af vand fra den centrale Nordsø, som sænker niveauet. Det lave niveau i 2016 skyldes formodentlig et stort optag fra kiselalger i november og december (*figur 3.1* og *kapitel 4*).



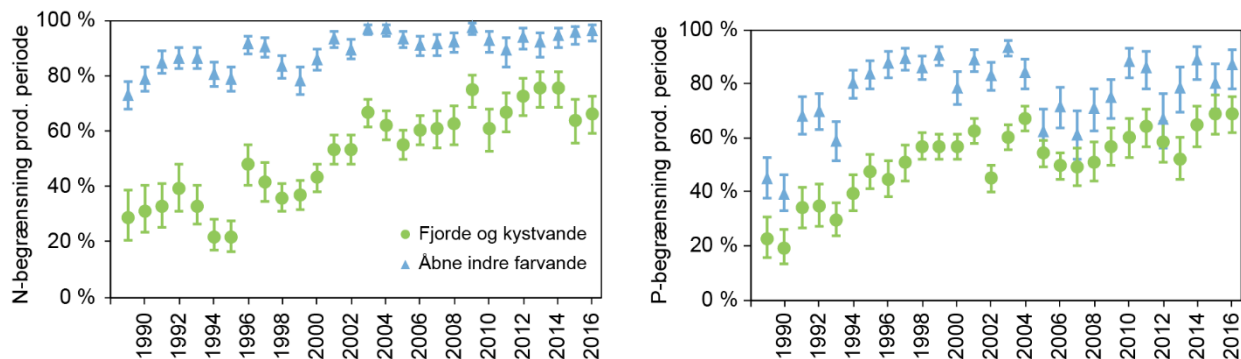
Figur 3.2. Årsmiddelmålinger (± 95 % konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) uden (venstre kolonne) og med (højre kolonne) korrektion for variationer i afstrømning for fjorde og kystvande (●) og åbne indre danske farvande (▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser.

Molforholdet mellem årsmidler af DIN og DIP toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige omkring Redfield-forholdet 16:1 (figur 3.3A). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2016 var molforholdet lig Redfield-forholdet.



Figur 3.3. Molforhold mellem årsmidlen ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) overfladevand (0-10 m) for fjorde og kystvande (●) og åbne indre farvande (▲) og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003, men den formodede større tilførsel af kvælstof i vintermånederne resulterede i en forholdsvis lille potentiel kvælstofbegrænsning i 2016 sammenlignet med de senere år (figur 3.4). I 2016 var kvælstof potentielt begrænsende i 66 % af den produktive periode, hvilket er på niveau med 2015 men mindre end 2011-2014. Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50-65 % af den produktive periode. Fosforbegrænsningen i 2016 var den hidtil største med en potentiel fosforbegrænsning på 69 % af den produktive periode, hvilket formodentlig hovedsageligt skyldes et større optag af DIP grundet den mindskede kvælstofbegrænsning og en tilsyneladende reduceret frigivelse af fosfor fra sedimentet som følge af beskedent iltsvind i de lavvandede områder hen over sommeren og det tidlige efterår (kapitel 5).



Figur 3.4 Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof og fosfor i fjorde og kystvande (●) og åbne indre farvande (▲) udregnet som sandsynligheden for, at koncentrationer i overfladevandet (0-10 m) i den mest produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN (til venstre) og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP (til højre)).

Tabel 3.1. Trendanalyser for udviklingen i næringsstoffer siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) og tilhørende P-værdi (i parentes). Statistisk signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone. Bemærk at tabellen ud over trendanalyser for fjorde og kystvande også omfatter analyser for overfladevand og bundvand for de åbne indre farvande.

| Område | Næringsstof | Ukorrigerede | | Afstørningskorrigerede | |
|------------------------------------|-------------|-------------------|-----------------|------------------------|-----------------|
| | | 1989-2016 | 2007-2016 | 1989-2016 | 2007-2016 |
| Fjorde og kystvande | DIN | -3,910 (< 0,0001) | -1,286 (0,1853) | -4,342 (< 0,0001) | -1,829 (0,1852) |
| | DIP | -0,489 (< 0,0001) | -0,195 (0,1549) | -0,511 (< 0,0001) | -0,208 (0,2102) |
| | DSi | -5,207 (0,0002) | -8,515 (0,0842) | -5,275 (0,0002) | -7,054 (0,2090) |
| Overfladevand, åbne indre farvande | DIN | -0,180 (0,0023) | 0,111 (0,6061) | -0,225 (< 0,0001) | 0,102 (0,5858) |
| | DIP | -0,055 (0,1210) | -0,196 (0,1396) | -0,052 (0,1403) | -0,196 (0,1413) |
| | DSi | -0,039 (0,9462) | -4,139 (0,1879) | -0,269 (0,6269) | -3,709 (0,2596) |
| Bundvand, åbne indre farvande | DIN | -0,440 (0,0421) | -0,129 (0,8972) | -0,394 (0,0015) | -0,168 (0,7808) |
| | DIP | -0,090 (0,1251) | -0,098 (0,4931) | -0,066 (0,2781) | -0,099 (0,4977) |
| | DSi | 0,698 (0,3013) | -2,066 (0,4068) | 0,125 (0,8221) | -2,531 (0,1099) |

Både de ukorrigerede og de afstørningskorrigerede koncentrationer af DIN, DIP og DSi udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2016, mens der ikke har været noget signifikant fald de seneste 10 år (2007-2016) (tabel 3.1). Den potentielle næringsstofbegrænsning i perioden 1989-2016 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor (data ikke vist).

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2016 var på niveau med de senere år (figur 3.2). Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2001, og 2016 følger den tendens. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN i 2016 reduceret med 21 %.

De afstørningskorrigerede DIN-koncentrationer i 2016 var gennemsnitlige for perioden siden 2001. De afstørningskorrigerede DIN-niveauer har været faldende stort set siden 1989, dog med en tendens til stagnation siden 2000 omkring et niveau på $10 \mu\text{g l}^{-1}$.

Årsmidlen af DIP-koncentrationen var lav i 2016 svarende til niveauet i 2014 og 2015. DIP har stabiliseret sig omkring $6 \mu\text{g l}^{-1}$. Der var en svag tendens til højere niveauer i perioden fra 2000 og frem til ca. 2012, hvilket kan skyldes stigende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, som har øget eksporten af fosfat fra kystzonen.

DSi-niveauet i 2016 ($100 \mu\text{g l}^{-1}$) var gennemsnitlig for hele perioden siden 1989. DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmidlen mellem 100 og $150 \mu\text{g l}^{-1}$.

Udviklingen i molforholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre systematisk end for fjorde og kystvande, dog kendetegnet ved høje værdier i år med stor ferskvandsafstrømning og ved en tendens til stabilisering på et niveau omkring 4 i overfladevandet (figur 3.3A). N/P-forholdet i 2016 ($\sim 5,8$) var dog det næsthøjeste observeret siden 2000.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (figur 3.4). Væksten af planteplankton har siden 2001 så godt som hvert år været potentielt begrænset af kvælstof i mere

end 90 % af den produktive periode. I 2016 var den potentielle kvælstofbegrænsning 96 % i den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2016 var sammenlignelig med niveauet de seneste 20 år svarende til en potentiel begrænsning af plantep planktonets vækst i 87 % af den produktive periode. Det betyder, at koncentrationerne af både DIN og DIP har været så lave i en stor del af den produktive periode, og at begge næringsstoffer har været potentielt begrænsende samtidig.

Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant faldende niveau for DIN for både den ukorrigerede og den afstrømningskorrigerede koncentration (*tabel 3.1*). Selv om fosforkoncentrationerne faldt i starten af 1990'erne, så er der ingen udvikling for DIP set over hele perioden eller de seneste 10 år, hvilket heller ikke er tilfældet for DSi. Den potentielle begrænsning af algevæksten var kun signifikant stigende for kvælstof for perioden 1989-2016 (resultater ikke vist).

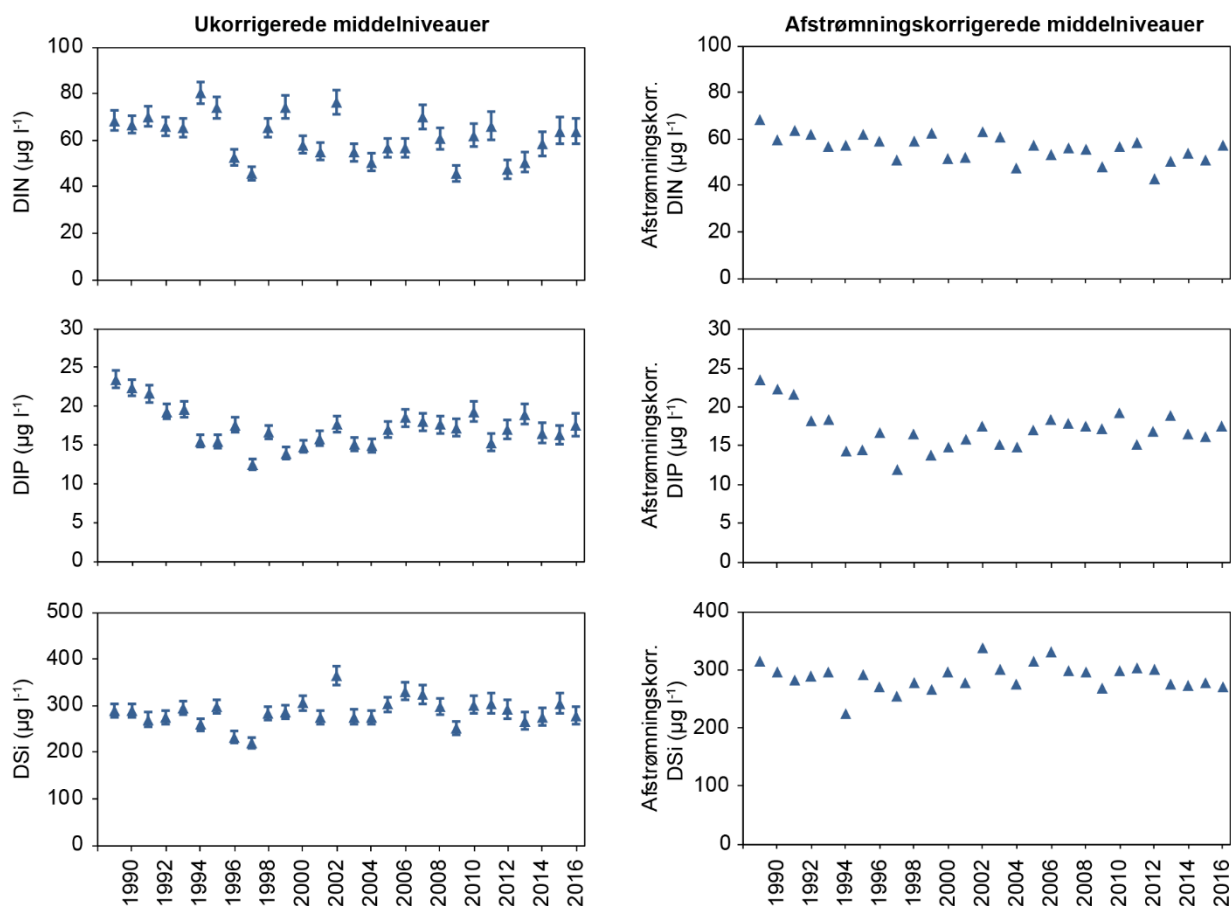
Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

I 2016 var DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande relativt høj sammenlignet med værdierne i perioden 2012-2014 men på niveau med koncentrationerne i perioden 1998-2011 (*figur 3.5*). Det er sandsynligt, at det store udslip af kvælstof i forbindelse med ulykken i Fredericia i starten af februar måned kan have medført forhøjede koncentrationer i længere tid derefter og bidraget til det relativt høje niveau. DIN-koncentrationen er faldet svagt siden 1989, om end mere markant for de afstrømningskorrigerede værdier, men er ikke ændret signifikant i de seneste 10 år (*tabel 3.1*). Efter det svage fald fra midten af 1990'erne har DIN-niveauet ligget mellem 45 og 70 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, og i 2016 var årsmidlen for DIN 64 $\mu\text{g l}^{-1}$.

DIP-koncentrationen faldt frem til 1997 til omkring 13 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvorefter der har været en stigende tendens til omkring 17 $\mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 3.5*). I 2016 var DIP på niveau med de senere år. De relativt høje koncentrationer de seneste 10 år skyldes en stabil til stigende tilførsel fra land, fosforfrigivelse i tilknytning til iltsvind, øgede DIP-koncentrationer i Østersøen og for nogle års vedkommende en stor forårsopblomstring med efterfølgende sedimentation og remineralisering. Der har ikke været et signifikant fald i DIP, hverken i forhold til overvågningsperioden siden 1989 eller de seneste 10 år (*tabel 3.1*).

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for perioden som helhed (*figur 3.5*). Niveauet i 2016 (279 $\mu\text{g l}^{-1}$) var lidt lavere end gennemsnittet for både hele perioden (286 $\mu\text{g l}^{-1}$) og de seneste 10 år (294 $\mu\text{g l}^{-1}$). De afstrømningskorrigerede koncentrationer viser et fald i starten af perioden frem til midten af 1990'erne, efterfulgt af en stigning og siden 2002 et nogenlunde konstant niveau.

Molforholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende til et niveau omkring 7,5 i de seneste 10 år (*figur 3.3B*). I 2016 var forholdet 8,2 og dermed lidt højere end gennemsnittet for de seneste 10 år.



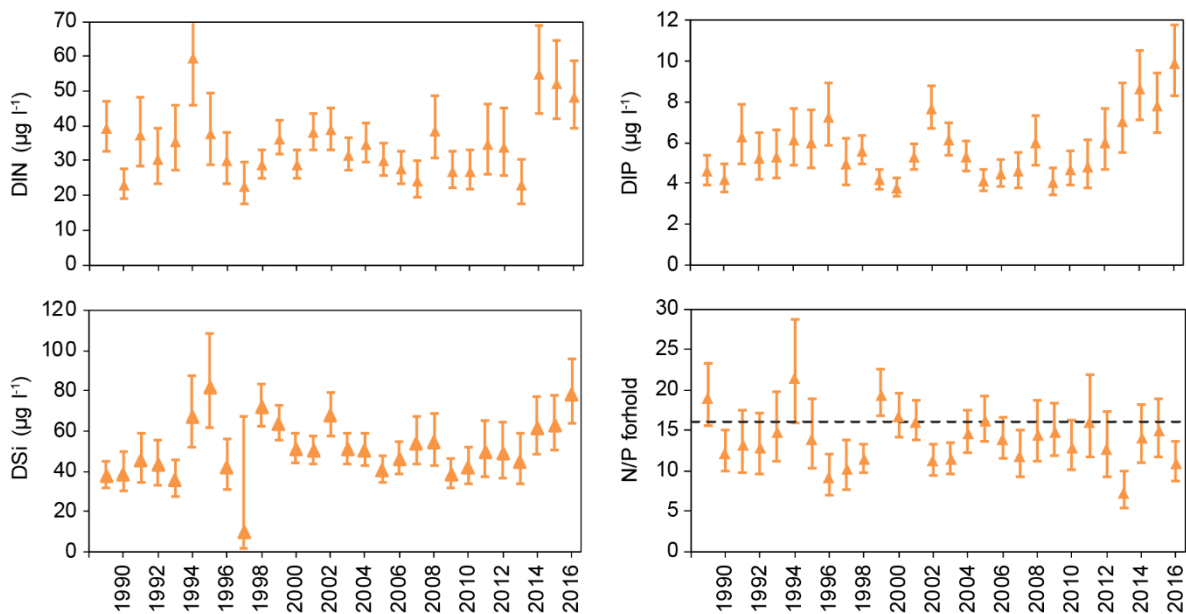
Figur 3.5. Årsmiddelkoncentration (\pm 95 % konfidensgrænser) af DIN DIP og DSi i bundvandet (\geq 15 m) for de åbne indre farvande (venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne).

Tidlig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

Næringsstofkoncentrationer i Nordsøen og Skagerrak er analyseret på basis af NOVANA-stationerne langs vestkysten (ud for Vadehavet, Årgab, Thyborøn, Hanstholm og Hirtshals) samt stationerne i den åbne del af Nordsøen. Fra 2007 til 2013 blev der ikke målt i den åbne del af Nordsøen, og årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak. Tidstrends for disse data er analyseret på samme vis som for de åbne indre farvande. Dog er der ikke foretaget nogen klimakorrektion, da der ikke er tilvejebragt data for ferskvandsafstrømningen til Den Tyske Bugt.

Årsmidlerne for DIN var nogenlunde konstante over størstedelen af perioden, dog med en tendens til lidt lavere koncentrationer for 2003-2013, hvorimod DIN-niveauet var ganske højt i de seneste tre år (figur 3.6).

Årsmidlerne for DIP har ligget på et konstant niveau ($4-6 \mu\text{g l}^{-1}$) fra 1989 og frem til 2010, hvorefter niveauet er steget kraftigt med den hidtil højeste koncentration i 2016 ($10 \mu\text{g l}^{-1}$).



Figur 3.6. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP molforholdet. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.

Årsmidlerne for DSi steg i starten af perioden og har derefter holdt sig på et nogenlunde konstant niveau frem til 2013. I de seneste tre år er DSi-koncentrationen steget, og 2016 var det næsthøjeste niveau hidtil ($78 \mu\text{g l}^{-1}$).

De stigende koncentrationer af DIN, DIP og DSi i de senere år indikerer et mindre optag af de uorganiske næringsstoffer. Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfield's forhold.

Sammenfatning

- Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof i 2016 var generelt lave for fjorde, kystvande og åbne indre farvande med undtagelse af februar, hvor stor tilførsel fra land gav højere koncentrationer.
- Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i 2016 var også lave især i fjorde og kystvande men også i overfladevandet i de åbne indre farvande. Desuden var koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor lave i årets sidste måneder i både fjorde og kystvande og de åbne indre farvande formodentlig som følge af optag af opløst uorganisk fosfor ved den sene efterårsopblomstring. I bundvandet i de åbne indre farvande var koncentrationen derimod lidt højere end i 2014 og 2015.
- Der blev ikke observeret forhøjede koncentrationer af fosfat i sensommeren i fjorde og kystvande, hvilket formodentlig skyldes en kombination af, at iltsvindet ikke var så udbredt i de mere lavvandede områder hen over sommeren, og at de reaktive fosforpuljer i sedimentet sandsynligvis er mindsket i forhold til tidligere. Derimod blev der i efterårsmånederne observeret forhøjede fosfatkoncentrationerne i bundvandet i de åbne indre farvande, hvilket skyldes det mere udbredte iltsvind i de dybere dele af disse områder.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2016 på niveau med 2015 men mindre end de senere år, hvilket skyldes den større

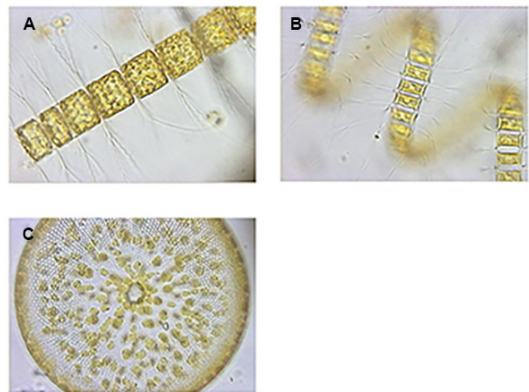
ferskvandsafstrømning fra land i vintermånederne. I de åbne indre farvande var den potentielle kvælstofbegrænsning derimod lige så stor som i de seneste ca. 15 år.

- Den potentielle fosforbegrænsning i 2016 var den hidtil højeste i fjorde og kystvande, hvilket skyldes et stort optag af fosfat i forårsmånederne og en formodet beskeden fosforfrigivelse fra sedimentet hen over sommeren og i det tidlige efterår. I de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning på niveau med de senere år.
- En vandmasse med ophav i Den Jyske Kyststrøm kunne spores i februar i det nordlige Kattegat, men denne svage indstrømning med næringsrigt vand har ikke påvirket de åbne indre farvande længere sydpå.
- Årsmidlerne for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i overfladevandet i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande viste, at der efter en periode med reduktion ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentration siden 2003.
- Årsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor i fjorde og kystvande samt åbne indre farvande faldt kraftigt i 1990'erne, men der er ikke sket yderligere fald siden omkring 1998. Koncentrationen i de åbne indre farvande har ligget lidt højere de seneste 10-15 år, hvilket formentlig skyldes stigende koncentrationer i Østersøen.
- Reduktionen i næringsstofkoncentrationer siden slutningen af 1980'erne tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud. Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var der i 2016 relativt høje koncentrationer af de opløste uorganiske næringsstoffer.

4 Planteplankton og vandets klarhed

Stiig Markager & Jacob Carstensen

Planteplankton er mikroskopiske oftest encellede alger, som svæver frit i vandet. De lever som andre planter af at omdanne solens energi til organisk stof vha. fotosyntese. Sollysets energi opfanges af cellernes pigmenter, hvor det vigtigste er klorofyl. Det umiddelbare produkt af fotosyntesen er kulhydrater, som algerne ophober og derefter omdanner til nye celler i en vækstproces. Væksten er afhængig



Forskellige billeder af kiselalger: A) *Bacteriastrum hyalinum*, B) *Chaetoceros debilis* & C) *Coscinodiscus granii*. Foto: fotograf ukendt.

af tilstedeværelse af næringsstoffer, hvor de kvantitativt vigtigste er kvælstof og fosfor. Planteplankton optager kvælstof og fosfor direkte fra vandet primært som uorganiske forbindelser, som for kvælstof er ammonium, nitrit og nitrat og for fosfor er ortofosfat. Om vinteren er lysmængden begrænset og regulerer væksten af planteplankton, men om sommeren er der rigeligt med lys, og planteplanktonets vækst vil derfor fortsætte til alle tilgængelige næringsstoffer er opbrugt. Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er derfor, at koncentrationerne af uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Planteplankton er som sagt oftest encellede, og dermed kan hele planten lave fotosyntesen og deltage i den efterfølgende vækstproces. Det er anderledes end for planter på land, hvor en del af planten er fx rødder eller strukturelle dele, som ikke optager lys og ikke direkte bidrager til væksten. Planteplankton kan dermed vokse meget hurtigere end landplanter, og en fordobling af biomassen pr. dag er ikke usædvanligt så længe, der er rigeligt med næringsstoffer til stede i vandet og overskud af lys. Dermed er det de samlede tilførsler af næringsstoffer, som styrer væksten af planteplankton, og denne vækst er derfor en god indikator for påvirkningen af næringsstoffer på havmiljøet.

De negative miljøeffekter af næringsstofftilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstofftilførsler, årsags-sammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet fx i form af store mængder planteplankton, uklart vand, iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder øget tilførsel af næringsstoffer med resten af eutrofieringskomplekset, er det en vigtig parameter at overvåge i havmiljøet. En øget vækst af planteplankton vil, alt andet lige, føre til en højere koncentration af planteplankton i vandet. Den effekt kan mindskes af en øget græsning på algerne, fx fra dyreplankton eller bunddyr som fx blåmuslinger, der sidder fast på bunden og lever af at filtrere planteplankton ud af vandet. Der vil ofte være en tendens til, at flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning, men overordnet er det en

positiv sammenhæng mellem tilførsler af næringsstoffer og mængden af planteplankton i vandet. Koncentrationen af planteplankton kan måles som biomasse, fx antal celler, eller klorofyl *a*, som er nemt at måle og kun findes i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for eutrofiering.

Den øgede produktion af planteplankton som følge af eutrofiering betyder, at vandsøjlen tilføres mere organisk stof. Noget af dette stof nedbrydes eller forsvinder ved græsning, men en del af det ophobes i vandet og på bunden. På bunden ophobes det organiske stof som mudder, dvs. havbunden bliver mere blød, får et højere indhold af organisk stof og dermed et højere iltforbrug. Når der er vind og dermed bølger, hvirvels muddret i vandet op som organiske partikler, der absorberer og spreder lys. Dette, sammen med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at tilførsler af næringsstoffer giver mere uklart vand. Vandets klarhed er dermed endnu en central parameter i overvågning af eutrofiering.

Metoder og datagrundlag

Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1975-2016 (betegnet NOVANA siden 2004). Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af plankton (Kaas & Markager 1998; Jakobsen & Fossing 2015; Markager & Fossing 2015).

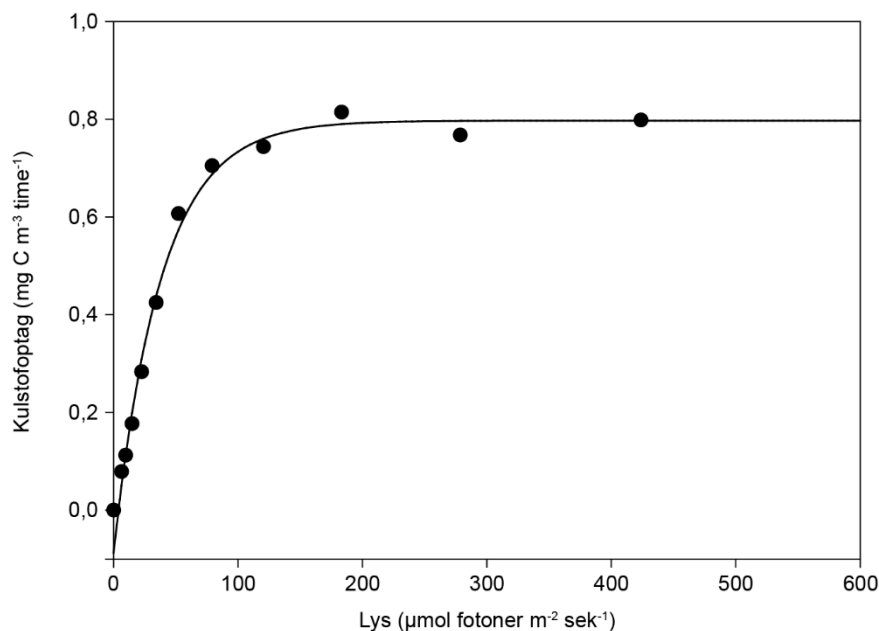
Data fra overfladevandsdatabasen, ODA, og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1989 og frem til og med 2016. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. åbne indre farvande samt fjorde og kystvande. Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og åbne farvande (bilag 1).

Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i en eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en såkaldt PI-kurve (figur 4.1). Disse data kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem vandsøjlen, således at man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). De første målinger er fra 1975, og antallet af stationer i måleprogrammet har varieret gennem årene. I 2016 blev der målt på 13 stationer fordelt på 8 stationer i de åbne indre farvande og 5 i fjorde (Ringkøbing, Skive, Mariager, Odense og Roskilde). Det er dog langt fra alle stationer, som er målt i alle år. Da niveauet for algevæksten er forskelligt mellem stationer, vil et gennemsnit af de absolutte værdier påvirkes af hvilke stationer, som er målt det enkelte år. Dette kan til en vis grad udjævnnes ved at beregne produktionen for hver station og år som procent af middelværdien (PP-%) på den pågældende station (ligning 1). Derefter beregnes middelværdien af PP-% pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene. For at vise den tidlige udvikling i absolutte værdier og niveauforskellen mellem fjorde og åbne indre farvande, er PP-% regnet tilbage til enheden ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) i figur 4.2 og 4.3 ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. De øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 4.1 og 4.2) er udført som PP-%.

$$PP\text{-}\% (\text{station, år}) = PP (\text{station, år}) / PP\text{-middel} (\text{station}) \times 100 \quad (\text{lign. 1})$$

I 1998 blev metoden for måling og beregning af algevæksten ændret på en række punkter. Effekterne af disse ændringer, baseret på sammenligninger af data beregnet med begge metoder for 2013, er en stigning i arealproduktionen på 13 %. Værdier fra før 1998 er derfor øget med 13 %.

Figur 4.1. Eksempel på sammenhæng mellem lys og kulstofoptagelse hos planteplankton (Ringsgaardbassinet syd for Fyn, 1. februar 2016, 10 m's dybde). Punkterne er målte værdier, og linjen er den tilpassede kurve.



I dette kapitel behandles overvågningsdata for planteplanktons vækst, mængden af planteplankton (klorofylkoncentration) og vandets klarhed (sigtdybde). Normalt ville der i dette kapitel også indgå data for tællinger af plante- og dyreplankton ved en beskrivelse af biomasse og forekomsten af arter. Dette emne er ikke behandlet i år pga. af problemer med biomasseberegninger og med databasen for overvågningsdata for disse parametre.

Sæsonvariation 2016

Fjorde og kystvande

Algevæksten i fjorde og kystvande i 2016 følger de mekanismer, som er beskrevet ovenfor. Forårsopblomstring skete allerede i marts, hvor væksten derfor blev betydeligt højere end langtidsmidlen (*figur 4.2A*). I april var der en lav produktion, og tilsammen var produktionen i de to måneder som normalt. Resten af sæsonen var produktionen tæt på niveauet for langtidsmidlen med november som en undtagelse, hvor produktionen var tæt på det højst målte for november. Væksten i 2016 var for de fleste måneder betydelig højere end i 2014 og 2015. I 2014 var algevæksten således omkring den nedre fraktil i april, maj og juni og i 2015 under eller omkring den nedre fraktil fra maj til september. Dermed blev 2016 et år, hvor algevæksten gennem hele vækstsæsonen var højere end i de foregående år, dog undtaget april måned. Det var især Løgstør Bredning, som trak niveauet op. Her var produktionen 992 mg kulstof m⁻² dag⁻¹ i gennemsnit for 2016 mod normalt 652 mg kulstof m⁻² dag⁻¹. I Roskilde Fjord var produktionen i 2016 kun 60 % af værdien for langtidsmidlen, mens værdien for de andre fjorde lå omkring eller noget under langtidsmidlen.

Mængden af planteplankton i vandet målt som koncentrationen af klorofyl varierede mellem knap $1,6 \mu\text{g l}^{-1}$ i januar og op til $5,2 \mu\text{g l}^{-1}$ under forårsopblomstringen i marts (*figur 4.2C*). Sæsonvariationen fulgte mønstret fra tidligere år meget tæt fra januar til oktober og var typisk for tempererede farvande. Fra lave vinterværdier stiger koncentrationerne hurtigt i forbindelse med forårsopblomstringen for derefter at falde under klarvandsfasen i april og maj. Forårsopblomstring starter, når lysmængden bliver høj nok til, at planteplankton har en positiv vækstrate, og planteplankton vokser hurtigt, mens de bruger de næringsstoffer, som er ophobet i løbet af vinteren. Senere på foråret, i 2016 i april og maj, var vinterens næringsstoffer brugt op (*kapitel 3*), og tilførslerne fra land og fra havbunden var lav, hvorfor koncentrationen af planteplankton var tilsvarende lav. Hen på sommeren tilførtes næringsstoffer fra bunden i forbindelse med iltsvind, og algekoncentrationen steg og toppede i 2016 i juni og oktober. I november og december var algekoncentrationen aftagende, men usædvanlig høj for årstiden, og december havde den højeste målte værdi nogensinde for denne måned. Sæsonmønsteret viser tydeligt en stigende tendens i forhold til 2014 og 2015. I 2014 lå værdierne på eller under den nedre kvartil for alle måneder, og i 2015 lå værdierne på eller lige over den nedre kvartil. I 2016 lå månedsmidlerne derimod på niveau med langtidsmidlen eller noget over (marts, juni, november og december). Den generelle stigning i mængden af planteplankton gennem hele sommeren, hvor væksten er næringsstoffebegrænset, tyder på en negativ udvikling i miljøtilstanden i vandsøjlen for 2016. Det atypiske høje niveau sidst på året er mindre bekymrende, da væksten her i højere grad er reguleret af lys end af næringsstoffer (se afsnit under 'Åbne indre farvande').

Vandets klarhed er udtrykt som sigtdybden, som er den dybde, hvor en hvid skive netop ikke længere er synlig. I februar og marts var vandet markant klarere end normalt, mens det i efteråret (september til november) var mere uklart end normalt (*figur 4.2E*). I sommerperioden fra april til august fulgte sigtdybden langtidsmidlen tæt. Generelt var udsvingene over året meget mindre for sigtdybden end for væksten af planteplankton og koncentrationen af klorofyl, og sæsonvariationen for sigtdybden i 2016 adskilte sig ikke markant fra mønstret i 2014 og 2015.

Åbne indre farvande

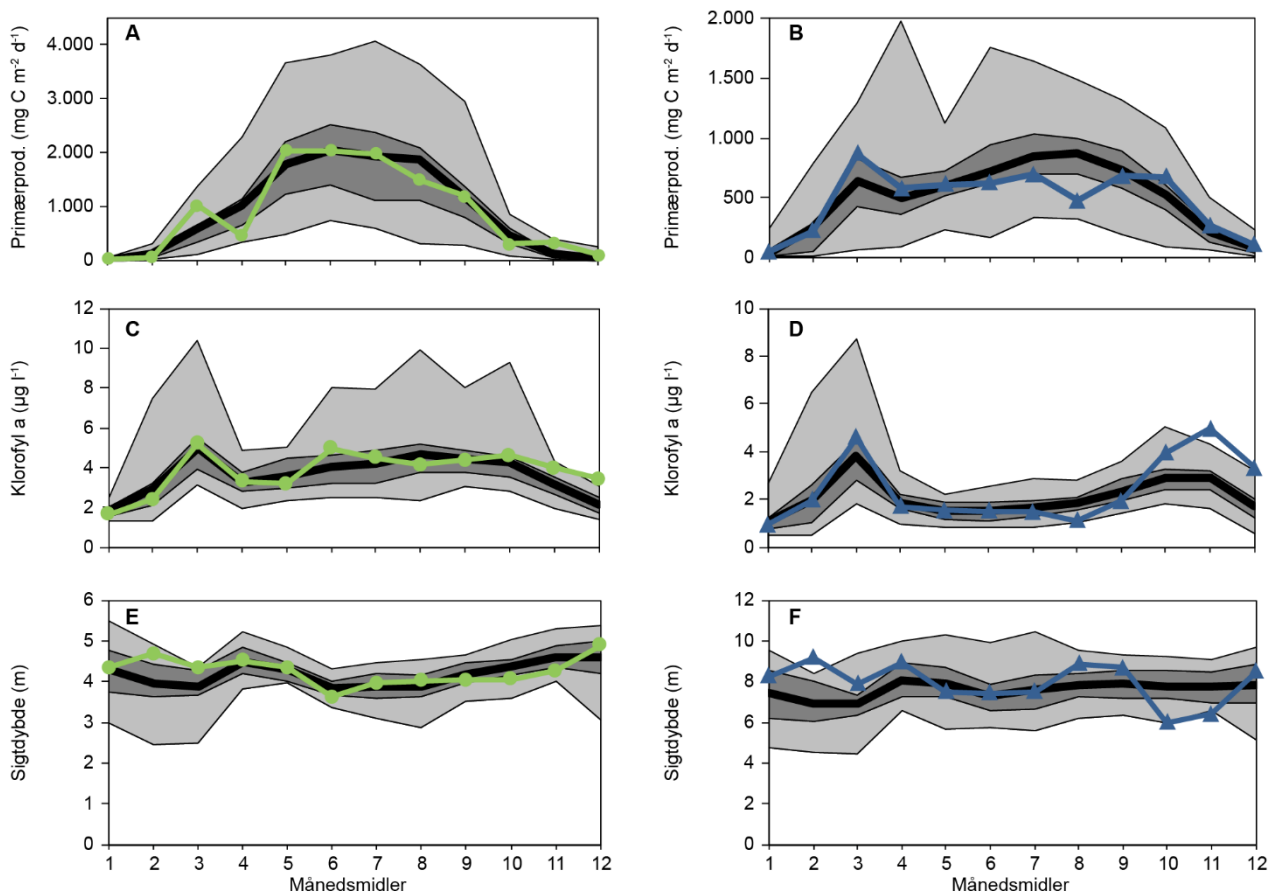
I 2016 begyndte algevæksten med en markant forårsopblomstring. Således var algevæksten i både marts og april over langtidsmidlen (*figur 4.2B*). I juni til september var algevæksten mindre end langtidsmidlen for så igen fra oktober til december at ligge relativt højt – over eller omkring den øvre kvartil. Den forhøjede vækst sidst på året betød dog kun lidt for årets samlede primærproduktion, da den absolutte vækstrate sidst på året var lav. I forhold til 2014 og 2015 lå algevæksten i 2016 på et højt niveau, især pga. den, i forhold til 2014 og 2015, høje produktion i marts, juni og juli. I 2014 var algevæksten således under den nedre kvartil fra juni til august og i 2015 fra juni til november. I 2016 var det kun i august, at algevæksten var under den nedre kvartil. Den høje produktion i 2016 skyldtes således en forårsopblomstring noget over det normale, og at tidligere års meget lave niveau sommer og efterår var vendt til en algevækst, som kun lå lidt under det normale.

Mængden af planteplankton i de åbne indre farvande ligner billedet fra fjordene. Forårsopblomstringen skete i marts og resulterede i markant forøget koncentration af klorofyl til en værdi på niveau med den øvre kvartil (*figur 4.2D*). Derefter fulgte klorofylkoncentrationen langtidsmiddelværdien frem til juli. I august var algevæksten meget lav, kun lige over den hidtil lavest

observerede værdi for denne måned, for derefter at stige til meget høje værdier i oktober, november og december. I forhold til 2014 og 2015 var klorofylkoncentrationen i 2016 højere de fleste måneder.

De meget høje klorofylkoncentrationer sidst på året blev observeret både i fjordene og i de åbne indre farvande, men mest markant i sidstnævnte, hvor både november og december var de højst målte værdier nogensinde. De høje klorofylkoncentrationer sidst på året skyldes antagelig en for årstiden usædvanlig opblomstring af kiselalger, da der blev observeret usædvanligt lave koncentrationer af silikat sidst på året (*kapitel 3*). Kiselalger er en algegruppe, som har skaller af silikat (kisel), og som er kendt for at kunne vokse ved meget lave lysniveauer. Antagelig skyldes den usædvanlige opblomstring af planteplankton i efteråret 2016 en kombination af tre forhold: 1) et relativt stille og varmt efterår, hvor specielt september var meget varmere end normalt. I varmt og særligt stille vejr omrøres vandsøjlen mindre, og planteplanktonet kan nemmere holde sig tæt på overfladen og dermed modtage mere lys. 2) Der var en høj overfladeindstråling i november og december med henholdsvis 30 og 8 % mere lys end normalt (data ikke vist). 3) Næringsstofforsyningen var høj i slutningen af 2015 og i de første måneder af 2016 især pga. en stor ferskvandsvandafstrømning i februar. I tillæg betød en ulykke med gødningsstanke på Fredericia Havn den 3. februar 2016 yderligere tilførsel af store mængder kvælstof. Om efteråret er planteplanktons vækst primært lysbegrænset, så kombinationen af de tre forhold har givet optimale betingelser for algevækst. Det ses som en mindre stigning for væksten, som kun er målt på få stationer, og en markant stigning i klorofylkoncentrationen, som er målt på mange stationer, og som 'integrerer' den samlede vækst minus tabsfaktorer såsom græsning af planteplankton. En mulig yderligere forklaring på de meget høje klorofylkoncentrationer kan nemlig være et lavt græsningstryk, som dog ikke er blevet målt. Effekten på klorofylkoncentrationen forstærkes af algernes fysiologi, idet de danner mere klorofyl under lysbegrænset vækst i et forsøg på at optage mest muligt af det tilgængelige, men sparsomme lys. Klorofylkoncentrationerne kan dermed blive meget høje, uden at den tilsvarende algemængde, målt som fx antal celler eller kulstof, nødvendigvis er tilsvarende høje. Der er på nuværende tidspunkt ikke data for antal og biomasse af planteplankton.

Sigtedybden i 2016 var relativt god i de fleste måneder og lå mellem 6,0 m (oktober) og 9,2 m (februar) (*figur 4.2F*). Således havde februar den hidtil højst målte værdi for denne måned, og i januar, marts, april, august og september var sigtedybden over eller omkring den øvre kvartil. Kun i oktober og november, i forbindelse med den usædvanlige sene opblomstring af planteplankton, var vandet mere uklart end normalt med værdier tæt på det hidtil laveste målt for årstiden. Ligesom for fjordene var variationen over året begrænset, og i forhold til 2015 var forbedringen i sigtedybden i 2016 fordelt på alle månederne undtagen juni, juli, oktober og november.



Figur 4.2. Månedsmidler for 2016 for algevækst/primærproduktion (A, B), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl *a* (C, D) og sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2015 for klorofyl *a* og sigtdybde, 1975/1977-2016 for algevækst) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande.

Tidlig udvikling

Fjorde og kystvande

Algevæksten i 2016 var på $304 \text{ g kulstof m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ og var den højst målte siden 2009 (figur 4.3A). Væksten er stadig markant lavere end i 1980'erne og første halvdel af 90'erne, men har nu samme niveau som siden sidste halvdel af 1990'erne. Værdien for 2016 bekræfter således en stigende tendens som respons på stigende tilførsler af kvælstof til havmiljøet de senere år. Ligesom tidligere år er udviklingen analyseret med lineær regression for forskellige perioder (tabel 4.1). Set over hele perioden fra 1977-1991 og frem er algevæksten faldet signifikant med 1,3 til 1,9 % pr. år. Efter 1995 er faldet variabelt og kun signifikant faldende i perioden fra 2005 til 2016 for så at skifte til en stigning, som dog ikke er signifikant, i de seneste år (2010-2016 og 2012 til 2016).

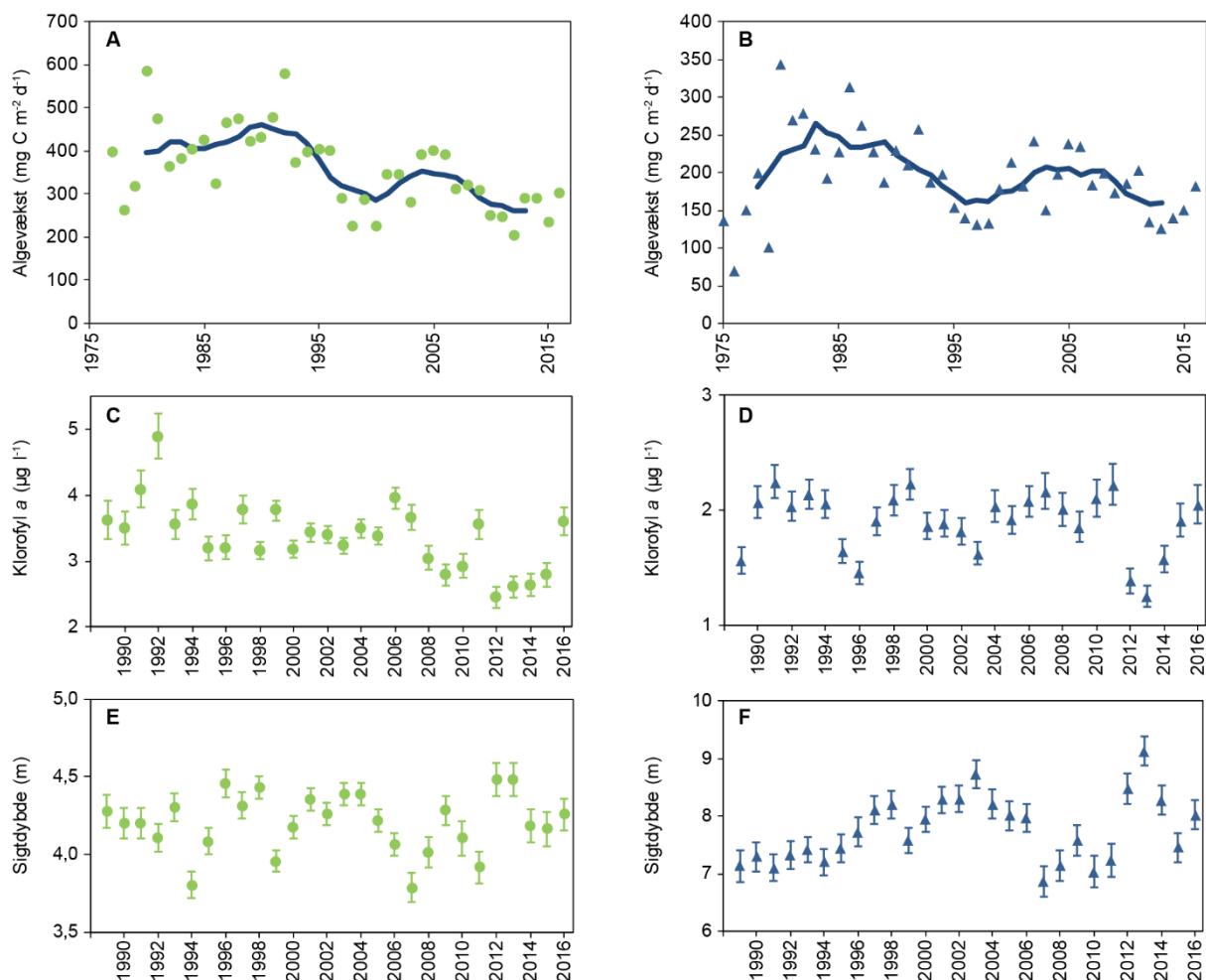
Tabel 4.1. Statistisk analyse af den tidlige udvikling i algevæksten. Koefficienten for udviklingen over tid (procent af middelværdi for hele perioden/år⁻¹) og signifikans ($P < 0,05$) er angivet for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2016. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Resultatet af denne type analyse er følsom over for starttidspunktet. Analysen er udført systematisk med femårsintervaller fra 1975 dog brudt af starttidspunkterne 1998 og 2012. I 1998 var der, som nævnt i metodeafsnittet, et skift i metoden til måling og beregning af algevæksten, og det er derfor relevant at se separat på perioden fra 1998 og frem. Siden 2012 har tilførslen af kvælstof været stigende, hvorfor udviklingen er analyseret separat for 2012 og frem.

| Periode | Fjorde | | Åbne indre farvande | |
|---------|----------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|
| | Ændring/år (%) | Signifikans (P-værdi) | Ændring/år (%) | Signifikans (P-værdi) |
| 1975 ≥ | -1,25 | 0,0002 | -0,35 | 0,28 |
| 1980 ≥ | -1,70 | <0,0001 | -1,25 | 0,0003 |
| 1985 ≥ | -1,78 | <0,0001 | -0,96 | 0,015 |
| 1990 ≥ | -1,93 | 0,0006 | -0,69 | 0,16 |
| 1995 ≥ | -0,90 | 0,13 | -0,49 | 0,49 |
| 1998 ≥ | -0,44 | 0,54 | -2,18 | 0,003 |
| 2000 ≥ | -1,24 | 0,13 | -2,48 | 0,0033 |
| 2005 ≥ | -3,16 | 0,01 | -4,60 | 0,0016 |
| 2010 ≥ | 0,30 | 0,91 | -3,53 | 0,33 |
| 2012 ≥ | 4,06 | 0,37 | 5,89 | 0,05 |

Årsmidlen for koncentrationen af klorofyl i fjorde og kystnære farvande steg markant fra 2,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2015 til 3,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2016 (figur 4.3C). Det er fjerde år i træk, at klorofylkoncentrationen stiger siden den lavest observerede koncentration på 2,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2012. Forøgelsen af koncentrationen af klorofyl de senere år reflekterer således nøje både de senere års stigende kvælstoftilførsler og den tilsvarende stigning i algevæksten. Niveaue for klorofyl var i 2016 så højt, at det svarer til værdier helt tilbage til 1993, idet kun værdier fra 1980'erne og de første år af 1990'erne havde højere niveauer af klorofyl. Den høje koncentration af klorofyl i 2016 er sammenfaldende med, at der i 2015 var en meget stor tilførsel af kvælstof på ca. 78.000 tons til de danske farvande pga. megen nedbør og dermed stor ferskvandsafstrømning fra markerne. Det var særligt i november og december 2015 og i februar 2016, at ferskvandsafstrømningen var høj. En høj ferskvandsafstrømning medfører en forøget tilførsel af både fosfor og kvælstof, som ude i havet har en opholdstid på måneder til år. Der er således en god overensstemmelse mellem næringsstofftilførslen til havet forud for vækstsæsonen 2016 og den resulterende tilstand. Ligeledes er de seneste års stigende klorofylkoncentrationer i fjorde og kystnære områder i overensstemmelse med en tendens til en stigende ferskvandsafstrømning og dermed en øget tilførsel af kvælstof fra danske landområder.

Den gennemsnitlige sigtddybde i fjordene var 4,3 m i 2016, hvilket er omkring 0,1 m højere end i 2014 og 2015 (figur 4.3E). Omkring 1980 var sigtddybden meget dårlig, men indførelse af fosforfjernelse på rensningsanlæggene førte til en markant forbedring i sigtddybden op gennem 1980'erne (data ikke vist). Siden 1989 har der ikke været en signifikant udvikling i de observerede sigtddybder, delvist pga. en væsentlig år til år variation, som skyldes variationer i nedbøren/ferskvandsafstrømningen og dermed kvælstoftilførslerne. Korrigeres der for år til år variationer i ferskvandsafstrømningen fås en signifikant stigende sigtddybde ($0,008 \pm 0,003 \text{ m år}^{-1}$). Som beskrevet ovenfor er udviklingen i sigtddybden primært knyttet til absorption og spredning af lys pga. organisk stof, som er ophobet over en længere årrække. Det er derfor forventeligt, at sigtddybden kun forbedres meget langsomt som konsekvens af det overord-

nede fald i næringsstoffilførslerne siden 1989. Da vandets klarhed hovedsageligt afhænger af den akkumulerede mængde organisk stof i havmiljøet, er det muligt, at det højere niveau for væksten af planteplankton i 2016 vil påvirke udviklingen af vandets klarhed negativt i årene fremover.



Figur 4.3. Tidslig udvikling for algevækst (A, B - årligt gennemsnit og syv års glidende gennemsnit), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og vandets klarhed målt som sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Bemærk også, at som forklaret i 'Metoder og datagrundlag', er den målte algevækst fra før 1998 øget med 13 % for at kompensere for ændringer i metode og beregninger.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande i 2016 var 181 g kulstof m⁻² år⁻¹. Det er højere end de sidste fire år og på niveau med årene 1999 til 2011 (figur 4.3B). Algevæksten var dog stadig lavere end i 1980'erne. For perioden fra 1980 eller 1985 og frem til og med 2016 har væksten været signifikant faldende, hvilket også er tilfældet for perioderne fra 1998, 2000, 2005 (tabel 4.1). Fra 2012 og frem til 2016 var der en stor og signifikant stigning i algevæksten. En vurdering over så kort en periode er dog ganske usikker, men udviklingen er sammenfaldende med en høj ferskvandsvandafstrømning og dermed øget kvælstoftilførsel i denne periode.

Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande følger mønstret for algevæksten med en stigning siden 2012 og ligger i 2016 på nogenlunde samme niveau som fra 2004 til 2011, dvs. omkring 2 µg liter⁻¹ (figur 4.3D). Der har således ikke været nogen tydelig udviklingstendens for koncentrationen af

klorofyl i overvågningsperioden siden 1989, idet tendensen til et fald fra ca. 2007 og frem til 2013 er brudt af de sidste par års stigning. Udviklingen siden 2013 kan forklares med tre forhold relateret til kvælstoftilførsler: 1) En akkumuleret effekt øgede kvælstoftilførsler siden 2009. 2) Meget høje kvælstoftilførsler i slutningen af 2015, hvor ferskvandsafstrømningen var ca. det dobbelte af det normale i november og december, og en fortsat høj afstrømning i de første tre måneder af 2016 (*kapitel 2*), hvor en foreløbig opgørelse af nitrattransport fra land viser værdier over middel i februar sammenlignet med middel for perioden 2005-2015 (pers. medd. *Blicher-Mathisen*). 3) Havmiljøet blev tilført en stor mængde kvælstof, svarende til ca. 5 % af den årlige landbaserede danske udledning, som følge af en ulykke med gødningstanke på Fredericia Havn i februar 2016.

Sigtdybden for de åbne indre farvande var 8,0 m i 2016 (*figur 4.3F*). Det er lidt bedre (0,2 m) end langtidsmidlen for perioden 1989 til 2016 på 7,8 m. Fra 1988 og frem til 1997 skete der en markant forbedring af sigtdybden på omkring 1 m, hvilket især kan relateres til mindre udledninger af fosfor som følge af forbedret spildevandsrensning og generelt faldende kvælstoftilførsler, som også var påvirket af de to meget tørre år i 1996 og 1997. Middelværdien siden 1997 er på 7,9 m med udsving fra 6,9 m i 2007 til 9,1 m i 2013. Sigtdybden i 2016 var 0,5 m højere end i 2015, men omkring 0,5 m lavere end i årene 2012 til 2014. Det er tidligere dokumenteret, at vandets klarhed er signifikant korreleret til de danske landbaserede kvælstoftilførsler fra november året før til marts samme år (*Lyngsgaard m.fl. 2014*) og en del af variationen over årene kan derfor forklares med variationer i kvælstoftilførsler. Som nævnt ovenfor, styres vandets klarhed hovedsagelig af den samlede mængde organisk stof i vandet og reflekterer derfor primært den akkumulerede effekt af eutrofiering over en årrække, selvom store udsving i klorofyl kan påvirke sigtdybden i mindre grad. Den markante forbedring i sigtdybden fra 2007 til 2013 på 2 m falder således sammen med faldende algevækst (*figur 4.2*). Går man tilbage til før 1989 (data ikke vist), var sigtdybden lavere, idet middelværdien for 1975 til 1998 var 6,9 m, og generelt er der derfor sket en forbedring over de sidste ca. 40 år.

Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

Regressionsanalysen af algevækst mod år (*tabel 4.1*) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidlige udvikling i eutrofiering, da år til år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslen. En statistisk bedre metode til vurdering af betydningen af kvælstof for algevæksten er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de danske kvælstoftilførsler. I analysen er også inddraget år til år variationer i overfladeindstrålingen, da lys, sammen med næringsstoffer, er de faktorer, som styrer planteplanktons vækst. Analysen er således en multiple regressionsanalyse med kvælstoftilførsler og overfladeindstråling som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel.

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst for de åbne indre farvande for alle tre undersøgte perioder (*tabel 4.2*). Koefficienten er mellem 0,30 og 0,60. Analysen er lavet på normaliserede værdier, og enheden angiver dermed procent ændring i algevæksten pr. procent ændring i kvælstoftilførslen. Analysen bekræfter tidligere fundne sammenhænge mellem danske landbaserede kvælstoftilførsler og algevæksten (fx *Lyngsgaard m.fl. 2014*). Kvælstoftilførslerne er beregnet som middel fra februar til august, og overfladeindstrålingen er beregnet fra april til december. Begge perioder er valgt ud fra tidligere analyser af, hvilke

perioder som giver den bedste sammenhæng til algevæksten. Der er ikke nogen signifikant sammenhæng mellem algevækst og overfladeindstråling, hvilket skyldes, at variationen i indstråling fra år til år er lille, og at algevæksten ikke er lysbegrænset i størstedelen af vækstsæsonen.

Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser samme mønster for data fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til og med 2015. Når data afgrænses til perioden 1998 til og med 2015 er koefficienten stadig positiv, men sammenhængen mellem kvælstoftilførsel og algevækst er ikke signifikant. Årsagen til den manglende signifikans er formodentlig en tæt kobling mellem sediment og vandsøjle i fjordene. Generelt frigiver havbunden næringsstoffer til den overliggende vandsøjle, og havbunden er i sommerperioden den dominerende kilde til næringsstoffer for algernes vækst. Et nyligt studie har således vist, at henholdsvis 88 % (Roskilde Fjord) og 85 % (Storebælt) af den samlede mængde af tilgængeligt kvælstof for algevæksten kommer fra remineralisering af næringsstoffer enten i havbunden eller fra puljen af tidligere tilført kvælstof (opløst organisk kvælstof, DON) i vandet (Knudsen-Leerbeck *m.fl.* 2017). Disse puljer er sammensat af kvælstof, som blev tilført fjorden samme vinter, året før og over de seneste årtier. Til sammenligning udgør de direkte tilførsler fra land i sommerperioden kun henholdsvis 7 og 4 % af den kvælstofmængde, som er tilgængelig for alger. Frigørelsen af næringsstoffer fra havbunden er meget afhængig af iltforholdene i havbunden og i bundvandet, som i fjordene varierer meget fra år til år. Det betyder, at algernes vækst i fjordene i sommerperioden i højere grad styres af forekomsten af iltsvind og remineralisering end af de direkte tilførsler af næringsstoffer fra land. Forekomsten af iltsvind er grundlæggende bestemt af tidligere års tilførsler af næringsstoffer og dermed produktion af organisk stof, som er ophobet i bunden, men det aktuelle iltsvind det enkelte år styres især af temperatur og vindforhold i sensommeren.

Tabel 4.2. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og algevækst samt lys og algevækst med koefficienter og P-værdier for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til og med 2015. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone.

| | Fjorde | | | | Åbne indre farvande | | | |
|--------|---------|---------|-----------|---------|---------------------|---------|-----------|---------|
| | N-koef. | P-værdi | Lys-koef. | P-værdi | N-koef. | P-værdi | Lys-koef. | P-værdi |
| 1984 ≥ | 0,39 | 0,004 | 0,71 | 0,36 | 0,30 | 0,010 | -0,05 | 0,94 |
| 1990 ≥ | 0,33 | 0,025 | 1,37 | 0,15 | 0,38 | 0,021 | 0,30 | 0,70 |
| 1998 ≥ | 0,19 | 0,23 | 1,72 | 0,04 | 0,60 | 0,0015 | 1,15 | 0,15 |

Sammenfatning

- Miljøtilstanden i de åbne vandmasser i 2016, vurderet på algevækst (primærproduktion) og mængden af planteplankton (klorofyl), var markant dårligere end i perioden 2012-2015 og svarende til niveauet for perioden 2000-2011.
- Algevæksten i 2016 var højere end i de foregående år både i fjordene og i de åbne indre farvande. Niveauet var lavere end i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, men de senere års tendens til et fald er brudt.
- Stigningen i algevæksten i 2016 var jævnt fordelt hen over vækstsæsonen, så sæsonvariationen i algevæksten fulgte mønsteret for langtidsmidlen (1989-2015). Det er en markant ændring i forhold til de foregående år, hvor væksten de fleste måneder lå under niveauet for langtidsmidlen.
- Mængden af planteplankton (klorofylkoncentrationen) i 2016 fulgte den generelle stigning i væksten af planteplankton over de sidste ca. fem år, og

koncentrationen for både fjorde og åbne indre farvande svarede til niveauet i 1990'erne og i 00'erne. Den forbedring i miljøtilstanden, som sås fra ca. midt 00'erne til 2012, er således brudt med de seneste års målinger.

- Vandets klarhed i 2016 var på niveau med tidligere år i fjordene. For de åbne indre farvande var der en mindre stigning (forbedring) i forhold til 2015 men et fald i forhold til perioden 2012-2014. Det er muligt, at det højere niveau for væksten af planteplankton i 2016 vil påvirke udviklingen af vandets klarhed negativt i årene fremover.
- Stigningen i algevæksten og mængden af planteplankton i 2016 bekræfter den dokumenterede tætte kobling mellem disse miljøparametre og den landbaserede tilførsel af kvælstof. I slutningen af 2015 var kvælstoftilførslen stor, ferskvandsafstrømningen var høj i de første måneder af 2016, og desuden blev havmiljøet tilført en stor mængde kvælstof i forbindelse med ulykken på Fredericia Havn i februar. Samlet set indikerer det en stor tilførsel af kvælstof forud for planktons vækstsæson, hvilket kan forklare tilbagegangen i miljøtilstanden i vandsøjlen.

5 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakteriers og andre mikroorganismers respiration ved nedbrydning af organisk stof, og forbrugets størrelse afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof og af temperaturen. Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, va-



Havørred i Haderslev Fjord, som er død i forbindelse med det markante iltsvind i slutningen af september 2016. Foto: Erik Tveskov.

rigthed og styrke som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfære) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og omsættes mikrobielt. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden. Klimabetinget temperaturstigning øger også risikoen for iltsvind pga. øget respiration og mindre opløselighed af ilt i vand ved højere temperaturer. Desuden påvirker klimabetingede ændringer i vindforholdene omrøringen af vandmasserne og dermed iltforholdene. De aktuelle vejrmæssige forhold bidrager til at fastholde, fremme eller mindske iltsvind. Ilttilførslen til bundvandet er først og fremmest styret af vind- og strømforholdene, som er afgørende for omrøringen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden. Dårlig omrøring og svag strøm kan føre til lagdeling af vandsøjlen og utilstrækkelig ilttilførsel til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med stille, varme perioder med temperaturlagdeling af vandsøjlen, og/eller ved saltlagdeling som følge af indtrængende saltere og dermed tungere bundvand eller ferskere og lettere overfladevand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind. Iltsvind kan også forekomme naturligt, dvs. uden eutrofiering eller klimabetinget temperaturstigning, men kun i meget begrænset omfang og typisk i dybere sedimentationshuller. Overordnet betragtet er det således eutrofieringen, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud over det naturlige, mens det er de klimatiske forhold, som udløser det og er afgørende for år til år variationen i iltsvindets geografiske fordeling.

I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er 4 mg l^{-1} eller lavere og som *kraftigt iltsvind*, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1} . Niveauet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind forekommer hovedsageligt fra juli til november. Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Iltsvind påvirker desuden stofomsætningen og biogeokemien i havbunden og dermed den interne tilførsel af næringsstoffer, dvs. frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden til vandfasen. Ved moderat iltsvind søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan også opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved bunddyr og fisk kan blive fanget i det iltfattige vand. Hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen – viser, at

havbunden er helt uden ilt. I den forbindelse kan der sammen med metanbobler (bundvending) frigives svovlbrinte, som er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder fiskenes fødegrundlag og bunddyrenes fysiske aktivitet i havbunden (bioturbation). Bunddyrenes bioturbation er vigtig for at holde havbunden veliltet og dermed reducere den interne tilførsel af næringsstoffer. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

Metoder og datagrundlag

Iltindholdet måles med iltsensor og ved Winkler-analyse af vandprøve efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger til det nationale overvågningsprogram (Vang & Hansen 2015). Hvis forskellen mellem de to målemetoder er stor, korrigeres sensormålingerne i forhold til Winkler-målingerne. Gennemsnitlige iltkoncentrationer i bundvandet (nederste 2,5 m på stationer med vanddybde på min. 5 m) for iltsvindsperioden (juli-november) er beregnet på baggrund af målinger på NOVA/NOVANA-stationer med et veldefineret springlag (densitetsforskel mellem overflade- og bundvand ($\Delta \sigma_T$) > 0,5 for fjord- og kyststationer, og $\Delta \sigma_T > 1$ for stationer i åbne indre farvande). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved statistisk modellering. Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande og i de åbne farvande.

Iltsvindets arealudbredelse er beregnet med en model, som angiver iltsvindets udstrækning baseret på iltprofiler målt på en lang række stationer og dybdeforholdene i farvandene.

Året 2016

Sommeren 2016 var vejrsmæssigt forholdsvis gennemsnitlig set i forhold til de seneste ca. 10 år (kapitel 2). Sommeren var således mindre varm og med mere vind end den rekordvarme sommer i 2014, men varmere og med mindre vind end den relativt kølige og blæsende sommer i 2015. I 2014 bevirkede kombinationen af eutrofiering og en varm og vindstille sommer ikke overraskende udbredt iltsvind. Til gengæld var det mere overraskende, at der også var udbredt iltsvind i 2015 trods lavere temperaturer og mere vind. Det indikerer, at iltsvindsforholdene i en vis udstrækning kan påvirke fra det ene år ind i det næste, dvs. at der er en form for hukommelse i systemet. I 2016 startede iltsvindet generelt tidligt og i nogle områder usædvanlig tidligt, hvilket skyldes en række faktorer herunder de intensive, udbredte og langstrakte iltsvind i 2014 og 2015. Denne hukommelseffekt har gjort farvandene mere sårbare, idet havbunden ikke er blevet geniltet tilstrækkelig uden for iltsvindsperioderne til at modstå en tidlig udvikling af iltsvind. Iltsvindet i 2016 var også kendetegnet ved at være forholdsvis udbredt, og i perioder meget intensivt samt usædvanlig langstrakt i de hårdest ramte områder. Iltsvindets udvikling i 2016 skyldes således en kombination af hukommelseffekten, eutrofiering, perioder med svag vind og relativt høje temperaturer.

Eutrofieringen skyldes for en væsentlig dels vedkommende den store ferskvandsafstrømning fra land i slutningen af 2015 og starten af 2016. Men det er sandsynligt, at det store tab af kvælstof i forbindelse med ulykken i Fredericia i starten af februar også har spillet en rolle. Det sidste underbygges af, at iltsvindet i 2016 var endnu mere markant end de foregående år i de sædvanligvis sårbare områder i det nordlige Bælthav og især i det sydlige Lillebælt, dvs. i de områder som må formodes at have været mest påvirket af ulykken i Fredericia. Desuden gav sæsonvariationen i næringsstofkoncentrationerne og

saltholdighed kombineret med vindretningerne en indikation på, at de åbne indre farvande i februar blev tilført en vandmasse fra den centrale del af Nordsøen evt. opblandet med vand fra Den Jyske Kyststrøm (*kapitel 2 og 3*). Denne vandmasse var beriget med især kvælstof, som kan have stimuleret forårsopblomstringen af planteplankton og efterfølgende bevirkede et øget iltforbrug ved bunden i forbindelse med omsætningen af det sedimenterede planteplankton. Desuden viste profiler af temperatur og saltholdighed, at vandsøjlen i de åbne indre farvande var stabil og lagdelt i det sene efterår (data ikke vist). Det gav grundlag for en sen efterårsopblomstring af planteplankton, som efter sedimentation til bunden blev omsat under forbrug af ilt og dermed medvirkede til at forlænge iltsvindet i en del områder (*kapitel 3 og 4*).

Bundvandstemperaturen var fra forårets start over normalen, hvilket var medvirkende til, at iltsvindet i 2016 startede meget tidligt i en del områder (*kapitel 2*). De sommeragtige forhold med relativt høj temperatur og svag vind fra starten af maj til sidst i juni stimulerede en tidlig udvikling af iltsvind. Det køligere og mere blæsende vejr i første halvdel af juli og første halvdel af august reducerede dog iltsvindets udbredelse og styrke en del især i de mere lavvandede områder. Fra slutningen af august til slutningen af september var der endnu en langstrakt periode med høj temperatur og svag vind, som intensiverede iltsvindet i de allerede ramte områder. Gennem sommeren og efteråret lå middelvinden i 2016 noget under niveauet for normalen (1994-2014) og lidt under niveauet for seneste referenceperiode (2006-2015). Kraftig blæst i starten af juli og august samt sidst i september skabte omrøring af vandsøjlen, som forbedrede iltforholdene i en periode i de fleste områder. Men først i forbindelse med stormen 'Urd' sidst i december forsvandt de sidste rester af iltsvind i de danske farvande.

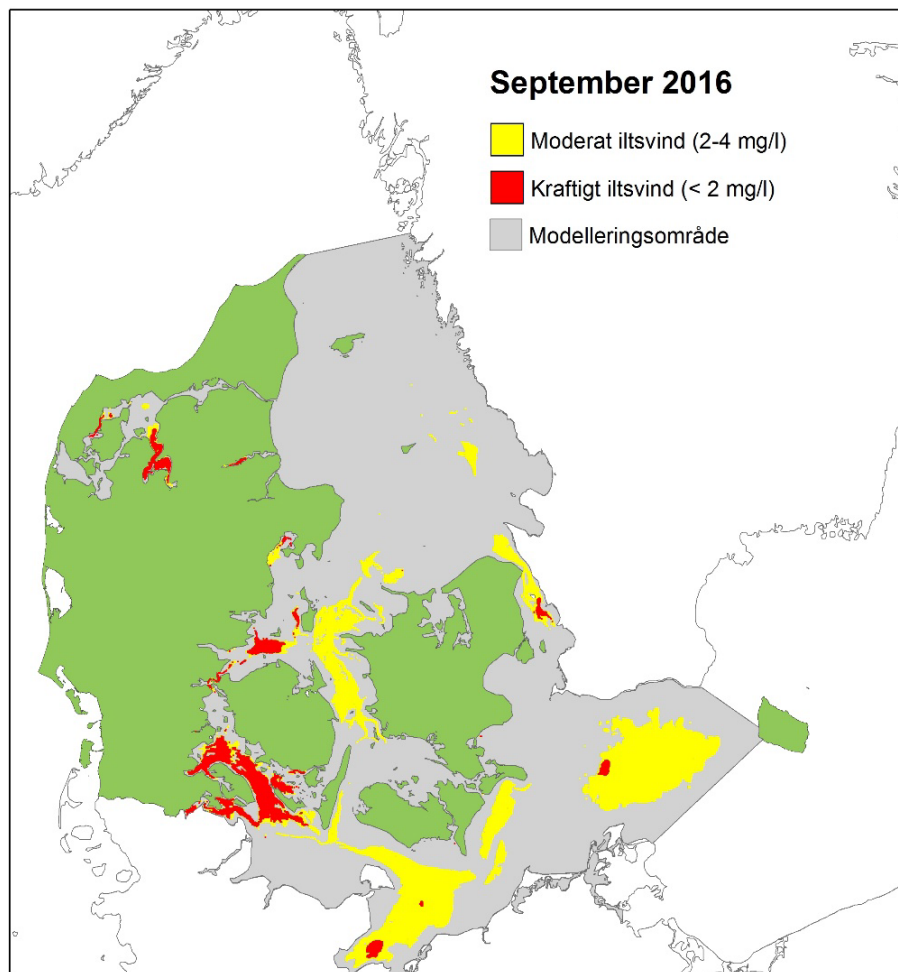
Iltsvindet i de danske farvande var i 2016 særlig slemt i de dybere områder i Lillebælt, Det Sydfynske Øhav, Øresund samt i de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt (*figur 5.1*). De periodisk mere blæsende forhold hen over sommeren betød, at iltsvindet ikke udviklede sig tilsvarende markant i de mere lavvandede områder. Dog var iltsvindet intenst i Limfjorden i midten af september, dvs. midt i den anden længerevarende periode med relativt høj temperatur og svag vind, ligesom Haderslev Fjord blev hårdt ramt af iltsvind sidst i september. I september og oktober var der i en del områder iltfrit i bundvandet og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, hvilket også var tilfældet i enkelte områder helt ind i november.

Iltsvindet var relativt udbredt i de indre danske farvande i 2016, men der blev der ikke registreret iltsvind i Vadehavet eller på de kystnære målestationer i Nordsøen/Vesterhavet og Nordsøen/Skagerrak ud for henholdsvis Ringkøbing/Esbjerg og Hirtshals. Der blev heller ikke registreret iltsvind i en række områder i de indre danske farvande, herunder fjordene Randers, Kolding, Roskilde og Isefjord.

I Limfjorden blev der i 2016 første gang registreret iltsvind i starten af juni initieret af en forudgående længere periode med relativ høj temperatur og svag vind. Køligere og mere blæsende vejr betød, at iltforholdene forbedredes indtil midt i juli, hvor vejrforholdene igen blev sommeragtige. I første halvdel af august blæste det meget, og iltsvindet forsvandt. En ny og længerevarende periode med høje temperaturer og svag vind fra midt i august betød, at årets mest udbredte og kraftige iltsvind i Limfjorden opstod i slutningen af august,

hvor der blev registreret frigivelse af svovlbrinte fra bunden i enkelte områder. Blæst først i oktober forbedrede atter iltforholdene, og fra midt i oktober blev der ikke længere registreret iltsvind i Limfjorden.

Figur 5.1. Kortet viser den modellerede udbredelse af iltsvind medio september.



I det nordlige Kattegat blev der ikke målt iltsvind i 2016, mens der i det centrale Kattegat blev registreret moderat iltsvind i et område øst for Anholt midt i september og et område nordøst for Anholt midt i oktober. I Mariager Fjord blev der som normalt registreret iltfrie forhold i den dybe centrale del af fjorden til og med iltsvindsrapporteringens afslutning i november. I den inderste del af fjorden blev der målt iltsvind fra slutningen af juni til midt i august og igen midt i september. Der blev ikke registreret iltsvind i Randers Fjord i 2016, mens der i Hvirring Bugt blev målt moderat iltsvind i slutningen af september.

Der blev ikke registreret iltsvind i Aarhus Bugt i juli og august, mens der i Knebel Vig blev registreret moderat iltsvind allerede først i maj og kraftigt iltsvind i slutningen af maj. I Aarhus Bugt faldt iltkoncentrationen markant i september, og der blev konstateret moderat iltsvind i nogle områder og kraftigt iltsvind i andre områder. I de dybeste områder af Aarhus Bugt forsvandt iltsvindet først omkring midten af november. I Knebel Vig forværredes iltforholdene til kraftigt iltsvind i løbet af august, der var iltfrie forhold og frigivelse af svovlbrinte fra bunden fra starten af september til midt i november, og iltsvindet ophørte først i slutningen af december.

I Ebeltoft Vig og Hjelm Dyb blev der målt moderat iltsvind i slutningen af september, som forsvandt igen i løbet af oktober. I Horsens Fjord og i As Vig

lige uden for fjorden blev der registreret et kortvarigt iltsvind i starten af september. I Vejle Fjord var der et kortvarigt iltsvind i slutningen af september, mens der ikke blev registreret iltsvind i Kolding Fjord i 2016.

I det nordlige Bælthav blev der i 2016 registreret iltsvind allerede midt i maj, hvilket er endnu tidligere end i 2015 og 2014, hvor iltsvindet etableredes i juni, hvilket i sig selv var usædvanlig tidligt for området. Iltsvindet ophørte i forbindelse med det køligere og mere blæsende vejr i juli, og der blev først målt iltsvind igen i starten af september og i løbet af måneden udvikledes iltfrie forhold i de dybeste dele af området. Iltsvindet forsvandt i oktober, men etableredes igen i løbet af første halvdel af november.

I Haderslev Fjord var iltforholdene rimelig gode i juli og august, dog var iltindholdet kortvarigt tæt på grænsen til iltsvind i starten af august. Men i forbindelse med den lange periode med høj temperatur og svag vind fra slutningen af august forværredes forholdene, som kulminerede med, at der i slutningen af september døde fisk og bunddyr grundet iltfrie forhold og frigivelse af svovlbrinte som følge af bundvending i fjorden.

Det sydlige Lillebælt var meget hårdt ramt af iltsvind i 2016. Det første iltsvind blev allerede registreret i starten af april, hvilket er usædvanligt tidligt for området. Iltsvindet forsvandt i løbet af april, men etableredes igen i starten af maj, og intensiveredes i løbet af juni, juli, august og september. I løbet af september blev der iltfrit ved bunden i de dybeste områder, og sidst i september og i oktober blev der frigivet svovlbrinte fra disse lokaliteter. I det værst ramte område ophørte iltsvindet først i slutningen af december.

I Aabenraa Fjord blev der i 2016, ligesom i 2014, allerede registreret iltsvind i slutningen af maj, hvilket er meget tidligt for området. Iltsvindet ophørte i forbindelse med det køligere og mere blæsende vejr i juli. I august faldt iltindholdet igen, og i slutningen af måneden var der iltfrit i den dybeste del af fjorden. Det intense iltsvind blev fastholdt i september og oktober, og begge måneder blev der frigivet svovlbrinte fra bunden.

Flensborg Fjord og Sønderborg Bugt (ydre del af Flensborg Fjord) blev også hårdt ramt af iltsvind i 2016. Der blev således allerede registreret iltsvind i Flensborg Fjord i slutningen af april. Iltsvindet forværredes efterfølgende og bredte sig til Sønderborg Bugt. I midten af september var der iltfrit ved bunden i den dybeste del af Flensborg Fjord og tæt på iltfrit i den dybeste del af Sønderborg Bugt. Midt i november var der fortsat iltfrit ved bunden i Flensborg Fjord og nu også i Sønderborg Bugt.

I Det Sydfynske Øhav opstod der også iltsvind usædvanligt tidligt i 2016, idet der blev registreret iltsvind allerede midt i april. Udviklingen i Det Sydfynske Øhav mindede om det, som blev observeret i de andre hårdt ramte områder. Der var således varierende iltforhold indtil slutningen af august, hvor der etableredes et mere stabilt kraftigt iltsvind og iltfrie forhold ved bunden i de dybeste områder af Ærøbassinet. Fra slutningen af august og indtil slutningen af september blev der også målt kraftigt iltsvind i de kystnære områder af Sydfyn og konstateret frigivelse af svovlbrinte fra bunden. I Ærøbassinet fortsatte det markante iltsvind i oktober og november, hvor der var iltfrit ved bunden i de dybeste områder og frigivelse af svovlbrinte.

Omkring Langeland blev der målt moderat iltsvind i Langelandsbælt i september og oktober, mens der ikke blev registreret iltsvind i Langelandssund.

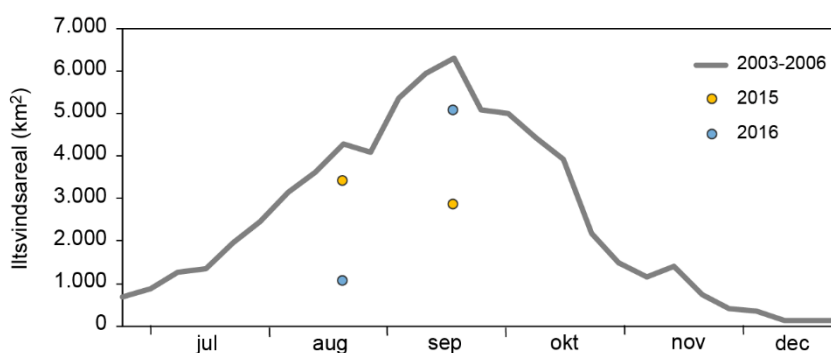
I den sydlige del af Kattegat nord for Sjælland og i Øresund opstod der iltsvind i slutningen af august, som efterfølgende forstærkedes i september og var mest udbredt i midten af oktober. I midten af november var der fortsat iltsvind i Øresund om end mindre udbredt, mens iltsvindet i det sydlige Kattegat var ophørt. I september blev der også registreret iltsvind i Sejerø Bugt og Jammerland Bugt, og der var kortvarigt iltsvind i Faxe Bugt i starten af august og igen i september. I Smålandsfarvandet blev der kun registreret et kortvarigt moderat iltsvind i starten af oktober. I Storebælt blev der konstateret udbredt moderat iltsvind i september og spredt moderat iltsvind i oktober og november. I Roskilde Fjord og Isefjord blev der ikke registreret iltsvind i 2016.

Syd for Møn og øst for Falster samt i Femern Bælt og Lübeck/Mecklenburg Bugt var der udbredt iltsvind midt i september. Syd for Lolland i Rødsand blev der ligeledes målt iltsvind i september, hvilket er usædvanligt for området.

Der blev registreret iltsvind både vest og øst for Bornholm i 2016. Bornholmerdybet øst for Bornholm er kendetegnet ved næsten permanent iltsvind, som kun forsvinder for en kortere periode i forbindelse med kraftige indstrømninger af tungere iltholdigt vand fra Kattegat. Iltsvindet vest for Bornholm opstår typisk, når vand tilføres fra Kattegat og danner et tyndt og forholdsvis stillestående lag af mere salt og dermed tungere bundvand. Iltsvindet vest for Bornholm var udbredt fra august til og med september og forsvandt i oktober.

Iltsvind forekommer hovedsageligt fra juli til og med november og toppe inden for denne periode typisk i september. Den modellerede arealudbredelse af iltsvind medio august i de indre farvande i 2016 var markant mindre end middelværdien for 2003-2006 og udbredelsen i 2015 (figur 5.2). Mens udbredelsen medio september 2016 var markant højere end medio august 2016 og medio september 2015 og kun lidt mindre end middelværdien for 2003-2006 i samme periode. Denne markante forøgelse i udbredelsen af iltsvindet fra medio august til medio september skyldes, at der i første halvdel af august var køligere og mere blæsende vejr, mens første halvdel af september var karakteriseret ved høj temperatur og svag vind, hvilket stimulerer udviklingen af iltsvind.

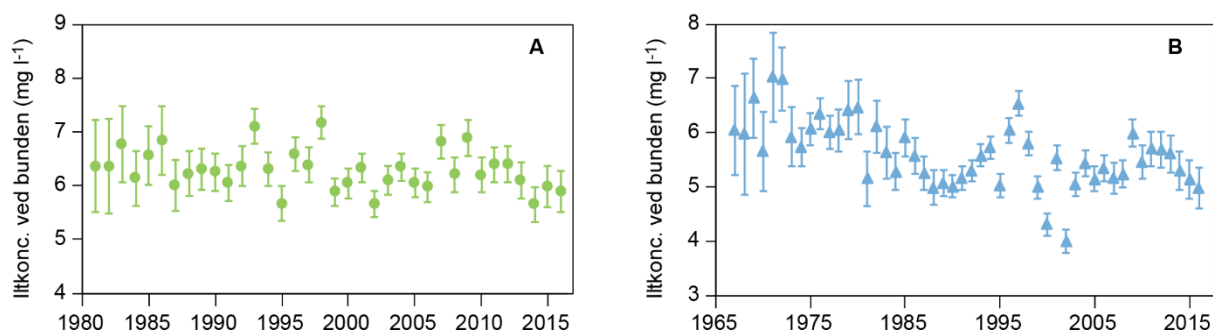
Figur 5.2. Årstidsvariationen af areal ramt af iltsvind ($< 4 \text{ mg l}^{-1}$) som middel for 2003-2006 (uge for uge i sidste halvdel af året) samt for 2015 og 2016 (medio august og medio september).



Langtidsudviklingen i iltforhold

I perioderne med lagdeling af vandsøjlen (springlag) var den gennemsnitlige iltkoncentration ved bunden i iltsvindssæsonen i 2016 i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande lave i forhold til niveauet i de fleste af de senere år (figur 5.3). De lave koncentrationer de senere år skyldes formodentlig en kombination af eutrofiering, øget lagdeling, høje temperaturer og en reduceret genopbygning af sedimentets bufferkapacitet mod iltsvind, dvs. iltning af

havbunden (*Riemann m.fl. 2016*). Dette har medført en reduceret ilttilførsel og et øget iltforbrug og dermed en lavere iltkoncentration i bundvandet. Iltkoncentrationen i fjorde og kystvande har sammenlignet med de åbne indre farvande varieret inden for et forholdsvis snævert interval, men den gennemsnitlige koncentration i 2016 er blandt de laveste ($< 6 \text{ mg l}^{-1}$) siden starten af 1980'erne. I de åbne indre farvande har iltkoncentrationen været relativt stabil i perioden 2003-2013 med en svag tendens til en stigning. I den forudgående årrække har der både været perioder med fald (1980-1988 og 1998-2002) og stigning (1990-1997, 2002-2009), uden at der er nogen entydig forklaring på disse svingninger. Iltkoncentrationen i bundvandet er faldet hvert år efter 2012, og iltkoncentrationen i 2016 var den tredje laveste siden 1960'erne.



Figur 5.3. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande for juli-november i perioder med lagdeling (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Bemærk at tidsperioden ikke er den samme på begge figurer.

Der er store regionale forskelle i udviklingen i iltkoncentrationen. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i den typiske iltvindperiode fra juli til og med november viste generelt en faldende tendens i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (*tabel 5.1*). I 70 % af områderne var ændringen statistisk signifikant, og i disse områder var iltforholdene forringet med $0,017\text{-}0,054 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ undtagen i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet, hvor iltforholdene var forbedret med $0,048 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationerne er hovedsageligt resultatet af forøget tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret tilførsel af næringsstoffer (oligotrofiering). Desuden er havtemperaturen steget ca. $1\text{-}1,5 \text{ °C}$ de sidste 30-40 år (*kapitel 2*), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og øger risikoen for iltvind. I samme periode er hyppigheden af lagdeling af vandsøjlen desuden taget til, hvilket har mindsket tilførslen af ilt fra overfladevandet til bundvandet (*Riemann m.fl. 2016*).

Tabel 5.1. Lineære trendanalyser af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Områder med statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lys = stigning, mørk = fald).

| Område | Antal år | Antal stationer | Periode | P-værdi | Udvikling ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) |
|---|----------|-----------------|-----------|---------|---|
| Vestjyske fjord- og kyststationer | 25 | 4 | 1989-2016 | 0,4167 | 0,011 |
| Limfjorden | 37 | 9 | 1980-2016 | 0,0447 | -0,026 |
| Østjyske fjorde | 44 | 11 | 1972-2016 | 0,5363 | -0,004 |
| Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav | 39 | 3 | 1977-2016 | 0,0174 | -0,024 |
| Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet | 31 | 12 | 1985-2016 | 0,0030 | 0,048 |
| Kattegat | 51 | 18 | 1966-2016 | 0,0832 | -0,009 |
| Nordlige Bælthav og Storebælt | 45 | 9 | 1970-2016 | 0,0226 | -0,023 |
| Lillebælt og Femern Bælt | 51 | 6 | 1965-2016 | 0,0023 | -0,030 |
| Øresund | 50 | 4 | 1967-2016 | 0,0203 | -0,017 |
| Østersøen | 49 | 9 | 1966-2016 | <0,0001 | -0,054 |

Med henblik på at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne, er det bedre at fokusere på udviklingen de senere år end hele overvågningsperioden. I perioden 2007-2016 er der trods de dårlige iltforhold i 2014, 2015 og 2016 sket en positiv udvikling af iltforholdene i bundvandet i knap halvdelen af farvandsområderne, om end udviklingen ikke er statistisk signifikant (tabel 5.2). De områder, som har haft en negativ udvikling de seneste 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystvande herunder bælteerne, mens fremgangen hovedsageligt er sket i de mere åbne farvande. Der er således en klar tendens til, at den positive udvikling for iltforholdene i bundvandet som følge af den reducerede eutrofiering er mest markant i de mere åbne vandområder, hvor den potentielle næringsstofbegrænsning er størst (kapitel 3).

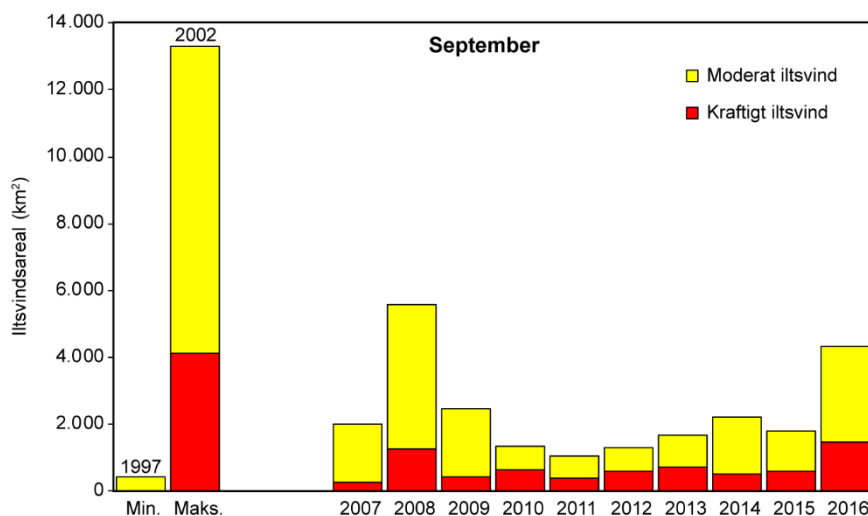
Tabel 5.2. Lineære 10-års trendanalyser (2007-2016) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Områder med statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lys = stigning, mørkere = fald). Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 5.1) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓ (forringet).

| Område | Antal stationer | P-værdi | Udvikling ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) | Ændring ift. langtidstrend |
|---|-----------------|---------|---|----------------------------|
| Vestjyske fjord- og kyststationer | 4 | 0,3497 | -0,020 | ↓ |
| Limfjorden | 8 | 0,3623 | -0,166 | ↓ |
| Østjyske fjorde | 9 | 0,0078 | -0,101 | ↓ |
| Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav | 3 | 0,0687 | -0,132 | ↓ |
| Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet | 11 | 0,1391 | 0,174 | ↑ |
| Kattegat | 18 | 0,3623 | 0,023 | ↑ |
| Nordlige Bælthav og Storebælt | 7 | 0,5087 | -0,054 | ↓ |
| Lillebælt og Femern Bælt | 6 | 0,0060 | -0,277 | ↓ |
| Øresund | 4 | 0,9092 | 0,007 | ↑ |
| Østersøen | 8 | 0,7118 | -0,015 | ↑ |

Iltsvind har en række uheldige konsekvenser for økosystemet, og det er derfor vigtigt at følge udviklingen af iltsvind. Der har været meget store udsving mellem årene i det areal af havbunden, som er blevet berørt af iltsvind (figur 5.4). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002 og opstod som følge af en uheldig kombination af en stor tilførsel af næringsstoffer, forholdsvis lidt vind og relativ høj bundvandstemperatur. Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer. I 2016 var iltsvindudbredelsen mar-

kant forøget i forhold til det relativt lave niveau i 2010-2012, noget forøget i forhold til 2013-2015 og det største siden 2008. En tredjedel af iltsvindets areal var påvirket af kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$), hvilket svarer til niveauet de forudgående år undtagen 2014, hvor andelen kun var en fjerdedel.

Figur 5.4. Udviklingen i arealet af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) i september i de indre danske farvande for perioden 2007-2016 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2016. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



Iltsvindets udbredelse var meget begrænset i 2010-2012, og havbunden havde derfor mulighed for at opbygge en robusthed til at modstå udvikling af iltsvind. Denne kapacitet opbygges i perioder med mindre iltsvind ved, at de kemiske og biologiske forhold, som modvirker iltsvind, styrkes. Men 2010-2012 var også kendetegnet ved periodisk relativt meget vind i den typiske iltsvindsperiode, hvilket øger ilttilførslen til bundvandet. Desuden var der alle tre år forholdsvis lave temperaturer, som betød et større iltindhold i vandet at forbruges af. Endelig var i flere af årene i 2010-2012 en relativ lav produktion og forekomst af plantoplankton (*kapitel 4*) og dermed et mindre iltforbrug ved bunden til omsætning af sedimenteret organisk materiale. Men den markant større udbredelse af iltsvind i perioden 2013-2016 har vist, at havbunden endnu ikke er mere robust, end at iltsvind kan brede sig over større områder, hvis de eutrofieringsmæssige og vejrsmæssige forhold stimulerer udvikling af iltsvind. Vejret (vind, indstråling, afstrømning og temperatur) i 2016 mindede en del om forholdene i 2014 og 2008 (*kapitel 2*), hvor udbredelse af iltsvind var henholdsvis markant mindre og markant større end i 2016. Dette kan med forsigtighed tolkes i retning af, at havbundens bufferkapacitet mod iltsvind var større i 2016 end i 2008, men mindre end i 2014, hvilket er i overensstemmelse med, at perioden op til 2008 var væsentlig mere iltsvindsbelastet end perioden op til 2014. Det langstrakte og intensive iltsvind i 2016 har givet havbunden dårligere mulighed for at reetablere bufferkapaciteten, hvorfor robustheden mod udvikling af iltsvind må forventes at være mindre i 2017 end i 2016.

Sammenfatning

- Iltsvindet udviklede sig markant i 2016 i en række områder, lige som det var tilfældet i 2014 og 2015. Iltsvindet var desuden kendetegnet ved at starte usædvanlig tidligt og slutte usædvanlig sent i de hårdest ramte områder.
- Det udbredte iltsvind i 2016, trods de relativt gennemsnitlige klimatiske forhold (referenceperiode 2006-2015), skyldes formodentlig delvist de foregående års (2013-2015) forøgede iltsvind, som har gjort farvandene mere sårbare for udvikling af iltsvind. Desuden har eutrofiering fra den store afstrømning fra land i slutningen af 2015 og starten af 2016 sammen med et formodet bidrag fra Nordsøen og næringsstofftilførslen i forbindelse med ulykken ved Fredericia bidraget til at forstærke iltsvindet især i Lillebælt-

området og de tilstødende farvande (Nordlige Bælthav og Det Sydfynske Øhav).

- Det totale iltsvindsareal i september 2016 var det største siden 2008. En femtedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt.
- De tidligste iltsvind uden for de permanente iltsvindsområder blev allerede registreret i april (sydlige Lillebælt og Flensborg Fjord) og maj (mange områder). I enkelte områder blev der først registreret iltsvind i juni (Limfjorden og Horsens Fjord). Der var fortsat iltsvind enkelte steder ved iltsvindsrapporteringens afslutning midt i november.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var de dybere områder af Lillebælt, Det Sydfynske Øhav, Øresund og de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord (Sønderborg Bugt). Desuden var iltsvindet særlig intenst i Limfjorden og Haderslev Fjord i september. I september og oktober var der iltfrit i bundvandet i en del områder og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, hvilket også var tilfældet i enkelte områder helt ind i november.
- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har varieret inden for et forholdsvis snævert interval og var i 2016 blandt de lavest registrerede siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har varieret, men overordnet været faldende siden midten af 1960'erne, og iltkoncentrationen i 2016 var den tredje laveste registreret i perioden.
- I flere regionale farvandsområder har der i perioden 2007-2016 været en tendens til en forbedring af iltforholdene i bundvandet, dog hovedsageligt i de mere åbne vandområder.

6 Bundplanter - ålegræs og makroalger

Annette Bruhn, Karsten Dahl, Dorte Krause-Jensen, Steffen Lundsteen & Jacob Carstensen

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter samt skove af tang (makroalger) vokser langs vores kyster. Disse plantesamfund er meget produktive og fungerer som levested og opvækstområde for en lang række organismer. Planterne fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi bladene dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder i sedimentet stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart samtidig med, at de lagrer kulstof og tilbageholder næringsstoffer. Disse mange nyttige funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer (*Costanza m.fl. 1997; Barbier m.fl. 2011*). Men ålegræs og verdens øvrige havgræsser er stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove (*Waycott m.fl. 2009*). Skove af flerårige tangplanter viser ikke en generel global udviklingstendens, selvom der er eksempler på tilbagetog flere steder (*Araújo m.fl. 2016; Krumhansl m.fl. 2016*).



Enge af ålegræs (*Zostera marina*) langs vores kyster skaber levesteder for talrige marine organismer. Ålegræs er samtidig en vigtig indikator for havmiljøets tilstand.

Foto: Peter Bondo Christensen.

Både makroalger og ålegræs er væsentlige indikatorer for det kystnære havmiljøes økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv. Makroalger og i nogle tilfælde ålegræs benyttes også i vurderingen af tilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper, såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanker' og 'lavvandede bugter og vige', samt som indikatorer under havstrategidirektivet. Bundplanterne anvendes som indikator, da de afspejler kvaliteten af en række naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum (*Krause-Jensen m.fl. 2005; Dahl & Carstensen 2008; Carstensen m.fl. 2014b; Queirós m.fl. 2016*).

Et fald i tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet forventes at føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og dermed mere lys ved bunden. Herved vil ålegræs og makroalger få bedre vækstforhold og bedre mulighed for at brede sig ud på dybere vand. Et større plantedække nedsætter risikoen for, at havbunden hvirvles op og har dermed en selvforstærkende positiv effekt på lysforholdene (*Carr m.fl. 2010*). En reduceret tilførsel af næringsstoffer resulterer derudover oftest i færre opportunistiske énråge makroalger, især i mere påvirkede kystområder og dermed igen i bedre lysforhold for de flerårige bundplanter (*Sand-Jensen & Borum 1991*). Endelig fører en reduktion i næringsstoffer til færre og mindre alvorlige iltsvind og dermed bedre vækstforhold for bundplanterne.

Fysiske forstyrrelser af havbunden og biologiske interaktioner, som fx søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundplanternes udbredelse

lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og nedgræsning af bundplanter er observeret andre steder i verdenen i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere og hummere samt fisk (Little & Kitching 1996; Tegner & Dayton 2000). Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed større end 22-24. Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri og hyppige skibspassager – er også sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af makroalger på visse lokaliteter (Dahl 2005; Dahl m.fl. 2011). Tilsvarende kan skrabeaktiviteter på lavt vand skade ålegræsenge (Erftemeijer & Lewis 2006).

I dette kapitel analyseres først udviklingen i ålegræssets forekomst i kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden gennem perioden 1989-2016. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Blandt de marine blomsterplanter omfatter analyserne kun ålegræs, fordi ålegræs er langt den mest udbredte blomsterplante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer dog også andre rodfæstede blomsterplanter såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*).

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgers dækning i fjorde og kystvande samt på stenrev i åbne farvande for perioden 1990-2016. I denne del beskrives den tidsmæssige udvikling i forskellige områder i de indre danske farvande. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af løstdrivende makroalger. Kapitlet afsluttes med en gennemgang af udviklingen samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat.

Metoder og datagrundlag

Vækstvilkårene for ålegræs og makroalger i form af lysnedtrængning og fysisk eksponering er meget forskellige fra lukkede fjorde til åbne farvande. Derfor er data grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'stenrev', så udviklingen inden for de forskellige farvandstyper kan vurderes.

De senere års udtræk til rapportering er sket ud fra én database (MADS) efter overførsel fra en anden database (AQUABASE). Forud for dette års rapportering er samtlige eksisterende data for både ålegræs og makroalgeundersøgelser blevet samlet i en ny database (ODA). Der har ikke overraskende vist sig nogle forskelle afhængig af, om data udtrækkes fra den ene eller anden database. Noget af denne forskel skyldes, at der efter samling af data i ODA databasen er kommet flere data med i udtrækket. Desuden har en indgående kvalitetssikring ført til udbedring af datagrundlaget i databasen. På baggrund af kvalitetssikringen er det derfor vurderingen, at dataudtræk fra ODA giver det mest retvisende datagrundlag for rapporteringen. Dette års rapportering sker derfor med baggrund i dataudtræk fra ODA og med forbehold for enkelte uafklarede forskelle i forhold til tidligere udtræk.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2016. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NO-

VANA for det marine miljø (*Bruhn m.fl. 2017*). De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved metodeskiftet i 2001 overgik man fra at opgøre en samlet dækningsgrad (skala fra 1-5) pr. dybdeinterval til at opgøre dækningsgraden (i procent) i punkter langs dybdegradienten. Desuden blev det præciseret, at dybden for hovedudbredelsen er den største dybde med mindst 10 % dækning. Dette betød, at det blev muligt at fastlægge både dybden for ålegræssets hovedudbredelse og ålegræssets dækningsgrader i dybdeintervaller med større nøjagtighed. For de transekter, hvor hovedudbredelsen ikke var angivet i databasen, blev ålegræssets hovedudbredelse tidligere beregnet ud fra dækningsgrader, hvilket var behæftet med usikkerhed, specielt for data før 2001. I denne rapport indgår udelukkende observerede hovedudbredelser i beskrivelsen af udviklingen af hovedudbredelsen.

Modellering af ålegræsindikatorer

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et delområde indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Data er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 2*. De efterfølgende analyser inkluderer samtlige data om ålegræssets dybdegrænse og dækning fra ODA-databasen, eksklusiv dybdegrænser, der falder sammen med transektets maksimale dybde, samt dybdegrænser lavere end 1,5 m, da det antages, at disse er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også delområder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi der benyttes en generaliseret lineær model.

Modellen antager, at variationer i dybdegrænsen (X) afhænger af fjordområde og undersøgelsesår, som begge er deterministiske effekter: $X_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + e_{ijk}$, hvor e_{ijk} er residualvariationen. Dækningsgraden (Y) modelleres separat for hvert af intervallerne 1-2, 2-4, 4-6 og 6-8 m, og inden for intervallerne antages en lineær dybdeafhængighed for punktmålingerne, dvs. $Y_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + \text{dybde}_{ijk} + e_{ijk}$. Modellen vægter de enkelte observationer i forhold til år, område og dybde og udregner samlede årsmidler for alle områder for hvert år som marginale middelværdier i modellen. Disse marginale middelværdier er ikke påvirket af, at der ikke er fuldstændigt sammenfald mellem prøvetagningsstationer gennem hele overvågningsperioden.

Den tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænser og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2016) og for de seneste ti år (2007-2016) (JMP 10.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

Makroalger

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2016. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (*Høgslund m.fl. 2014; Lundsteen & Dahl 2016*). I analyser af udviklingstendensen er udeladt data fra programmets første år (1989), hvor dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde på, at undersøgelserne på daværende tidspunkt ikke helt var indarbejdet. Der er desuden sket metodeændringer undervejs, bl.a. i form af at den artsspecifikke dækningsgrad tidligere blev angivet i en grovere skala inddelt i fem niveauer

og ikke direkte i procent. For stenrev i åbne farvande skete dette metodeskift i 1993, og da den nye skala giver højere kumulerede dækninger end den direkte procentopgørelse, er data til og med 1993 udeladt af trendanalyserne for stenrev.

For hver farvandstype er udviklingen analyseret ved hjælp af to indikatorer: 1) makroalgernes 'totale dækning' på den stabile hårde bund, som kan antage værdier i intervallet 0-100 % og 2) makroalgernes 'kumulerede dækning' - dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund, som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i etager oven på hinanden. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter vurderes af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle delområder inden for hver farvandstype.

Modellering af dækningsgrader

I trendanalyserne præsenteres data som årsmidler baseret på alle undersøgte rev og dybder. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hver farvandstype baseret på overvågningsdata langs den del af dybdegradienten, hvor algerne er lysbegrænsede (modelleringen er foretaget på samme måde som i *Carstensen m.fl. 2008*). Der er altså tale om et slags avanceret gennemsnit af de vurderede dækningsgrader, beregnet via en dybdemodel for en fast dybde, som varierer mellem farvandstyperne.

Den totale dækning er modelleret for dybder på 3 m i Limfjorden, 10 m i inderfjorde og 15 m i de øvrige områder, mens den kumulerede dækning er modelleret for dybder på 3 m i Limfjorden og 10 m i de øvrige områder. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, når blot der er tale om vanddybder, hvor vegetationen er lysbegrænset. Da den totale dækning reagerer mere trægt på ændringer i lysforhold end den kumulerede dækning, fremgår udviklingstendenserne i den totale dækning tydeligere, når de illustreres for lidt dybere vand, hvor effekten af en ændring i lysforholdene er større.

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for overvågningsperioden (1990-2016) samt for de seneste ti år (2007-2016) (JMP 10.0, SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

Ålegræs

Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

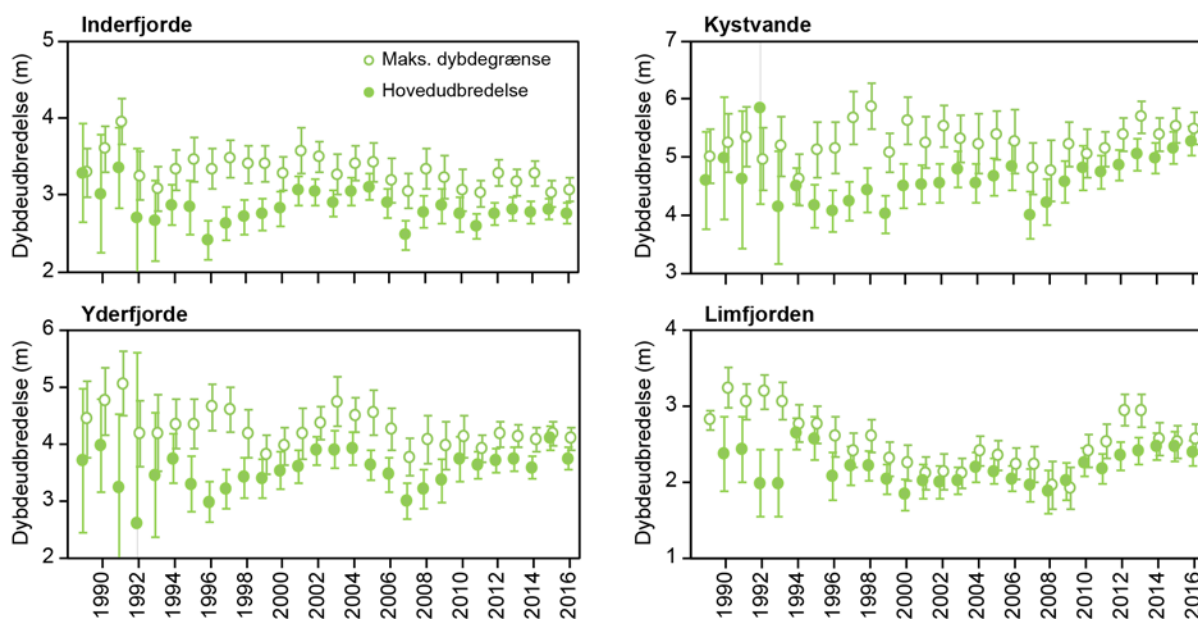
Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2016 var størst i kystvande (4,6-5,9 m), mindre i yderfjorde (3,8-5,0 m) og mindst i inderfjorde (3,0-4,0 m) og i Limfjorden (1,9-3,2 m) (*figur 6.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse. Hovedudbredelsen viste dermed også den dybeste udbredelse i kystvande (4,0-5,8 m), mindre dybdeudbredelse i yderfjorde (2,6-4,1 m) og mindste dybdeudbredelse i inderfjorde (2,4-3,3 m) og Limfjorden (1,8-2,6 m) (*figur 6.1*). Forskellen mellem den maksimale dybdeudbredelse og hovedudbredelsen var størst (0,7 m) i yderfjorde og mindst i Limfjorden (0,3 m).

For den samlede overvågningsperiode 1989-2016 ses en signifikant tilbagegang i den maksimale dybdegrænse for ålegræssets udbredelse i inderfjorde, yderfjorde og Limfjorden. Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande og

dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse i samtlige områder har ikke udviklet sig signifikant set over hele overvågningsperioden. Dette skyldes, at den reduktion i ålegræssets dybdeudbredelse, der forekom gennem den første del af overvågningsperioden (1989-2006), efterhånden er opvejet af den positive udvikling, der overordnet er observeret i de seneste år (2007-2016). Som det fremgår af figur 6.1 er usikkerheden på bestemmelsen af ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden hovedsageligt som følge af en præcision i definitionen af hovedudbredelsen samt brug af generelt mere præcise metoder.

Over de seneste 10 år er der, både i kystvande og i Limfjorden, observeret en signifikant forøgelse af hovedudbredelsen og den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs. I 2016 var hovedudbredelsen i kystvande den dybeste, der er observeret siden 1992. I Limfjorden er 10-års trenden for den maksimale udbredelse positiv på trods af, at dybdeudbredelsen er stagneret siden 2014 og er markant lavere i 2014-16 sammenlignet med 2012-13. Denne tilbagegang kan skyldes de høje vandtemperaturer og det særdeles kraftige iltsvind i Limfjorden i 2014 (Hansen 2015b). I yderfjorde er observeret en signifikant fremgang for hovedudbredelsen af ålegræs gennem de seneste 10 år. Derimod har der ikke været nogen signifikant udvikling for den maksimale dybdeudbredelse i yderfjorde de seneste 10 år, hvilket heller ikke er tilfældet for hverken hovedudbredelsen eller den maksimale dybdeudbredelse i inderfjorde.



Figur 6.1. Ålegræssets dybdegrænse for hovedudbredelsen (●) og den maksimale dybdeudbredelse (○) i perioden 1989-2016 for kystvande, yder- og inderfjorde, samt Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Bemærk forskellige y-akser. Det forekommer en gang imellem (i data fra Limfjorden), at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Det skyldes, at hovedudbredelsen og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samhørende. Bilag 2 viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og kystvande.

De positive udviklingstendenser i de seneste 10 år betyder, at den maksimale dybdeudbredelse siden 2007 er forøget med 32 % i Limfjorden og 16 % i kystvande, mens dybdeudbredelsen for hovedudbredelsen samtidig er øget med 31 % i Limfjorden, 27 % i kystvande og 24 % i yderfjorde.

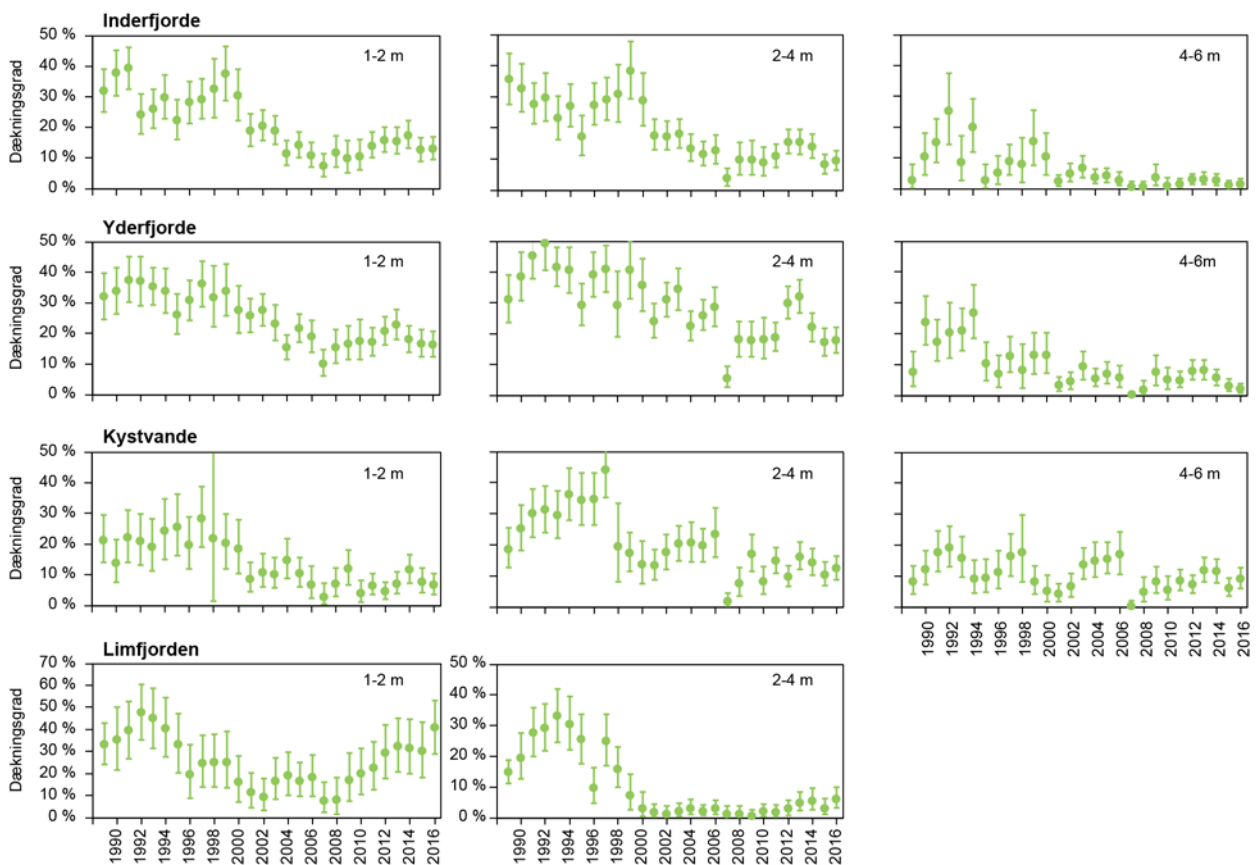
Den samlede udvikling i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (*Hansen 2012, kapitel 12*). Der er fortsat dybe, relativt stabile ålegræsbestande i bl.a. Øresund, Køge Bugt, Sejerø Bugt, og Isefjord. Men den positive udvikling i dybdeudbredelsen, der prægede en række fjorde og kystområder i perioden 2010-2014 er generelt stagneret og er bl.a. i det Sydfynske Øhav og Flensborg Fjord afløst af en mindre reduktion i dybdeudbredelsen i de seneste par år – i Als Sund siden 2001. Værst ser udviklingen ud i Aarhus Bugt, hvor ålegræsset har bevæget sig mod lavere vanddybder gennem en længere årrække. I Kalundborg Fjord har ålegræsset derimod bredt sig til markant større dybde i 2016.

Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde for kystvande, yder- og inderfjorde, samt for 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, hvor ålegræsset sjældent optræder dybere end 4 m (*figur 6.2*). Analyser for helt lavt vand (0-1 m) er udeladt, fordi dækningen her primært er reguleret af bølger og vind, samt evt. isskruning og derfor kun delvist afspejler ændringer i næringsstofforsyningen.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m og 2-4 m), hvor lysforholdene er gode og eksponeringen markant mindre end på helt lavt vand (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og mellem områdetyper. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 2-44 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 6-49 % i yderfjorde, 4-38 % i inderfjorde og 0-33 % i Limfjorden i perioden 1989-2016 (*figur 6.2*).

Der er generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter gennem perioden 1989-2016 (*figur 6.2*). Dækningsgraden er faldet signifikant på både 1-2, 2-4 og 4-6 m i samtlige områder, bortset fra på 1-2 m i Limfjorden, hvor tilbagegangen ikke er signifikant. Dog er data indsamlet før 2001 behæftet med en vis usikkerhed, som beskrevet i metodeafsnittet. Udelades data fra før 2001 af trendanalysen, er udviklingen i perioden 2001-2016 generelt neutral, bortset fra en signifikant fremgang i Limfjorden på 1-4 m. I de seneste 10 år har der været signifikant fremgang i dækningsgraden af ålegræs på 1-2 og 2-4 m i Limfjorden og på 1-2 m's dybde i inderfjorde. I kystvande på dybere vand (4-6 m) er der i samme periode ligeledes observeret en signifikant fremgang i dækningsgraden. Imidlertid ses i de seneste 2-3 år en tilbagegang i dækningsgraden af ålegræs på samtlige dybder i både yderfjorde, kystvande og inderfjorde.



Figur 6.2. Ålegræssets dækning i perioden 1989-2016 for kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybde (4-6 m). *Bilag 2* viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og kystvande.

Diskussion af ålegræssets udvikling

Med en vis forsigtighed kan man tolke den generelt positive udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad siden 2007 som en forsinket respons på, at kvælstofkoncentrationen er faldet siden starten af 90'erne (*Riemann m.fl. 2016*). Dette indikerer en ændring i retning af en forskydning i primærproduktion fra planteplankton i vandsøjlen til bundplanter, altså tegn på en tilbagevenden til et mindre næringsbelastet havmiljø (*Krause-Jensen m.fl. 2012*). Udviklingen i ålegræssets udbredelse og dækningsgrader udviser svingninger gennem hele overvågningsperioden (1989-2016). Derfor bør de overvejende positive tendenser i de seneste år (2007-2016) tolkes med varsomhed.

Det er ikke enestående, at udviklingen i ålegræssets udbredelse er træg og forskudt i tid i forhold til reduktionen i næringsstofftilførsel. Der er mange eksempler fra andre kystområder på, at strukturskift eller ændrede miljøforhold i øvrigt forsinkes eller forhindrer en tilbagevenden til situationen fra før, eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009; Carstensen m.fl. 2011; Nyström m.fl. 2012*). Selvom udledningen af næringsstoffer til havmiljøet reduceres, vil der være en pulje af ophobede næringsstoffer i havbunden bundet i sedimenteret organisk materiale, som har ophobet sig gennem årene med høj næringsstofftilførsel. Denne pulje kan frigives igen og udgøre en intern tilførsel, der forsinker effekten af den reducerede næringsstofftilførsel fra land. Desuden er rekolonisering af ålegræs generelt en langsommelig proces med tidshorisonter på op til årtier (*McGlathery m.fl. 2012; Duarte 1995; Olesen & Sand-Jensen 1994*). Når ålegræs reduceres markant eller helt forsvinder fra et område, hvirvles

bunden eksempelvis lettere op og skaber dårligere lysforhold og en mere ustabil forankring for de nye ålegræsplanter, som derfor får vanskeligere ved at etablere sig (Carr *m.fl.* 2010). Endvidere kan globale klimaforandringer som eksempelvis opvarmning påvirke ålegræs i negativ retning ved at stimulere respiration mere end fotosyntese og dermed øge ålegræssets lyskrav (Stæhr & Borum 2011). Højere temperaturer øger også risikoen for iltsvind (Conley *m.fl.* 2007), og gør samtidig ålegræsset mere sårbart over for iltsvind (Pulido & Borum 2010). Dårlige lysforhold spiller dog en langt større rolle end temperaturstigninger for ålegræssets dybdeudbredelse langs vores kyster (Stæhr & Borum 2011).

Mens ålegræsset responderer langsomt på forbedrede vækstvilkår, så ses effekten af forringede vilkår derimod hurtigt (Roca *m.fl.* 2016). Siden 2013 er klorofylkoncentrationen i fjorde og kystvande og åbne indre farvande steget, hvilket har bidraget til, at sigtddybden er faldet (kapitel 4). Dette fald i lystilgængelighed kan være årsagen til, at der generelt ikke er sket forbedringer i ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrader siden 2013. Dette viser, at det er nødvendigt at sikre gode vækstbetingelser for bundplanterne for at opnå et godt og varieret miljø.

Makroalger

Makroalgeskovene på den hårde bund består primært af rød- og brunalger, der kan vokse i flere lag på vanddybder med rigeligt lys. Makroalgernes dækning er opgjort for den totale og kumulerede dækning, hvor den totale dækning er den samlede dækning set ovenfra, mens den kumulerede dækning er summen af de enkelte arters dækning (nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*).

I kystvande med ringe sigtddybde aftager algedækningen hurtigt mod dybere vand, mens man på stenrev i åbne farvande med bedre lysforhold kan observere flerlaget vegetation ned til 10-12 m's dybde. Med stigende dybde aftager den oprette algevegetations dækning på stenene, mens man på større dybder fortsat kan finde skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af indstrålingen ved overfladen. Den totale dækning af oprette alger har vist sig at være en robust indikator for vandkvaliteten på vanddybder, hvor vegetationen ikke fuldt ud dækker stenenes overflader, mens den kumulerede dækning af oprette alger kan anvendes i et større dybdeinterval (Dahl & Carstensen 2008).

Tidlig udvikling i udbredelsen af makroalger i fjorde, kystvande og på stenrev

Den totale algedækning (modelleret for 15 m's dybde) varierer betydeligt mellem årene, men lå omtrent inden for det samme niveau for stenrev i åbne farvande (36-68 %) og for alger på sten i kystvande (33-61 %), mens den totale dækning på sten i yderfjorde lå lidt lavere (22-58 %). Modelleringsdybden for inderfjorde og Limfjorden er lavere (henholdsvis 10 og 3 m), og dækningsgraderne er derfor ikke direkte sammenlignelige med dækningen på sten i kystvande og yderfjorde. På trods af de lavere modelleringsdybder var den totale algedækning stadig lavere i Limfjorden (4-50 %) end i yderfjorde, kystvande og på stenrev i åbne farvande, mens den totale dækning i inderfjorde (18-57 %) var på niveau med den totale dækning i yderfjorde (figur 6.3, venstre kolonne).

For perioden 1990-2016 er der en signifikant positiv udviklingstendens i den totale dækningsgrad i samtlige farvandstyper, bortset fra i Limfjorden, hvor

udviklingstendensen er signifikant negativ. Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden kendes ikke. De overordnede udviklingstendenser for perioden 1990-2016 betyder relativt set, at det totale makroalgedække siden 1990 er øget med 51 % i kystvande, 71 % i yderfjorde, 109 % i inderfjorde og 37 % på stenrev, mens det er gået 64 % tilbage i Limfjorden. For de seneste 10 år er udviklingen i algerne totale dækning positiv i kystvande og på stenrev, mens der i samme periode ikke er sket nogen signifikant udvikling i Limfjorden og de øvrige fjorde.

Algerne kumulerede dækning (modelleret for 10 m's dybde) var lidt højere på stenrev (53-139 %) end i yderfjorde (25-113 %), og højere i kystvande (51-87 %) end i inderfjorde (18-54 %). På trods af den lavere modelleringsdybde (3 m) var den kumulerede algedækning – lige som den totale dækning – lav i Limfjorden (11-56 %) (*figur 6.3*, højre kolonne).

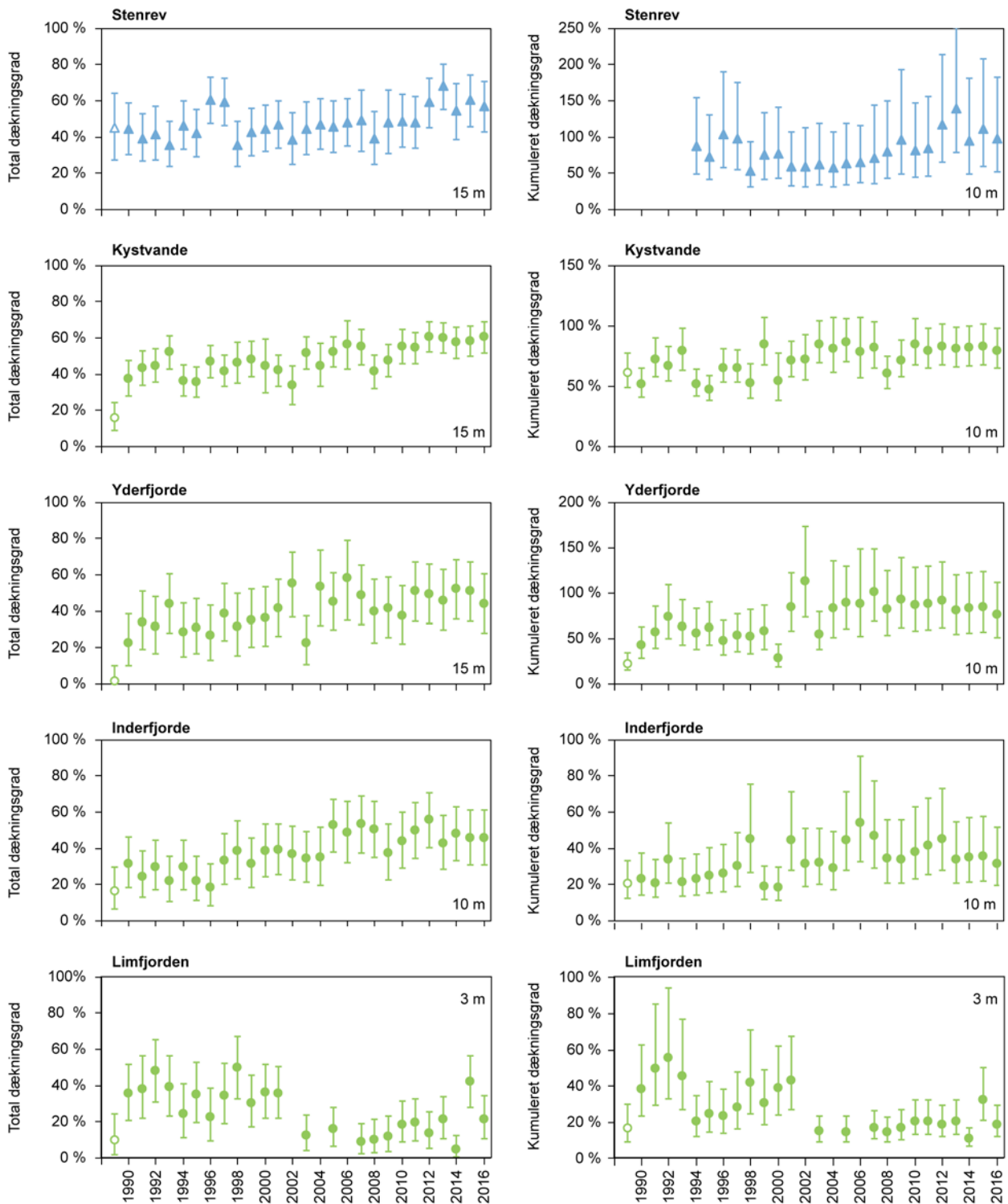
Der var ligeledes i overvågningsperioden en signifikant positiv udvikling i algerne kumulerede dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde, kystvande og på stenrev i åbne farvande, mens udviklingstendensen var signifikant negativ i Limfjorden. Som for den totale dækningsgrad kendes årsagen til tilbagegangen i Limfjorden ikke. De overordnede udviklingstendenser for perioden 1990-2016 betyder relativt set, at det kumulerede makroalgedække er øget med 40 % i kystvande, 77 % i yderfjorde, 65 % i inderfjorde og 65 % på stenrev, mens det er gået 64 % tilbage i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år har der været en svag men signifikant tilbagegang i den kumulerede dækning i yderfjorde, mens udviklingen i de øvrige områder ikke har været signifikant.

Makroalgers tilstand på udvalgte rev i Natura 2000-områder i Kattegat

Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algerne totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (*Dahl & Carstensen 2008*). Modelbeskrivelserne af de to makroalgeindikatorer på fem udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat forklarer mere end 80 % af variationen for både den totale og den kumulerede algedækning på de udvalgte stenrev ($r^2 > 0,80$, $P < 0,0001$). Modellerne angiver en negativ sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof og algerne udbredelse.

Modellerne kan bruges til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem fx gunstig og ikke gunstig bevaringsstatus for stenrev, såfremt der ikke er historiske data til rådighed for makroalger til at fastlægge en sådan grænse. Modellerne giver mulighed for at beregne algedække i relation til kvælstoftilførsel og lysindstråling for de enkelte stenrev. Det er således muligt at modellere algerne dybdeudbredelse i scenarier, hvor kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstant.

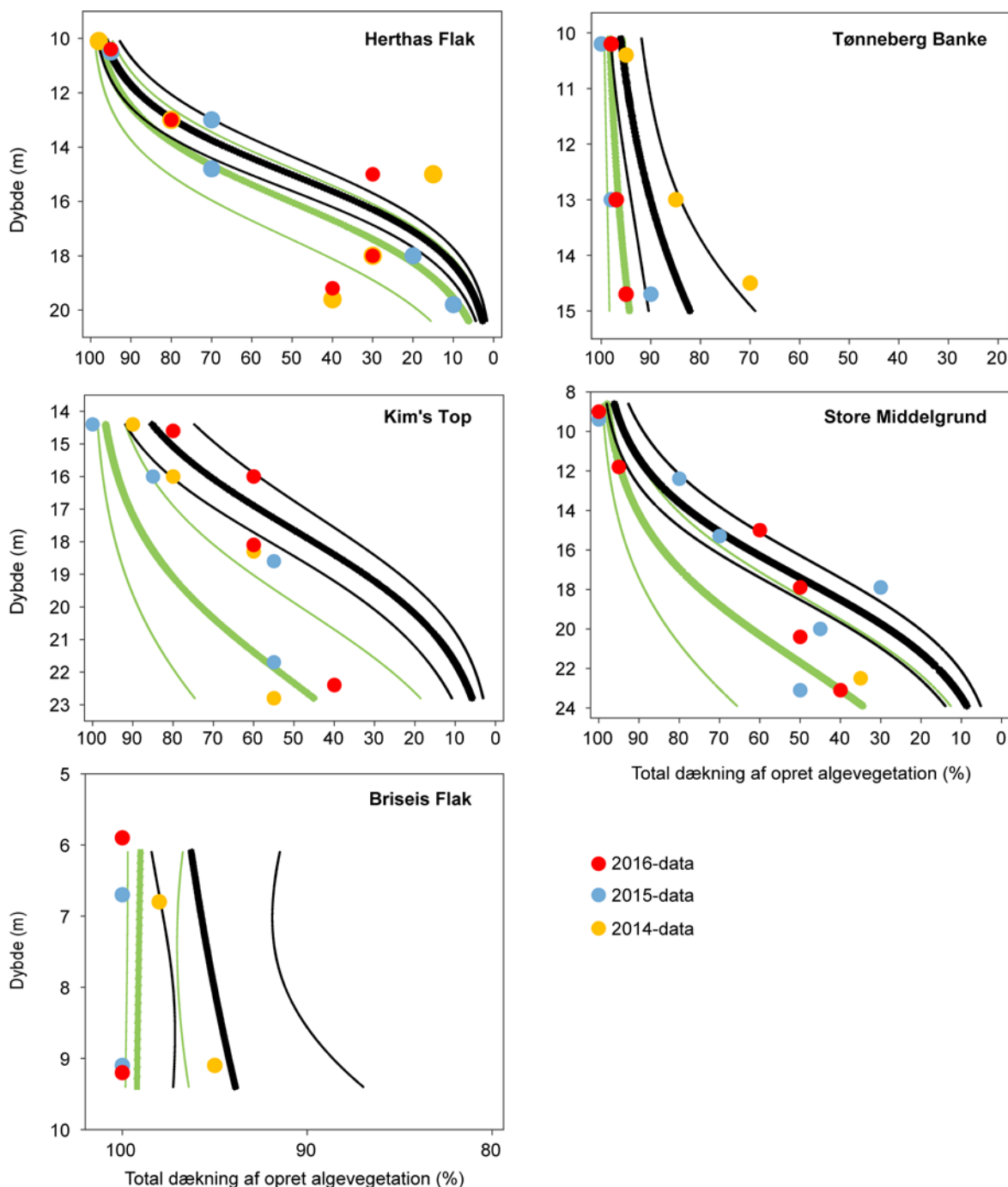
Algevegetationens dækning langs dybdegradienter på fem stenrev i Kattegat blev modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (*figur 6.4*). Det ene scenarium repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af kvælstof til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006 (se nærmere beskrivelse i figurtekst). Det andet repræsenterer en tilstand med stærkt reduceret kvælstoftilførsel i forårshalvåret (*Dahl & Carstensen 2008*). Det ses tydeligt, at en reduktion af kvælstoftilførslen har en gunstig effekt på den totale dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øger algerne dybdeudbredelse.



Figur 6.3. Makroalgernes totale dækningsgrad (venstre kolonne) og kumulerede dækningsgrad (højre kolonne) i perioden 1989-2016 for stenrev i åbne farvande og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde, samt Limfjorden (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 (total og kumuleret) og for stenrev også fra 1990-1993 (kumuleret) er udeladt af trendanalyserne (åbne symboler) – nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*. Bemærk at modelleringdybden varierer mellem områderne, og at skalaen på y-aksen varierer mellem figurerne for den kumulerede dækning.

Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var generelt høje, og algernes dybdeudbredelse var god både i 2014, 2015 og 2016, i flere tilfælde på niveau med de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignede forhold.

På Store Middelgrund blev fysiske forstyrrelser (sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri) dokumenteret på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, hvilket havde en betydelig negativ indvirkning på både makroalges og epifaunaens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen været under bedring.



Figur 6.4. Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2014-2016 (farvede prikker). Desuden er vist modellerede dækninger (uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret) for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. Det første scenarium (sorte linjer) angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser ved 48.000 tons total kvælstof (TN) svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel for forårshalvåret i perioden 1994-2006. Det andet scenarium (grønne linjer) svarer til en referencelignende situation med en tilførsel på 10.000 tons TN i forårshalvåret. Begge scenarier er baseret på en antaget græsning af søpindsvin svarende til 0,1 % dækning og en solindstråling fra maj til juli svarende til gennemsnittet for perioden 1994-2006.

Diskussion af makroalgernes udvikling

Den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde, kystvande og på stenrev siden 1989 er højst sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet (Riemann *m.fl.* 2016; Dahl & Carstensen 2008). Både makroalgernes totale dækningsgrad og den kumulerede dækning i fjorde og kystvande udviser en generel positiv respons på faldende kvælstofkoncentrationen (Krause-Jensen *m.fl.* 2007, Carstensen *m.fl.* 2014b). Makroalgernes dækningsgrad på stenrev i Kattegat reagerer også positivt på faldende tilførsel af kvælstof i forårshalvåret, og samtidig bidrager lysindstråling og forekomst af søpindsvin også til at forklare variationen i makroalgernes dækning (Dahl & Carstensen 2008).

De mindskede koncentrationer af næringsstof i vandet reducerer væksten af planteplankton og bidrager til klarere vand (kapitel 3 og 4). Det stimulerer makroalgernes vækst og mulighed for at etablere sig i dybere områder. Samtidig har reduktionen i næringsstofkoncentrationer i løbet af overvågningsperioden 1989-2016 formentlig begrænset mængden af énårige epifytter på de flerårige alger og dermed yderligere bidraget til bedre vækstforhold. De kraftige flerårige makroalger, som brunalgerne fingertang (*Laminaria digitata*), sukkertang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), har et lavere næringsbehov og kan hen over sommeren leve på næringsstoffer oplagret i løbet af det sene efterår og vinteren, hvor koncentrationerne af næringsstoffer er højest (Pedersen & Borum 1997; Bartcsh *m.fl.* 2008). Disse arter har derfor en konkurrencefordel af de faldende næringsstofkoncentrationer sammenlignet med de mere næringsstofkrævende énårige alger.

Sammenfatning

- I perioden 1989-2016 har der været en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i kystvande.
- I de seneste 10 år (2007-2016) er der dog sket en signifikant positiv udvikling i ålegræssets hovedudbredelse og maksimale dybdeudbredelse i kystvande og Limfjorden. Der har også været en signifikant positiv udvikling for hovedudbredelsen i yderfjorde. I Limfjorden er den maksimale dybdeudbredelse således forøget med 32 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med 31 % siden 2007. Imidlertid ses i de seneste 2-3 år en stagnation i den positive udvikling i inderfjorde og Limfjorden.
- For perioden 1989-2016 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2007 har der dog været en signifikant fremgang i dækningsgraden på 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, på 1-2 m's dybde i inderfjorde, samt på dybder over 4 m i kystvande. Imidlertid ses i de seneste 2-3 år (2014-2016) en stagnation eller mindre tilbagegang i dækningsgraden af ålegræs på samtlige dybder i både inderfjorde, yderfjorde og kystvande, mens der har været en fremgang i Limfjorden.
- Den reducerede tilførsel af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne ser ud til at have en begyndende positiv effekt på ålegræssets udbredelse. De seneste 2-3 år er den positive udvikling dog generelt stagneret sammenfaldende med en forringelse af ilt- og lysforholdene i vandsøjlen.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2016) har der været en signifikant positiv udviklingstendens i både makroalgernes totale og kumulerede dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev i åbne farvande, mens udviklingen i Limfjorden har været signifikant negativ.

- I de seneste 10 år er der ligeledes sket en signifikant øgning af den totale dækningsgrad af makroalger i kystvande og på stenrev, mens udviklingen er stagneret i fjordene. Den kumulerede dækningsgrad af makroalger er gået svagt tilbage i yderfjorde gennem de seneste 10 år, mens den er stagneret i de øvrige områder.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var generelt god i 2016 og stort set på niveau med dækningsgraderne i 2014 og 2015.

7 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen & Steffen Lundsteen

Havbunden i de danske farvande rummer et rigt og mangfoldigt samfund af hvirvelløse bunddyr fra vidt forskellige dele af dyreriget. De mange forskellige arter har forskellige tilpasninger og funktioner i det marine økosystem og bidrager med en stor del af havets samlede biodiversitet. Tilsammen omsætter bundfaunaen en stor del af det organiske stof, der produceres i havet.

Man kan opdele bundfaunaen i funktionelle grupper efter deres ernæringsform. De arter, der filtrerer planteplanktonet direkte fra vandsøjlen, kaldes som samlet gruppe filtratorer. De dominerer oftest på lavt vand, hvor de kan opnå så høje tætheder,

at de kan kontrollere planteplanktonets produktion. Samtidigt har filtratorerne en betydelig positiv indvirkning på vandets klarhed, når de filtrerer vandet for dets suspendede materiale. Den planteproduktion, der sker på selve havbunden af benthiske mikroalger, tang eller rodfæstede blomsterplanter (fx ålegræs) græsses i nogen udstrækning af en anden gruppe af bunddyr, græsserne, som ofte udgøres af snegle og krebsdyr. På dybere vand, hvor der ikke er planteproduktion, udgøres bundfaunasamfundet af en tredje gruppe, sedimentæderne, som omsætter det organiske materiale, der synker ned på bunden/sedimentet. Her bliver materialet omsat af sedimentæderne enten, når det lander på overfladen (overfladesedimentædere; 'surface deposit feeders'), eller senere når det er blandet ned i sedimentet, hvor det omsættes af de dyr, der æder sig gennem sedimentet (sedimentæderne). Endelig er der rovdyr, der, som navnet siger, lever af den øvrige bundfauna. Traditionelt deler man bundfaunaen op i blødbundsfauna og hårdbundsfauna. Blødbundsfaunaen, som afrapporteres i dette kapitel, lever i og på havbunden, mens hårdbundsfaunaen er knyttet til faste substrater såsom sten.

Sammensætningen af arter i bundfaunasamfundet varierer meget fra sted til sted. Den afhænger af forhold som fx sedimentets sammensætning, redoksforhold i bunden, størrelsen af planteproduktionen, vandets iltindhold, vandets saltholdighed, vandudveksling i området osv. Der er mere eller mindre typiske bundfaunasamfund, der er knyttet til forskellige habitater, som CGJ Petersen allerede for mere end 100 år siden opkaldte efter de dominerende arter. Den totale artsrigdom afhænger især af vandets saltholdighed, og det kommer til udtryk som en gradient med faldende artsrigdom ind gennem de indre danske farvande. Bundfaunasamfundet varierer ikke kun i rum men også i tid, da samfundet er i konstant forandring. Variationen er dels styret af det ydre miljø og dels af de enkelte arters populationsdynamik samt vekselvirkninger inden for bundfaunasamfundet.



Mangelia costata (kegleformet pilesnegl) fundet i det centrale Kattegat | 2015.

Foto: Steffen Lundsteen.

Samlet set udgør bundfaunaen et vigtigt bindeled mellem havets planteproduktion og de højere led i havets fødekæde såsom fugle, fisk og pattedyr. Bundfaunaens biomasse, og i nogen udstrækning dens tæthed, afhænger af, hvor meget organisk stof der produceres, og dermed indirekte af mængden af næringsstoffer i det omgivende havmiljø – jo mere organisk materiale der produceres (eutrofiering), desto højere biomasser kan bundfaunaen opnå. Men med en høj produktion af organisk stof, følger en forøget risiko for iltsvind, som kan skade bundfaunaen. Eutrofiering påvirker bundfaunaen forskelligt fra sted til sted afhængigt af områdernes typologi, dvs. vandkemien, hydrografien og bundforholdene, da disse forhold er afgørende for udvikling af iltsvind. Bundfaunaen har i sig selv en positiv indvirkning på miljøforholdene, fordi en stor del af arterne graver i bunden og bearbejder sedimentet (bioturbation). Det skaber forskelligartede strukturer og levesteder i havbunden. Samtidig iltes bunden, og det organiske materiale, der lander på overfladen af havbunden, bliver begravet og nedbrydes langsommere. Alt i alt stabiliserer bioturbationen miljøet i havbunden og mindsker risikoen for, at der opstår iltsvind og frigives giftig svovlbrinte fra bunden, hvilket kan ske efter længerevarende iltfrie forhold i bundvandet.

Netop fordi bundfaunaen er en så integreret del af det marine økosystem, og det omgivende miljø påvirker bundfaunasamfundet, kan man anvende bundfaunaoprøver til at bedømme den generelle tilstand af økosystemet. Da de fleste arter er stedfaste i deres voksne stadier og lever i flere år, vil ændringer i bundfaunaens sammensætning (artsrigdom, biomasse og tæthed) afspejle miljøforholdene i havbunden og vandsøjlen over en længere periode. Påvirkninger af det ydre miljø vil ofte komme til udtryk som signifikante ændring i samfundets sammensætning. Herudover vil sådanne forstyrrelser, hvad enten de skyldes forurening med organisk materiale, tungmetaller, iltsvind eller fysisk ødelæggelse af havbunden fra fx bundtrawling, næsten altid være ledsaget af en nedgang i bundfaunaens artsrigdom (Hansen & Josefson 2005; Hansen m.fl. 2016). I nogle tilfælde vil faunasamfundet blive domineret af arter, der er tolerante over for den specifikke forstyrrelse. Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indekser miljøtilstanden. Eksempelvis kan miljøkvaliteten vurderes ud fra indekset 'AMBI' (Borja m.fl. 2000; Borja m.fl. 2007; Muxika m.fl. 2005), hvor arterne inddeles i fem grupper alt afhængigt af, hvor følsomme de er over for forstyrrelser. Ud fra hvordan hele bundfaunasamfundet er sammensat, beskriver indekset således den overordnede miljøkvalitet i et område. I Danmark er der udviklet et indeks, DKI, der vurderer miljøkvaliteten ud fra både diversitet og sammensætningen af følsomme og tolerante arter, hvor de to mål vægtes ligeligt i beregningen (Josefson m.fl. 2009). I Sverige og Norge er der på tilsvarende vis udviklet indeks, som både anvender artsrigdommen og sammensætningen. Disse forskellige indeks viser en stor grad af overensstemmelse og kan påvise ændringer i faunasamfundet forårsaget af en række forskellige typer af påvirkninger (Josefson m.fl. 2009). For at opnå mere sammenlignelige mål for miljøkvaliteten i forskellige områder, der naturligt har forskellige niveauer for biodiversitet, beskriver DKI i version 2 (DKI v.2) miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi, der er fastsat i forhold til vandets saltholdighed.

Metoder og datagrundlag

I henhold til programbeskrivelsen for den nationale overvågning blev der i 2016 taget bundprøver i fem områder i de indre danske farvande (Stavns Fjord, Nærá Strand, Torø Vig, Basnæs Nor og Rødsand) som en del af over-

vågningen under habitatdirektivet. Disse stationsområder er beliggende i lavvandede områder tilhørende naturtyperne 'lavvandede bugte og vige' (nr. 1160), 'laguner' (nr. 1150) og 'sandbanker' (nr. 1110). Herudover blev der i 2016 taget prøver på ti stationsområder i den åbne del af Nordsøen og Skagerrak som en del af overvågningen under havstrategidirektivet. I alle stationsområder blev der, i henhold til de tekniske anvisninger (TA M19), taget 42 haps-prøver på individuelle positioner. Prøveoparbejdning er ligeledes sket efter forskriften i TA M19. Det vil sige, at alle individer >1 mm (de dyr der tilbageholdes i en 1-mm sigte) er blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau (i langt de fleste tilfælde til artsniveau), og dataformatet er prøvevis artsspecifik tæthed og biomasse. Det totale datamateriale rummer 45.422 registreringer fordelt med 20.233 observationer fra de ti stationsområder i Nordsøen/Skagerrak, og 25.189 fra de fem stationsområder i de indre danske farvande. I alt blev der registreret mindst 269 forskellige taxa (minimumsestimatet skyldes, at et antal individer ikke kunne bestemmes til artsniveau).

Der var i 2016 ikke prøvetagning på de stationer, hvor der findes tidsserier, som bruges ved analyser af tidslige udviklingstendenser. Denne rapportering indeholder derfor ikke tidslige analyser af bundfaunaens udviklingen.

Resultater fra overvågningen af bundfauna i kystvande

Alle prøvetagningsområderne i kystvandene repræsenterer meget lavvandede, kystnære og forholdsvis lukkede områder. Prøvetagningsdybden spændte fra vanddybder lavere end 1 m til 7,2 m. Totalt blev der registreret ca. 99 taxa i de fem områder, og tætheden varierede fra knap 3.000 individer/m² (Stavns Fjord) til knap 19.000 (Basnæs Nor) (tabel 7.1). Biomassen varierede fra knap 100 g vådvægt/m² (Rødsand) til 300 g vådvægt/m² (Nærå Strand). I Stavns Fjord blev biomassen opgjort som tørvægt, og stationsområdet er dermed ikke umiddelbart sammenlignelig med de øvrige områder. Både individantallet og biomassen var helt domineret af bløddyr (hovedsageligt muslinger og snegle) og ledorme (næsten udelukkende havbørsteorme), mens der var meget få leddy (hovedsageligt krebsdyr) og stort set ingen pighuder. Blandt andre dyregrupperne var phoroniden *Phoronis sp.* langt den almindeligste (figur 7.1). Dyndsneglen Hydrobiidae *Hydrobia* var antalsmæssigt dominerede i Basnæs Nor, hvor familien/gruppen udgjorde næsten halvdelen af individerne (tabel 7.2). De var også den almindeligste gruppe i Stavns Fjord, om end i væsentligt lavere antal. I Rødsand dominerede blåmuslingen (*Mytilus sp.*), mens sandmuslingen (*Mya arenaria*) var dominerende i Torø Vig, og havbørsteormen *Hediste diversicolor* dominerede bundfaunasamfundet i Nærå Strand.

Tabel 7.1. Total individtæthed pr. kvadratmeter, biomasse, antal taxa i området og antal taxa pr. prøve (S1).

| Område | Dybde (m) | Tæthed (indv./m ²) | Biomasse (g/m ²) | Antal taxa | S1 |
|--------------|-----------|--------------------------------|------------------------------|------------|------|
| Basnæs Nor | 1,7 | 18.626 | 276 | 56 | 15,3 |
| Rødsand | 7,3 | 9.107 | 93 | 43 | 9,8 |
| Nærå strand | 1,0 | 3.778 | 301 | 35 | 4,3 |
| Stavns Fjord | 1,9 | 2.820 | 171 (tørvægt) | 41 | 7,0 |
| Torø Vig | 6,4 | 6.734 | 173 | 55 | 10,6 |

Figur 7.1. Bundfauna i kystvande. Øverst: Individtæthed pr. kvadratmeter fordelt på taksonomiske hovedgrupper. Nederst: Fordeling af biomasse (vådvægt) på taksonomiske hovedgrupper. Stavns Fjord er ikke medtaget, da biomassen her er målt som tør-vægt.

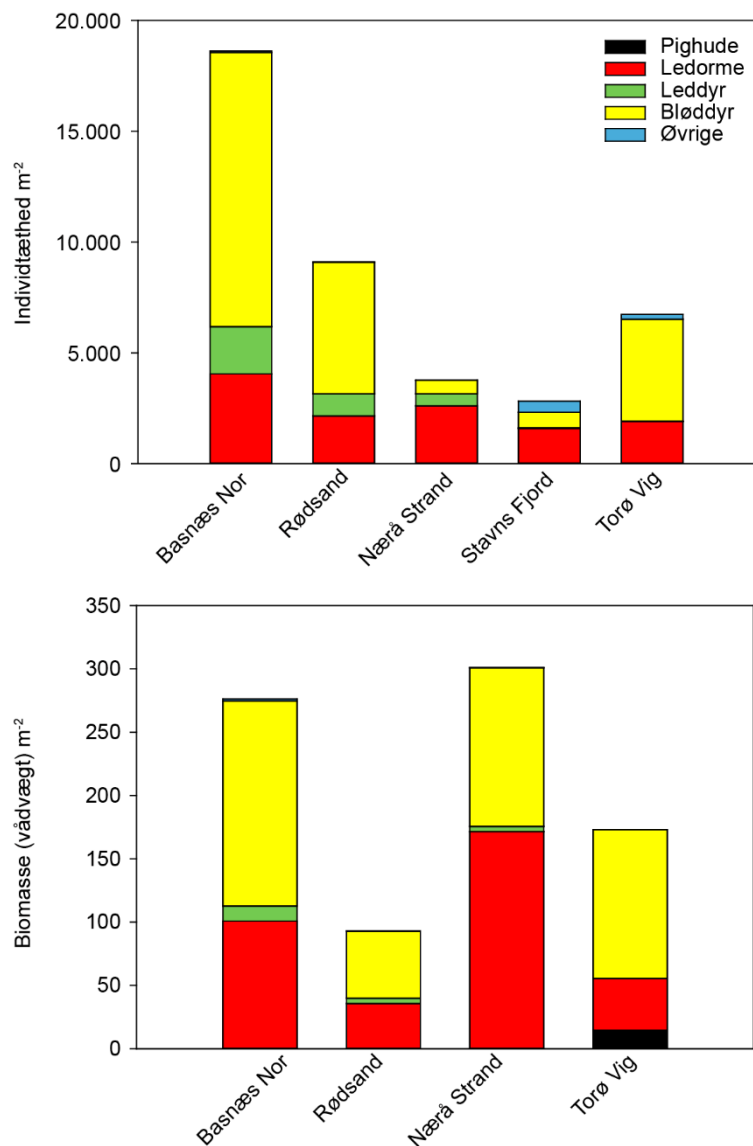


Table 7.2. Total individual density and dominant taxa in the rank order after highest individual density for each of the five areas. Individuals per square meter indicate the density of the dominant species. Percentage of the total individual density is given in parentheses after each species.

| Område | Tæthed (indv./m ²) | Dominant 1 | Dominant 2 | Dominant 3 |
|--------------|--------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|
| Basnæs Nor | 8.009 | <i>Hydrobia</i> sp. (45) | <i>Mytilus edulis</i> (11) | <i>Pygospio elegans</i> (6) |
| Rødsand | 4.735 | <i>Mytilus edulis</i> (52) | <i>Hydrobia</i> sp. (10) | <i>Gammarus</i> sp.(7) |
| Nærå Strand | 1.926 | <i>Hediste diversicolor</i> (51) | <i>Tubificidae</i> (14) | <i>Corophium volutator</i> (11) |
| Stavns Fjord | 535 | <i>Hydrobia ventrosa</i> (19) | <i>Scoloplos armiger</i> (18) | <i>Hediste diversicolor</i> (17) |
| Torø Vig | 3.300 | <i>Mya arenaria</i> (49) | <i>Pygospio elegans</i> (7) | <i>Bittium reticulatum</i> (7) |

Artsdiversitet

Det totale antal taxa i områderne varierede fra 56 (Basnæs Nor) til 35 (Nærå Strand), og tilsvarende varierede det gennemsnitlige antal taxa i den enkelte prøve fra 15 (Basnæs Nor) til 4 (Nærå Strand) (S1 i tabel 7.1). Beregning af Shannon-diversiteten (H') for syv aggregerede haps-prøver varierede fra 2,1 til 2,9 (tabel 7.3). Beregninger af AMBI-værdier (ligeledes syv aggregerede haps-prøver) gav værdier omkring 3, dog med undtagelse af Torø Vig, hvor AMBI-værdien var nede på 2,2 (lav AMBI indikerer god miljøtilstand). DKI v.2 (tabel 7.3) blev beregnet ud fra anslåede værdier for saltholdigheden i hvert af de fem vandområder. Beregninger af DKI (tabel 7.3) viste høje gennemsnitlige værdier

i samtlige områder, hvilket indikerer, at miljøforholdene for bundfaunasamfundene var gode. Dette var ikke mindst tilfældet i Torø Vig, hvor samtlige individuelt beregnede værdier var over 0,9.

Tabel 7.3. Beregnede værdier for artsrigdom i syv haps-prøver (S7), Shannon-diversitet (H'), Margalefs artsrigdomsindeks (d), AMBI-indeksværdi (version november 2014) samt beregninger af det multimetriske indeks DKI v.2. I beregningen af Shannon-diversiteten er der anvendt logaritmen med grundtallet 2. Alle værdier er angivet som gennemsnitsværdier og er beregnet på baggrund af syv puljede haps-prøver aggregeret kronologisk.

| Område | Artsrigdom(S7) | Shannon (H') | Margalef (d) | AMBI | DKI v.2 |
|--------------|----------------|--------------|--------------|------|-------------|
| Basnæs Nor | 34,0 | 2,8 | 4,4 | 3,1 | 0,85 ± 0,11 |
| Rødsand | 25,8 | 2,7 | 3,7 | 3,1 | 0,89 ± 0,09 |
| Nærrå Strand | 4,3 | 2,1 | 2,1 | 3,4 | 0,81 ± 0,08 |
| Stavns Fjord | 7,0 | 2,9 | 3,3 | 3,0 | 0,87 ± 0,06 |
| Torø Vig | 10,6 | 2,9 | 4,1 | 2,2 | 0,94 ± 0,03 |

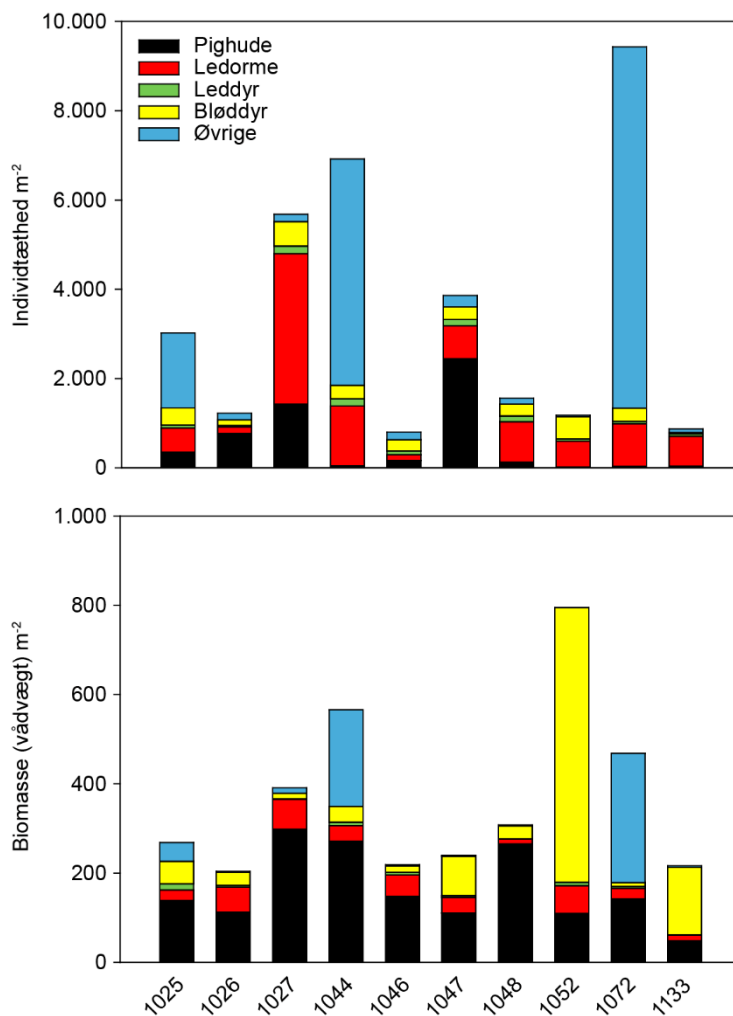
Resultater fra overvågningen af bundfauna i Nordsøen og Skagerrak

De ti stationsområder i den åbne del af Nordsøen og Skagerrak, hvorfra der i 2016 blev indsamlet 420 haps-prøver, er ikke tidligere blevet besøgt under NOVANA-programmerne. Prøverne fra 2016 viste en individtæthed på 3.455 individer/m² som gennemsnit for hele området, og værdien varierede fra 801 til 9.430 individer/m². Faunasamfundet var domineret af pighuder, ledorme og bløddyr, mens der i tre stationsområder (1025, 1044 og 1072) var antalsmæssig dominans af phoroniden *Phoronis sp.* tilhørende gruppen 'øvrige' (figur 7.2). De talrigeste arter var phoroniden *Phoronis sp.*, slangestjernen *Amphiura filiformis* og havbørsteormene *Scoloplos armiger*, *Spiophanes bombyx* og på lidt lavere vand *Galathowenia oculata* (tabel 7.4). Den gennemsnitlige biomasse i hele området var 367 g vådvægt/m² (216-794 g vådvægt/m²), hvoraf pighuder udgjorde den største biomasse og var dominerede i syv ud af de ti stationsområder. Den store biomasse af pighuder skyldtes især de to arter af søpindsvin *Brissopsis* og *Echinocardium* samt slangestjerneslægten *Amphiura* på de dybere stationer. I to stationsområder (1052 og 1133) udgjorde bløddyr den største biomasse, hvor knivmuslingen *Ensis* bidrog mest. I to andre stationsområder (1044 og 1072) stod *Phoronis sp.* for ca. halvdelen af biomassen.

Tabel 7.4. Gennemsnitlig stationsdybde (meter), gennemsnitlig biomasse (vådvægt pr. kvadratmeter), total individtæthed pr. kvadratmeter og dominerende taxa i rangorden efter individtæthed for hvert af ti områder i den åbne Nordsø og Skagerrak. Procentandel af den totale individtæthed er angivet i parentes efter hver art.

| Område | Dybde (m) | Biomasse (g/m ²) | Tæthed (indv./m ²) | Dominant 1 | Dominant 2 | Dominant 3 |
|----------------|-----------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| Nordsøen 1025 | 38 | 26 | 3.025 | <i>Scoloplos armiger</i> (37) | <i>Spiophanes bombyx</i> (12) | <i>Ophelia borealis</i> (8) |
| Nordsøen 1026 | 47 | 203 | 1.225 | <i>Phoronis sp.</i> (84) | <i>Magelona mirabilis</i> (2) | <i>Magelona allenii</i> (2) |
| Nordsøen 1027 | 56 | 391 | 5.684 | <i>Fabulina fabula</i> (21) | <i>Magelona mirabilis</i> (16) | <i>Lanice conchilega</i> (11) |
| Nordsøen 1044 | 32 | 566 | 6.918 | <i>Spiophanes bombyx</i> (28) | <i>Lanice conchilega</i> (15) | <i>Fabulina fabula</i> (9) |
| Nordsøen 1046 | 45 | 218 | 801 | <i>Amphiura filiformis</i> (61) | <i>Galathowenia oculata</i> (11) | <i>Edwardsia sp.</i> (3) |
| Nordsøen, 1047 | 53 | 239 | 3.861 | <i>Phoronis sp.</i> (17) | <i>Amphiura filiformis</i> (16) | <i>Nucula nitidosa</i> (7) |
| Nordsøen 1048 | 42 | 307 | 1.561 | <i>Phoronis sp.</i> (72) | <i>Magelona mirabilis</i> (9) | <i>Owenia fusiformis</i> (2) |
| Nordsøen 1052 | 19 | 794 | 1.180 | <i>Galathowenia oculata</i> (51) | <i>Amphiura filiformis</i> (25) | <i>Kurtiella bidentata</i> (5) |
| Nordsøen 1072 | 35 | 468 | 9.430 | <i>Amphiura filiformis</i> (61) | <i>Phoronis sp.</i> (7) | <i>Anthozoa</i> indet (3) |
| Skagerrak 1133 | 83 | 216 | 872 | <i>Phoronis sp.</i> (53) | <i>Amphiura filiformis</i> (11) | <i>Magelona mirabilis</i> (9) |

Figur 7.2. Bundfauna i Nordsøen/Skagerrak. Øverst: Individ-tæthed pr. kvadratmeter fordelt på taksonomiske hovedgrupper. Nederst: Fordeling af biomasse (vådvægt) på taksonomiske hovedgrupper.



Artsdiversitet

Det gennemsnitlige artsantal i den enkelte haps-prøve (S_i) var forholdsvis lavt på flere af stationerne (tabel 7.5). Således var der i stationsområderne 1026 og 1133, henholdsvis den centrale Nordsø og Skagerrak, kun 6 arter i gennemsnit i hver prøve. Den højeste værdi var 15 (station 1027), og det samlede gennemsnit for hele Nordsøen og Skagerrak var 10. Artsrigdommen i lidt større skala, udregnet for puljer af syv prøver og for alle 42 prøver samlet, viste dog væsentlig højere værdier med i gennemsnit hhv. 31 og 69 arter. Beregninger af Shannon-diversiteten for syv aggregerede prøver viste lave værdier med et gennemsnit på 2,9 (1,3-4,0). I modsætning hertil var AMBI-værdien under 2 (1,0-1,7) i de fleste områder. Dog var værdierne i områderne 1027 og 1133 højere (2,2-2,3). Udregninger af DKI v.2, på tilsvarende måde som for kystvandede, varierede mellem 0,5-0,8.

Tabel 7.5. Stationsområder i Nordsøen og Skagerrak med angivelse af gennemsnitlig artsrigdom i en prøve (S_1) og beregnede værdier for artsrigdom i syv haps-prøver (S_7), samlet artsantal i 42 prøver (S_{total}), Shannon-diversitet (H'), Margalefs artsrigdomsindeks (d), AMBI-indeksværdi (beregnet i version november 2014) samt beregninger af det multimetriske indeks DKI v.2. Alle værdier (undtagen S_1) er angivet som gennemsnitsværdier beregnet på 7 kumulerede haps-prøver aggregeret kronologisk.

| Område | S_1 | S_7 | S_{total} | H' | d | AMBI | DKI v.2 |
|----------------|-------|-------|-------------|------|-----|------|---------|
| Nordsøen 1025 | 10,4 | 32 | 69 | 2,9 | 5,4 | 1,2 | 0,60 |
| Nordsøen 1026 | 6,0 | 23 | 53 | 2,6 | 4,6 | 1,4 | 0,52 |
| Nordsøen 1027 | 14,9 | 44 | 89 | 2,6 | 6,7 | 2,3 | 0,68 |
| Nordsøen 1044 | 11,8 | 34 | 71 | 2,0 | 5,1 | 1,2 | 0,60 |
| Nordsøen 1046 | 6,9 | 26 | 64 | 4,0 | 5,7 | 1,4 | 0,73 |
| Nordsøen, 1047 | 11,7 | 37 | 81 | 2,5 | 6,1 | 1,6 | 0,66 |
| Nordsøen 1048 | 9,7 | 36 | 75 | 3,9 | 6,8 | 1,7 | 0,79 |
| Nordsøen 1052 | 8,1 | 27 | 55 | 3,8 | 5,4 | 1,0 | 0,76 |
| Nordsøen 1072 | 11,3 | 31 | 65 | 1,3 | 4,4 | 1,4 | 0,51 |
| Skagerrak 1133 | 6,1 | 23 | 69 | 3,3 | 4,9 | 2,2 | 0,76 |

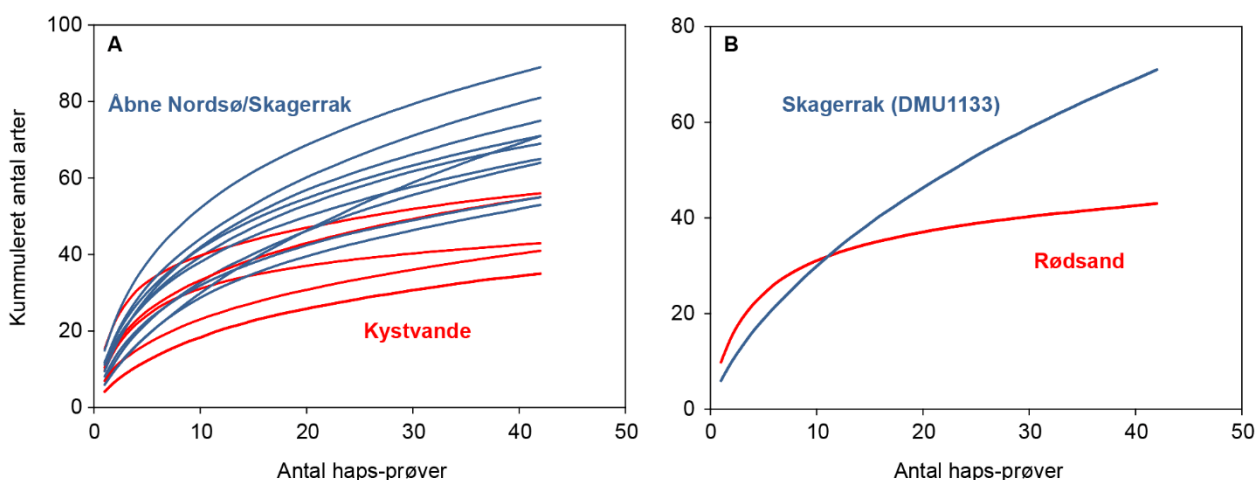
Diskussion

På baggrund af bundfaunaprøvetagningen i 2016, hvor alle de undersøgte områder var nye, både i den åbne del af Nordsøen/Skagerrak og i kystvandene, er det ikke muligt at vurdere, hvordan 2016 passer ind i den tidlige udvikling af bundfaunaen. Data fra 2016 viser store kontraster mellem på den ene side de åbne dele af Nordsøen/Skagerrak og på den anden side kystvandene. Det er meget forskellige bundfaunasamfund, og det er kun en meget lille fællesmængde af arter, der forekommer begge steder, hvilket er forventeligt, da det er to meget forskellige blødbundshabitater. De kystvande i de indre farvande, der blev indsamlet i 2016, tilhører fortrinsvis kategorien 'lavvandede bugte og vige' samt 'laguner/nor'. Som det er set tidligere år (Hansen (red.) 2016), så er der i sådanne områder ofte høje individtætheder af især filtratorer, fx blåmuslingen (*Mytilus*) eller sandmuslingen (*Mya*) eller dyr, der lever af detritus på sedimentoverfladen, som fx familien af dyndsnegle (*Hydrobiidae*). Det er ofte en kombination af gode iltforhold og høje fødekonzentrationer enten i vandet eller på sedimentoverfladen, der favoriserer de to dyregrupper i disse miljøer. Prøvetagningen i Nordsøen kan umiddelbart kun sammenlignes med prøvetagningen i 2015, som dog foregik på ti andre stationer. Fælles for de to prøvetagningsår i Nordsøen er dels det relativt lave artsantal (i forhold til forventningen for området), og dels at Skagerrak begge år skiller sig ud ved at have den laveste artsrigdom. Samlet set for både Nordsøen og Skagerrak var artsantallet ca. 50 % højere og biomassen ca. det dobbelte i 2016 sammenlignet med 2015. I lighed med 2015 var biomassen i 2016 domineret af søpindsvinet almindelig sømus, *Echinocardium cordatum*, og stribet tallerkenmusling, *Fabulina fabula*. Men herudover var der i 2016 en betydelig biomasse af phoroniden *Phoronis* sp. og slangestjernen *Amphiura filiformis*. Dværgsømusen *Echinocyamus pusillus* var derimod ikke så talrig i 2016 som i 2015.

Ud over forskellene i artssammensætning mellem prøverne fra kystvandene og prøverne fra Nordsøen/Skagerrak i 2016, ses der store kontraster i samfundenes strukturelle sammensætning. Forenklet fremstillet, så består bundfaunasamfundene i Nordsøen og Skagerrak af relativt få store individer, der er fordelt på få arter i den enkelte prøve, men med relativt mange arter i lidt større skala (i dette tilfælde artsrigdom summeret over flere forskellige prøver inden for det samme prøvetagningsområde). I modsætning hertil ses der i

kystvandene høj individtæthed af relativt små individer med høj artsrigdom i den enkelte prøve, men med relativt få arter i hele prøvetagningsområdet.

Forskellen i, hvordan biodiversiteten skalerer med prøveantallet/prøvetagningsarealet, kan beskrives med en såkaldt 'arts-arealkurve', hvor de kumulerede antal arter afbildes mod antallet af aggregerede prøver i tilfældig rækkefølge (figur 7.3A). Kurven viser hvor mange arter, der gennemsnitligt forventes i et givent antal prøver i hvert område. Kurverne flader ud i takt med, at de samme arter genfindes i prøverne. Hvis det i høj grad er de samme arter, der findes i prøverne fra samme område, vil kurven hurtigt flade ud, mens kurveforløbet vil være mere lineært stigende, hvis der er stor forskel i artsammensætningen inden for området. Som det fremgår af figur 7.3, så viser stort set alle kystvandene en høj grad af mætning (kurven flader hurtigt ud). I modsætning hertil stiger artsrigdommen mere lineært og når op til et højere niveau i Nordsøen og Skagerrak. Ved sammenligning af det åbne område 'DMU1133' i Skagerrak og det kystnære område 'Rødsand' syd for Lolland er der tydeligt denne forskel i, hvordan biodiversiteten ændrer sig med antallet af prøver. Der er næsten dobbelt så mange arter i den enkelte prøve i Rødsand sammenlignet med Skagerrak, men den samlede artsdiversitet i alle 42 prøver er næsten dobbelt så høj i Skagerrak som i Rødsand (figur 7.3B). I denne sammenhæng kan man skelne mellem diversiteten i den enkelte prøve, benævnt som 'alfa-diversitet', og det bidrag til diversiteten, der fremkommer ved at øge prøvetallet/arealet, og som betegnes som 'beta-diversiteten' eller beta-bidraget. Beta-diversiteten kan tolkes som et udtryk for hvor mange arter, der kan være i et hele området grundet arternes tilpasninger til det fysiske miljø. På områdeniveau vil beta-diversiteten især være høj, hvis området er heterogent, dvs. at prøverne repræsenterer forskellige habitater. Herudover er det forhold som høj saltholdighed og gode spredningsforhold (konnektivitet), der bidrager til en høj diversitet i områderne. Det kan forklares med, at der er langt flere arter, der er tilpasset til høj saltholdighed, og at gode spredningsforhold (fx stor vandudveksling med de omgivende havområder) sikrer, at der kan blive transporteret bunddyrlarver ind i et område fra mange forskellige steder (Josefson & Hansen 2004; Josefson & Göke 2013).



Figur 7.3. Arts-arealkurver for det forventede kumulerede antal arter som funktion af prøveantallet. Kurverne for de fem kystvande fra de indre danske farvande er angivet med rød, og de ti prøvetagningsområder fra den åbne del af Nordsøen og Kattegat er angivet med blå (A). Desuden kurveforløb fra henholdsvis Rødsand, som er en kystnær lagune nær Femern Bælt (rød), og Skagerrak (blå kurve) (B). Bemærk at skalaen på y-aksen er forskellig på de to delfigurer.

Diversiteten i den enkelte prøve og diversiteten i hele området er naturligvis tæt koblete, således at en stor artspulje i et område alt andet lige vil medføre højere diversitet i den enkelte prøve. Men i hvilken udstrækning områdets diversitet er afspejlet i den enkelte prøve, afhænger i højere grad af, hvor uforstyrrede forhold der er, der hvor prøven tages, og hvor homogent prøvetagningsstedet er. Den relativt høje alfa-diversitet i kystvandene viser, at områdernes diversitet i høj grad er realiseret i den enkelte prøve. Det er også et udtryk for, at arterne er udbredte inden for områderne, og at der er en høj grad af sameksistens af arter i bundfaunasamfundet, som indikerer uforstyrrede forhold. I modsætning hertil kommer den store artspulje i Skagerrak kun i meget ringe grad til udtryk i den enkelte prøve, og arterne er mere tilfældigt fordelt mellem prøverne. Det er få individer fra tilfældige arter, der etablerer sig, og samfundsdannelse er mindre udviklet. I perioder (2004-2008) har der i Kattegat været observeret lignende mønstre som i Skagerrak, og det har været tolket som et udtryk for en generelt ringe rekruttering til bundfaunasamfundet. En blandt flere sandsynlige (og samvirkende) årsager til at disse mønstre opstår, kan være den fysiske forstyrrelse, der foregår grundet den udbredte trawling af havbunden i de åbne områder af Kattegat (*Pommer m.fl. 2016; Hansen m.fl. 2016*). Diversiteten i den enkelte prøve er således en følsom parameter over for denne type af forstyrrelse. Det har imidlertid ikke været muligt direkte at inddrage data om trawlaktivitet i sammenhæng med bundfaunadata fra 2016 og dermed belyse problemstillingen yderligere.

Forskellen i fordeling og skalering af biodiversiteten understreger først og fremmest vigtigheden af, at sammenligning af biodiversitet mellem områder foretages i samme/sammenlignelig skala. Da DKI og øvrige nordiske kvalitetsindeks inddrager diversitetsindeks, gælder der her det samme, at forskellige prøvetagningsarealer og aggregering af prøver ikke umiddelbart kan sammenlignes, og standardisering er nødvendig. Ifølge de tekniske anvisninger foretages beregningen af DKI ved at aggregere syv haps-prøver, således at det samlede prøvetagningsareal kommer op på 0,1 m². Selvom Shannon-diversiteten er mere robust over for prøvestørrelsen, end artsantallet er, vil indekssværdien og følsomheden af DKI over for presfaktorer formodentlig variere med prøvetagningsarealet og antallet af aggregerede prøver. Når det gælder kystvandene, er anvendelsen af syv aggregerede prøver en metode, der inddrager aspekter af både områdets og de enkelte prøvers diversitet og dermed presfaktorer, der påvirker bundfaunaens diversitet i forskellige skæler. For de åbne farvande er der endnu ikke fastlagt nogen metodiske standarder for, hvordan miljøkvaliteten fastlægges, og hvilken grad af aggregering der skal foretages for at opnå ensartede dataformater for de forskellige prøvetagningsarealer, der anvendes i nabolandene.

DKI i kystvandene i 2016 var relativt høj i alle fem undersøgte områder. Klassifikationen skal vurderes på baggrund af den lave saltholdighed, for hvilken der naturligt forventes en ringere score for Shannon-diversiteten og AMBI-værdien, der begge indgår i DKI v.2-beregningen (*Carstensen m.fl. 2014b*). Hvis DKI v.2 anvendes på data fra den åbne Nordsø og Skagerrak efter samme retningslinjer som for kystvandene, dvs. aggregering af syv haps-prøver, opnås der en ringere tilstandsvurdering til trods for, at både Shannon-diversiteten og AMBI scorer højere (*tabel 7.4*). Det skyldes, at der naturligt forventes en højere score pga. den høje saltholdighed (anslået >33 i alle områder). Resultatet er i overensstemmelse med observationerne fra sidste års prøvetagning, hvor Nordsødata kunne sammenlignes med data fra mere sammenlignelige habitater i de åbne dele af de indre danske farvande, hvor der ligeledes var en meget lavere alfa-diversitet i Nordsøen.

Sammenfatning

- Artdiversiteten var generelt høj i kystvandene, når der tages højde for naturlige gradienter i diversiteten relateret til vandets saltholdighed.
- Bundfaunasamfundene i Nordsøen og Skagerrak havde en markant anderledes artssammensætning end i kystvandene. Biomassen var knap dobbelt så høj og individtætheden under det halve af tætheden i kystvandene. Herudover var artsantallet i den enkelte prøve (alfa-diversiteten) lav, mens artsrigdommen vurderet ud fra alle prøver fra et område (beta-diversiteten) var høj, hvor mønstret relativt set var omvendt i kystvandene.
- Beregninger af diversitet og miljøindeks i 2015 og 2016 indikerer, at bundfaunaens tilstand var dårligere i Nordsøen og Skagerrak end i de indre danske farvande. Der foreligger dog endnu ikke en standardiseret og godkendt metode til miljøklassifikation i de åbne farvande.

8 Havpattedyr - sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius & Jonas Teilmann

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er beskyttet i henhold til habitatdirektivet. Marsvin og begge sælarter er nævnt i habitatdirektivets bilagslister over arter med behov for beskyttelse (bilag II og IV (marsvin), bilag II og V (sæler)). For arter i bilag II skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde (bilag IV), og sælarterne kan blive genstand for forvaltningstiltag, hvis en overvågning viser, at disse arters udbredelse er i tilbagegang (bilag V).



Marsvin med unge i Storebælt.
Foto: Signe Sveegaard.

Metoder og datagrundlag

Natura 2000-områder

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 22 og 12 Natura 2000-områder (*figur 8.1*). Af disse i alt 23 områder (11 områder er udpeget for begge sælarter) findes faste kolonier af spættet sæl på land i 17 af områderne, mens gråsælerne opholder sig jævnligt på land i 9 områder udpeget for denne art. Disse områder har indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling siden 1979), i Limfjorden og Østersøen siden 1990 og for gråsæler standardiseret siden 2011 og 2014 i henholdsvis Kattegat/Limfjorden/Østersøen og Vadehavet. Uden for Natura 2000-områderne overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor få sæler forekommer på land.

I 2010 blev 16 Natura 2000-områder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram NOVANA.

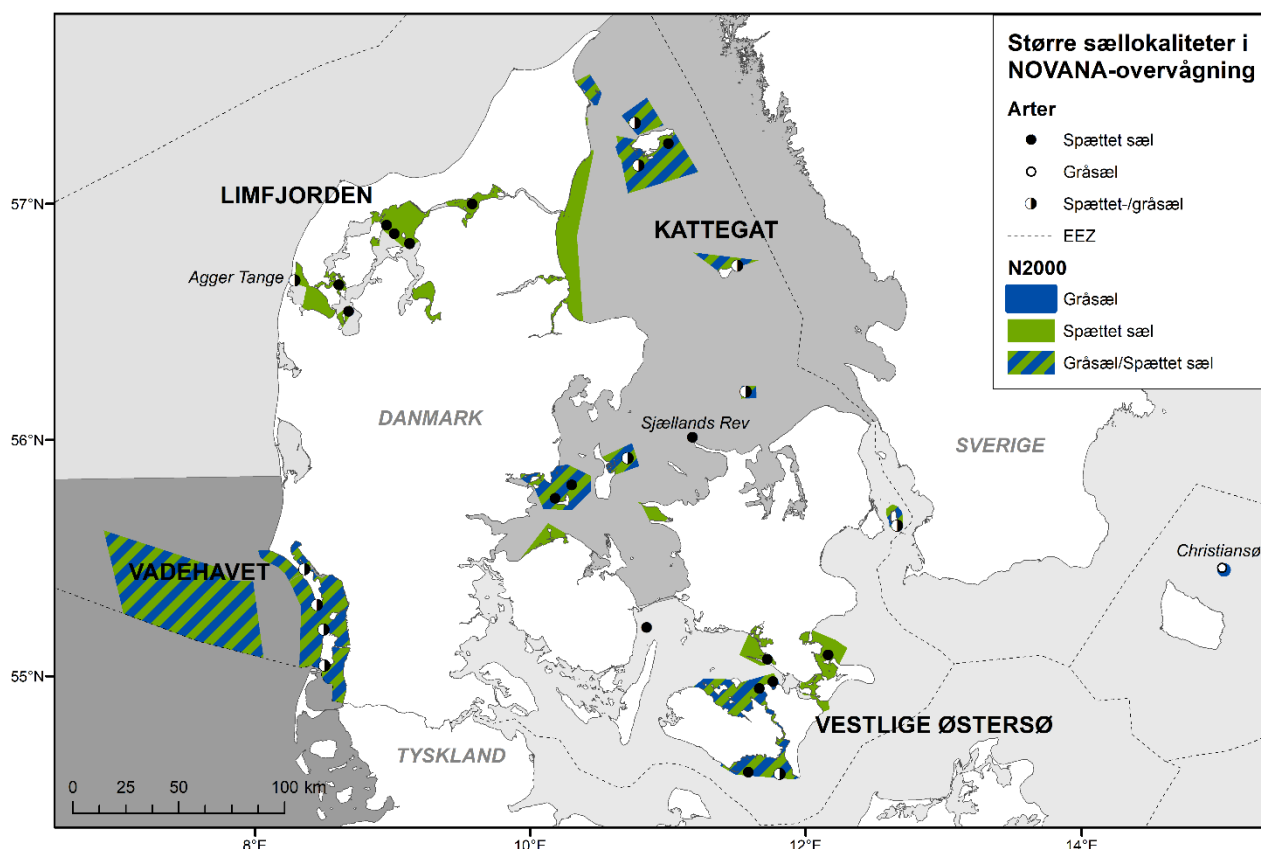
Overvågning af sæler

Fra 2011 (indre farvande) og 2014 (Vadehavet) er systematiske tællinger af gråsæler i yngle- og fældeperioderne blevet en integreret del af det nationale overvågningsprogram. Før blev gråsæl kun registreret i tilknytning til optællinger af spættet sæl i august.

I det nuværende program flyovervåges spættet sæl og gråsæl i tre perioder:

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælerne i Østersøen. I perioden fokuserer overvågningen på gråsælunger i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland og Finland under HELCOM. December er yngleperiode for gråsæler i Nordsøen. Fra 2014 er der påbegyndt overvågning af gråsælunger i Vadehavet og Limfjorden i december i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

- 2) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøen, og de spættede sæler føder deres unger. I denne periode estimeres antallet af fældende gråsæler i de indre farvande og ungeproduktionen for spættede sæler.
- 3) I august fælder de spættede sæler og optælles i Kattegat, Limfjorden, Østersøen og Vadehavet i en koordineret indsats med Sverige, Tyskland og Holland. Tællingerne af de spættede sæler i august bruges til at vurdere udviklingen i den samlede population (*Teilmann m.fl. 2010*).



Figur 8.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der jævnligt observeres gråsæler, er vist med forskellig signatur. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder for spættet sæl i Danmark. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjællands Rev, hvor den ikke er beskyttet, og at gråsælen jævnligt observeres ved Agger Tange i den vestlige Limfjord, hvor den ikke er på udpegningsgrundlaget. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er ved Christiansø.

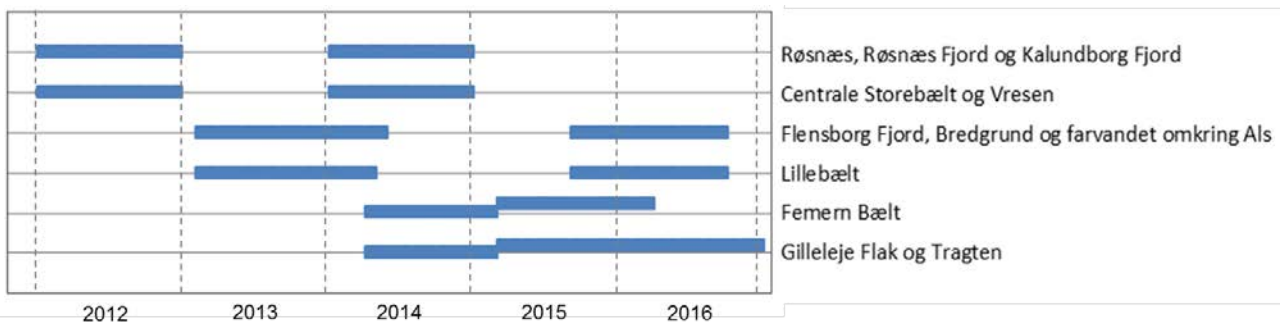
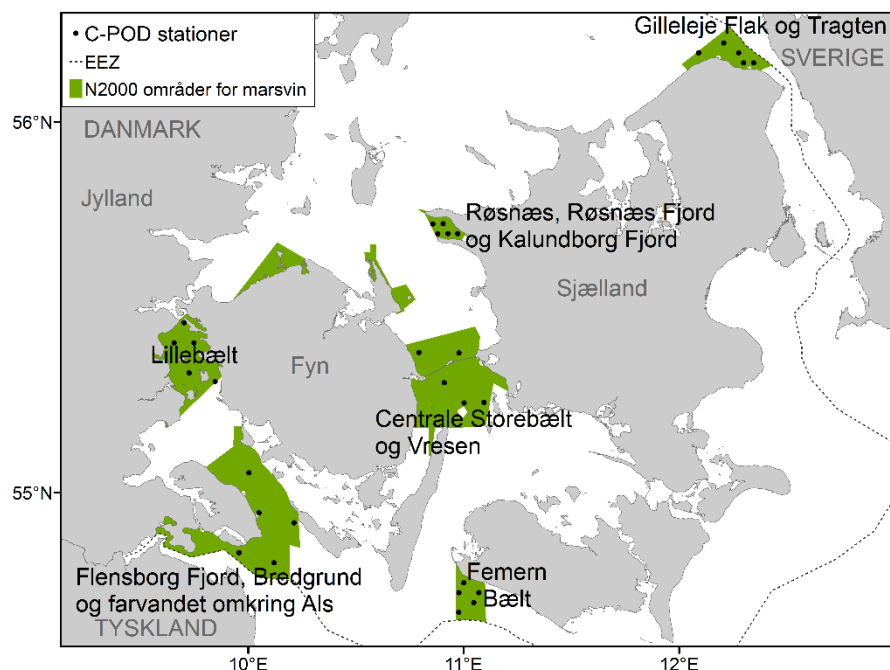
Overvågning af marsvin

I løbet af NOVANA-perioden 2011-2016 udføres følgende overvågning:

- 1) I Skagerrak/nordlige Nordsø (tre habitatområder) og den sydlige Nordsø (to habitatområder) er der i perioden 2011-2015 udført en årlig optælling af marsvin fra fly i alle fem habitatområder i juli/august. I 2016 er dette erstattet af en stor international optælling af hvaler i Europæiske farvande, SCANS-III (se nedenfor og *Hammond m.fl. 2017*).
- 2) I de indre danske farvande overvåges de seks vigtigste habitatområder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs, fem i hvert område, *figur 8.2*). Der overvåges to habitatområder ad gangen, og i hvert område overvåges i to perioder af 12-16 måneders varighed inden for perioden 2012-2016 (*figur 8.3*). De fem C-PODs i hvert område er placeret på

tilfældigt udvalgte positioner for at give et generelt billede af marsvine-tætheden i habitatområderne. Udstyret er alt efter forholdene enten placeret på havbunden med et anker og en akustisk udløser eller med anker og en overfladebøje. Marsvinydene analyseres som antal minutter pr. døgn, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM) omregnet til procent af døgnnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af PPM/døgn for hver måned. Data for de to udlægning i hvert område blev statistisk sammenlignet i programmet R v. 3.4.0 ved brug en ANOVA-test efterfulgt af Tukeys HSD-test for miksede modeller for at undersøge forskelle mellem områder og perioder. Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvins brug af et område over tid end andre metoder, da monitoringen foregår dag og nat gennem hele året. Til gengæld har metoden en relativ lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500 m fra lyttestationerne.

Figur 8.2. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de seks vigtigste Natura 2000-områder i de indre farvande. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.



Figur 8.3. Perioder med C-POD-udlægning i seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande januar 2012-december 2016. Hver periode er af 12-16 måneders varighed.

- 3) I de indre danske farvande blev der desuden foretaget en akustisk overvågning fra skib to gange inden for perioden 2011-2016, hvor de vigtigste Natura 2000-områder blev gennemsejlet (2011 og 2013). Resultater fra disse surveys blev afrapporteret i 'Marine områder 2013' (Hansen 2015a).
- 4) I 2012 blev der foretaget en total optælling af bestanden i de indre farvande og i 2016 både i de indre farvande og Nordsøen. Disse tællinger ligger i forlængelse af SCANS-optællingerne i 1994 og 2005 (Hammond m.fl. 2013). Her blev resultaterne fra alle fire surveys rapporteret med fokus på danske farvande.
- 5) Eftersom det ikke har været muligt at tælle marsvin i Østersøen visuelt pga. den lave tæthed, har Danmark deltaget i EU-projektet SAMBAH i perioden 2010-2015. I projektet blev 300 C-PODs udlagt i et tilfældigt net i størstedelen af Østersøen med det formål at undersøge antal og fordeling af Østersøbestanden af marsvin. Metoden er beskrevet i SAMBAH (2017) og resultater afrapporteres her.

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

Nationalt

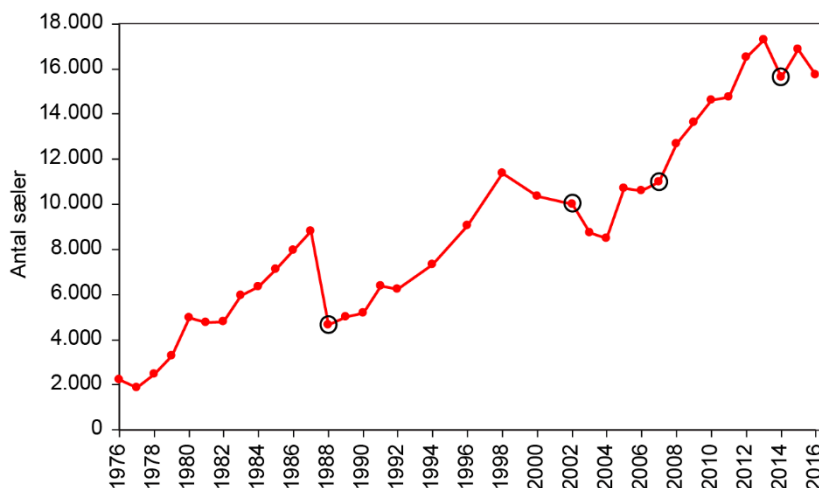
Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på sandbanker, rev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø) på baggrund af genetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (figur 8.1; Olsen m.fl. 2014).

I 1988 og 2002 ramte en mæslinge-lignende virus *phocine distemper virus* (PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestandene ihjel (figur 8.3; Härkönen m.fl. 2006). I 2002 ramte epidemien flere lokaliteter efter optællingerne i august, så den samlede nedgang i bestanden først blev registreret i 2003. Efter 1988 og indtil 2002 steg bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år i hele Danmark. Efter 2002-epidemien og frem til 2014 var den gennemsnitlige årlige bestandsstigning 6 %. En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (Härkönen m.fl. 2008). Kun nogle hundrede spættede sæler døde i sommeren 2007, og effekten på den samlede danske bestand var ikke synlig i overvågningsresultaterne. I sommeren/efteråret 2014 blev de spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi, som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Mange hundrede spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (Bodewes m.fl. 2015; Krog m.fl. 2015).

Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden immunitet (dvs. født efter 2002) når en vis størrelse, og virus er til stede. PDV-virus formodes at komme fra de store arktiske sælbestande, hvor virusset cirkulerer, uden at sælerne ser ud til at dø af det. En teori er, at gråsæler, der bevæger sig meget mere omkring end spættet sæl, muligvis smittes længere nordpå og bringer smitten sydpå, hvor de spættede sæler lever. Ingen af de omtalte epidemier ser ud til at have været dødelig for gråsælerne, selvom det er påvist, at de blev smittet af PDV i 1988 og 2002 (Härkönen m.fl. 2006; Härkönen m.fl. 2007a). Effekten af epidemierne på antallet af spættede sæler forventes at vare 5-10 år fra smittetidspunktet afhængig af den enkelte bestands størrelse (Olsen m.fl. 2010).

Den totale bestand af spættet sæl i Danmark (sæler talt på hvilepladserne plus den andel af sæler, der antages at være i vandet under optællingen) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2016 (figur 8.4). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater i de følgende år med adgangsforbud og derfor god ungeoverlevelse (Jepsen 2005).

Figur 8.4. Det totale antal spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2016 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet - Ries m.fl. 1998, 43 % i øvrige farvande - Härkönen m.fl. 1999). I perioden 1976-1978 blev antallet estimeret ved ikke-standardiserede tællinger, som derfor er lidt mere usikre end de efterfølgende. Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.

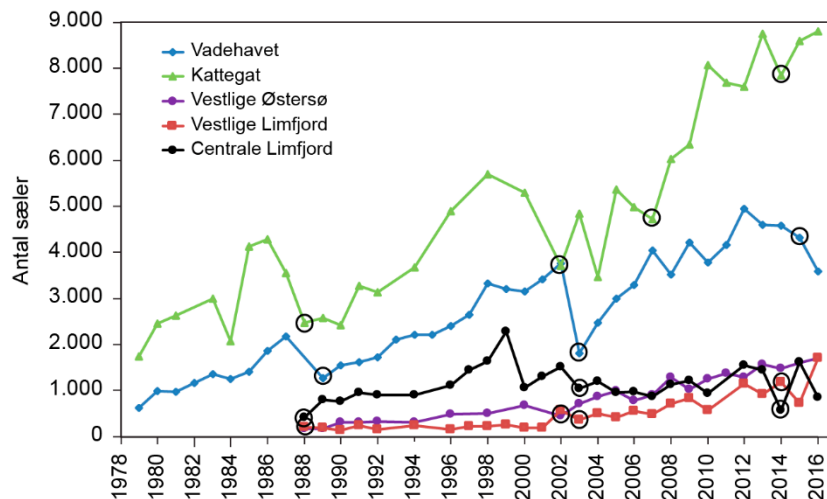


Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsæl vil påvirke de spættede sæler (se omtale af gråsæl nedenfor). Da gråsælen imidlertid er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet af spættede sæler en mulighed.

Vadehavet

Bestanden i Vadehavet er spredt over hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I 2016 blev det totale antal spættede sæler estimeret til 3.600 i den danske del af Vadehavet (figur 8.5). De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af de to epidemier af PDV (1998 og 2002). Siden 2002 er bestanden i den danske del af Vadehavet vokset med gennemsnitligt 13 % årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale rate for spættet sæl (Härkönen m.fl. 2002). Siden 2012 har væksten været negativ med gennemsnitlig tilvækst på -8 % pr. år, delvis påvirket af influenzaepidemien i 2014, hvor den danske del af Vadehavet blev hårdt ramt (Bodewes m.fl. 2015; Krog m.fl. 2015). Selv medregnet denne påvirkning tyder udviklingen fra omkring 2007 på, at populationen i Vadehavet nærmer sig miljøets bæreevne, og at populationen vil stabilisere sig inden for de bestandsstørrelser, der er observeret de sidste 10 år (gennemsnit: ca. 4.200, range: ca. 3.500-5.000), hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2016 blev der talt 769 unger, hvilket er 12 % flere end i 2015 og højere end alle tidligere tællinger. Det er uklart, hvad det høje antal unger har af betydning, nu hvor antallet af sæler sandsynligvis har nået områdets bæreevne. Der er tre mulige fortolkninger: 1) Der er en tilsvarende høj unge dødelighed, 2) området er et godt yngleområde, men ungerne presses ud pga. fødemangel til andre områder, når de selv skal søge føde, og 3) antallet af sæler stiger i de kommende år som del af den naturlige variation omkring områdets bærekapacitet.

Figur 8.5. Antal spættet sæl i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2016 – opgjort ud fra tællinger i august på landgangspladser korrigeret for andelen af sæler i vandet (32 % i Vadehavet - *Ries m.fl. 1998*, 43 % i øvrige farvande - *Härkönen m.fl. 1999*). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.



Limfjorden

De spættede sæler i Limfjorden repræsenterer to forskellige genetiske enheder (*Olsen m.fl. 2014*). De fleste af sælerne i den centrale del af fjorden er sandsynligvis efterkommere af de sæler, der beboede fjorden, før forbindelsen til Nordsøen blev lukket omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem fjorden og Nordsøen ved stormfloden i 1825, og i Nissum Bredning, tættest på Nordsøen, synes sælerne at være en blanding af sæler fra de centrale bredninger og sæler fra Vadehavet (*Olsen m.fl. 2014*). Antallet af sæler i den centrale del har vist store fluktuationer fra år til år, og det er sandsynligt, at de vandrer ind og ud af Limfjorden afhængig af tilgængeligheden af føde. Dette gør udviklingen i antallet af sæler i de centrale del af Limfjorden svær at tolke, fx blev der i 2015 estimeret 1.600 sæler i den centrale del, men kun 850 individer i 2016, uden at der blev fundet usædvanligt mange døde sæler (*figur 8.5*). Antallet af sæler i den centrale Limfjord fluktuerer omkring det samme niveau som efter sidste PDV-epidemi i 2002, hvilket indikerer, at denne bestandstæthed repræsenterer miljøets/fødegrundlagets bæreevne. Antallet af sæler i den vestlige Limfjord har været stigende siden 2002, og i 2016 estimeredes 1.700 individer, den foreløbige rekord (*figur 8.5*).

Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2016 estimeredes den samlede bestand til 16.500 individer, heraf 8.800 i den danske del (*figur 8.5*). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11 %. I de seneste fem år har vækstraten kun ligget på gennemsnitligt 3 % om året, hvilket tyder på, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2016 blev der talt 1.257 unger svarende til 14 % af den estimerede bestand, hvilket er betydeligt lavere end i de tidligere år; fx udgjorde ungerne i 2015 22 % af den estimerede bestand. Det talte antal unger er et minimumsestimater af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig. For at kunne lave fortolkninger angående udvikling i bestandens demografi og de faktorer, der påvirker ungeproduktionen, er der behov for flere data både inden for samme år og over en årrække.

Vestlige Østersø

I 2016 blev populationen estimeret til at bestå af 1.700 individer (*figur 8.5*). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitligt 13 % årligt. I de seneste fem år er denne rate reduceret til 5 %, hvilket indikerer, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er dog, at gråsælernes genetablering i dette område påvirker bestanden af spættede sæler negativt.

Hvis det første er tilfældet, kan vi forvente en stabilisering af antallet af spættede sæler i området i de kommende år, hvis den aftagende vækst derimod skyldes konkurrence fra eller fortrængning på grund af gråsæler, er en nedgang i bestanden i de kommende år sandsynlig. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

Gråsæl

Nationalt

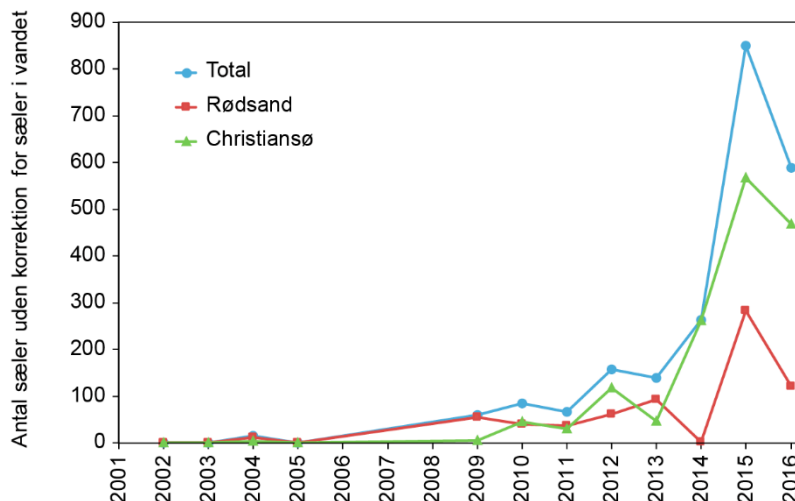
Gråsælen svømmer meget mere omkring end spættet sæl og kan findes i hele Østersø- og Nordsøregionen. Gråsælen udnytter mange af de samme uforstyrrede yngle-/hvilepladser som spættet sæl. Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig og udbredt sælart i de danske farvande og yngede frem til omkring år 1900 ved de danske kyster. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen i løbet af de sidste 15 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret årlige fødsler, og der er i de senere år også observeret yngleforsøg på Søndre Rønner, Borfeld, Anholt og i Vadehavet (Härkönen *m.fl.* 2007b; Jensen *m.fl.* 2015). I Danmark lever to adskilte bestande af gråsæler, den ene i Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske Vadehav, og den anden i Østersøen med hovedudbredelse omkring Stockholm, Estland og det sydlige Finland (Härkönen *m.fl.* 2007b). I Kattegat forekommer sæler fra begge bestande. Fler-tallet af genetiske prøver indsamlet i Kattegat repræsenterer sæler fra Nordsøen (Fietz *m.fl.* 2016), mens de registrerede fødsler i Kattegat og ved Rødsand repræsenterer Østersø-bestanden.

Satellitsporing og genetiske undersøgelser har vist, at gråsælerne i den danske del af Østersøen svømmer frem og tilbage mellem Finland, Estland og Sverige (Dietz *m.fl.* 2003; Dietz *m.fl.* 2015; Fietz *m.fl.* i 2016).

Østersøen

Der er i den vestlige Østersø (Rødsand) udført forsøgsvis optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer (figur 8.6). Ved flyovervågning i 2009 og 2010 blev der talt hhv. 67 og 41 gråsæler. Christiansø har de største forekomster af gråsæl i Danmark, og i 2011-2014 blev 33-99 % af gråsælerne i Danmark registeret her. I 2016 blev der talt 589 gråsæler i den danske Østersø, heraf 468 på Christiansø. Dette er en reduktion i forhold til de 850, der blev talt i 2015. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i Østersøen og dette kan bidrage til variationen i antallet af talte dyr.

Figur 8.6. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2016 – opgjort ud fra flytællinger på hvilepladserne i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni (tal angiver faktiske tællinger, da man ikke kender andelen af sæler i vandet). For Christiansø er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 er foretaget fra fly.



Kattegat

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 samlet for perioden observeret færre end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august. I august 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal gråsæler, henholdsvis 32 (Læsø) og 68 (Anholt). Fra 2010 er der hvert år foretaget flyvninger i perioden omkring 1. marts, hvor der på Borfeld nord for Læsø blev talt mellem 29 og 110 gråsæler i perioden 2010-2015. I marts 2016 blev der talt 127 gråsæler i den danske del af Kattegat, den højeste registrering hidtil.

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler indledtes i 2015, hvor der i april taltes 164 individer i Vadehavet, og i 2016 173 individer. I forbindelse med de årlige optællinger af spættet sæl i juni og august var det maksimale antal observerede gråsæler stigende fra 13 i 2006 til 147 i 2016.

Gråsælunger

Fra og med 2003 til 2014 er der årligt observeret op til fem levende gråsælunger i februar-marts på danske lokaliteter. I 2008 blev der i marts for første gang set en levende gråsælunge i Kattegat ved Søndre Rønner, Læsø. I 2013 fødtes to unger på Borfeld ved Læsø, og i december 2014 blev den første gråsælunge født i Vadehavet, og i 2015 blev der registreret en levende unge på Totten på Anholt for første gang. I 2016 blev der i de indre farvande registreret en foreløbig rekord på ni gråsælsfødsler – alle på Rødsand. Disse observationer viser, at gråsælen nu igen (efter ca. hundrede års pause) yngler på flere lokaliteter i Danmark.

Stigningen i antallet af gråsæler over hele landet i de seneste år kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske ynglende gråsæler. Stigningen må derfor skyldes et skift i udbredelsen af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen til den sydlige del og et skift nordpå fra Holland og Tyskland til den danske del af Vadehavet. Det er uvist, hvor Nordsø-gråsælerne i Kattegat kommer fra. Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande. Med de få fødsler, der registreres i Danmark, er bestanden af ynglende danske gråsæler formentlig maksimalt 20 individer. De fleste gråsæler i danske farvande er altså kun på visit og formodes at returnere til deres oprindelige fødested, når de selv skal yngle.

Marsvin

Marsvinet er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste der med sikkerhed yngler her. Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i minimum tre populationer: 1) farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen.

Bestanden i Østersøen er erklæret 'kritisk truet' af IUCN (International Union for Conservation of Nature). I forvaltningssammenhæng er det vigtigt at administrere hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsat for forskellige trusler.

Den største trussel mod marsvin menes at være utilsigtet bifangst i fiskegarn. Der findes ingen nyere studier af problematikken, men fra 1987-2001 druknede gennemsnitligt 5.900 marsvin årligt blot i det danske garnfiskeri i Nordsøen (Vinther & Larsen 2004). ICES har i 2014 vurderet, at bifangstraten i Kattegat, Øresund og Bælthavet ligger mellem 0,4% og 0,7% af bestandene i områderne (ICES 2016). Denne bifangstrate er dog behæftet med betydelige

usikkerhed. Ud over bifangst kan undervandsstøj, habitatdestruktion, fødemangel som følge af overfiskning og forurening også have negativ indflydelse på marsvins udbredelse og sundhedstilstand.

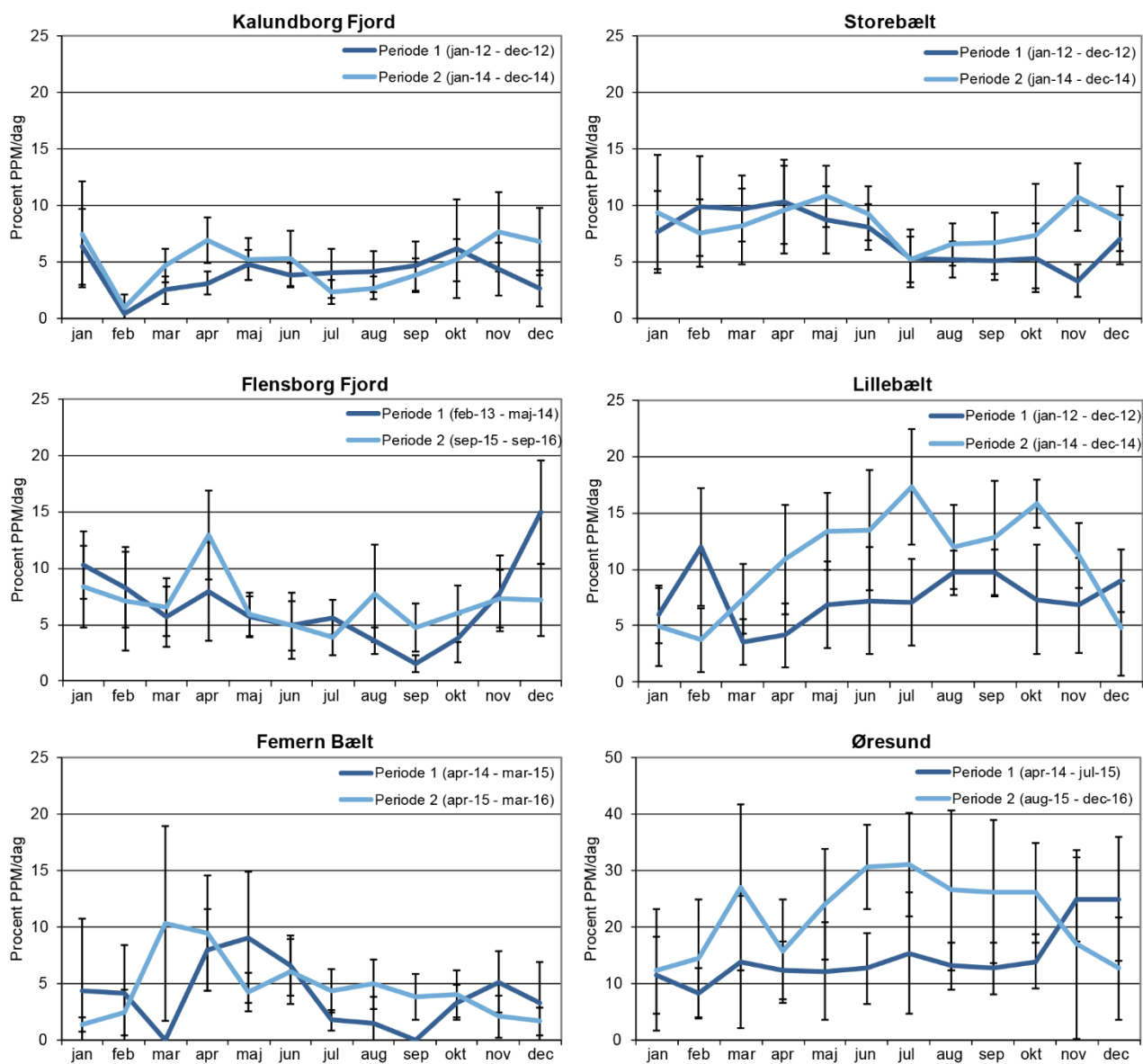
Marsvin har store udbredelsesområder, der strækker sig ud over grænserne for de udpegede habitatområder og de danske grænser, og overvågningen bør derfor inkludere hele marsvinets udbredelsesområde, hvis man skal have en pålidelig status for populationerne.

Indre danske farvande

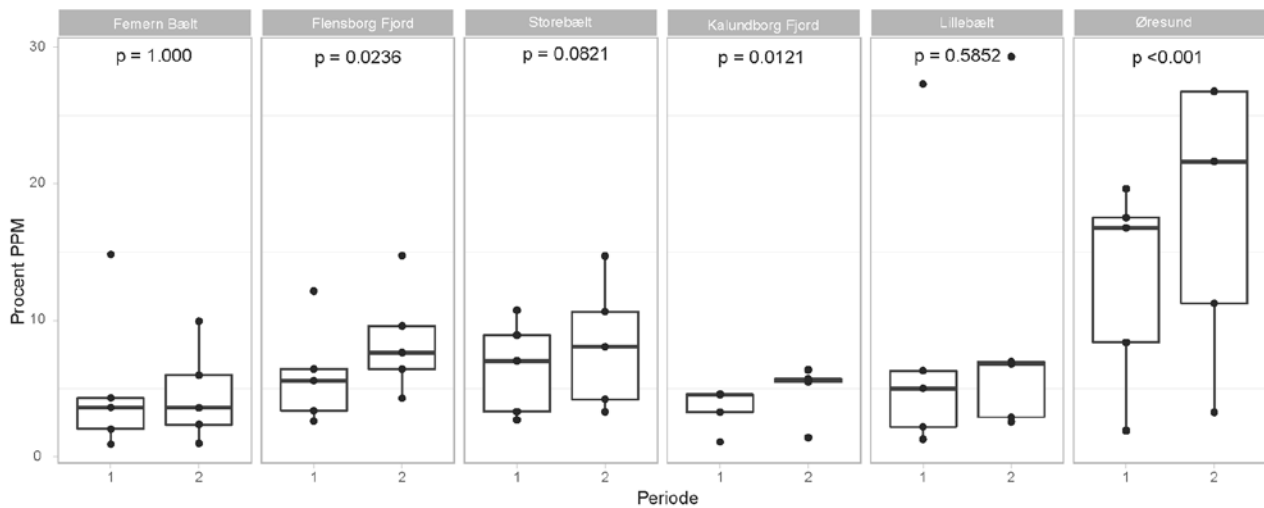
Passiv akustisk overvågning

Andelen af minutter af døgnet, hvor marsvin er registreret (%PPM/døgn), varierer mellem områder og måneder i de seks overvågningsområder, men ligger generelt på niveauer mellem 0,4 % og 17 % PPM/døgn med undtagelse i det nordlige Øresund, hvor der i flere måneder i gennemsnit registreredes 20-32% PPM/døgn (*figur 8.7*). Der ses en tydelig årstidsvariation i alle områder, men hvilke perioder, der har hhv. lav og høj tæthed varierer mellem områder. I alle områder, undtagen 'Lillebælt' og 'Gilleleje Flak og Tragten', er årstidsvariationen sammenlignelig mellem de to perioder.

I den samlede analyse af alle områder fandtes ingen signifikant forskel mellem de to perioder, hvor hvert område er overvåget (Mixed ANOVA, $F_{5,24} = 1.94$, $P = 0.125$). I de efterfølgende post-hoc test (Turkey HSD-test for mixede modeller) fandtes imidlertid en signifikant forskel mellem Periode 1 og 2 i 'Gilleleje Flak og Tragten', 'Femern Bælt' og 'Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord' – alle med et højere antal detektioner i periode 2 (*figur 8.8*). Dette viser, at i de seks vigtigste Natura 2000-områder for marsvin i de indre danske farvande var antallet af marsvin enten stabilt eller stigende.



Figur 8.7. Gennemsnit af marsvinepositive minutter pr. døgn (PPM) i procent af døgnet fordelt på måneder og de to overvågningsperioder (figur 8.3) for de fem akustiske lytteposter anvendt i hver af de seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande 2012-2016. Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien. Bemærk at skalaen på y-aksen for grafen for Øresund er anderledes end de øvrige. Flensborg Fjord = Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als, Storebælt = Centrale Storebælt og Vresen, Kalundborg Fjord = Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord, Øresund = Gilleleje Flak og Tragten.



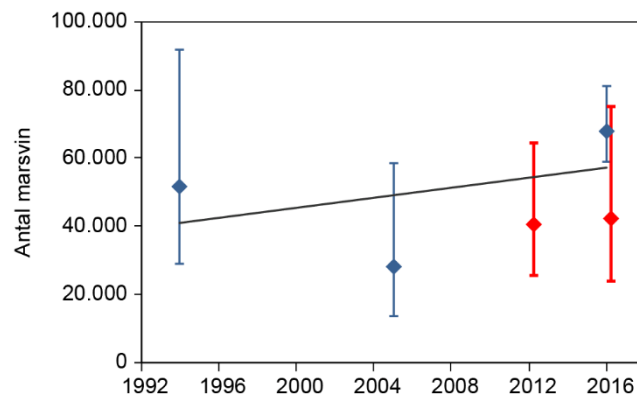
Figur 8.8. Statistisk sammenligning af periode 1 og 2 for de seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande. For hvert område er vist periodegennemsnit for de fem lytteposter inden for hvert område i %PPM/døgn, boksplot samt p-værdi. Flensborg Fjord = Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als, Storebælt = Centrale Storebælt og Vresen, Kalundborg Fjord = Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord, Øresund = Gilleleje Flak og Tragten.

Indre danske farvande

Bestandsoptællinger

Marsvinebestanden i Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø er blevet optalt fire gange: 1994, 2005, 2012 og 2016 (figur 8.9). Surveyområderne, der dækker Bælthavspopulationen, har imidlertid ikke været helt identiske, hvilket umuliggør direkte sammenligning af resultaterne – fordi områdernes størrelse er forskellig og dækker flere bestande. Kun optællingerne i 2012 og 2016 dækker selve Bælthavspopulationen (Sveegaard m.fl. 2015). Her ses ingen signifikant forskel mellem 2012 og 2016, og bestanden estimeredes i 2016 til 42.324 marsvin (CV = 0,304, 95% konfidensinterval: 23.368 - 76.658).

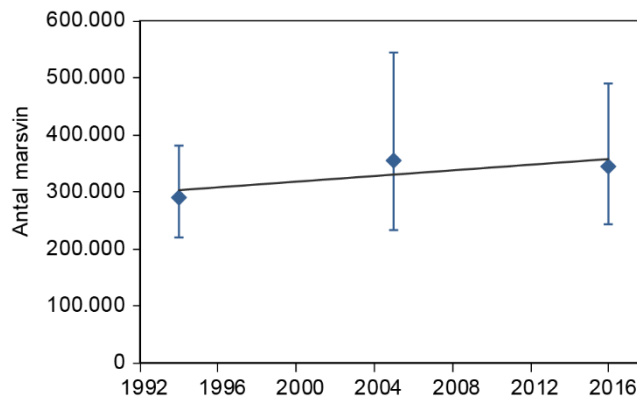
Figur 8.9. Bestandsestimater af marsvin for hhv. Skagerrak, Kattegat og Bælthavet og Vestlig Østersø. Blå markering indikerer total surveyestimat, og rød indikerer estimater for Bælthavspopulationen. Bemærk i 2012 optaltes kun Bælthavspopulationen. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervallet.



Nordsøen og Skagerrak

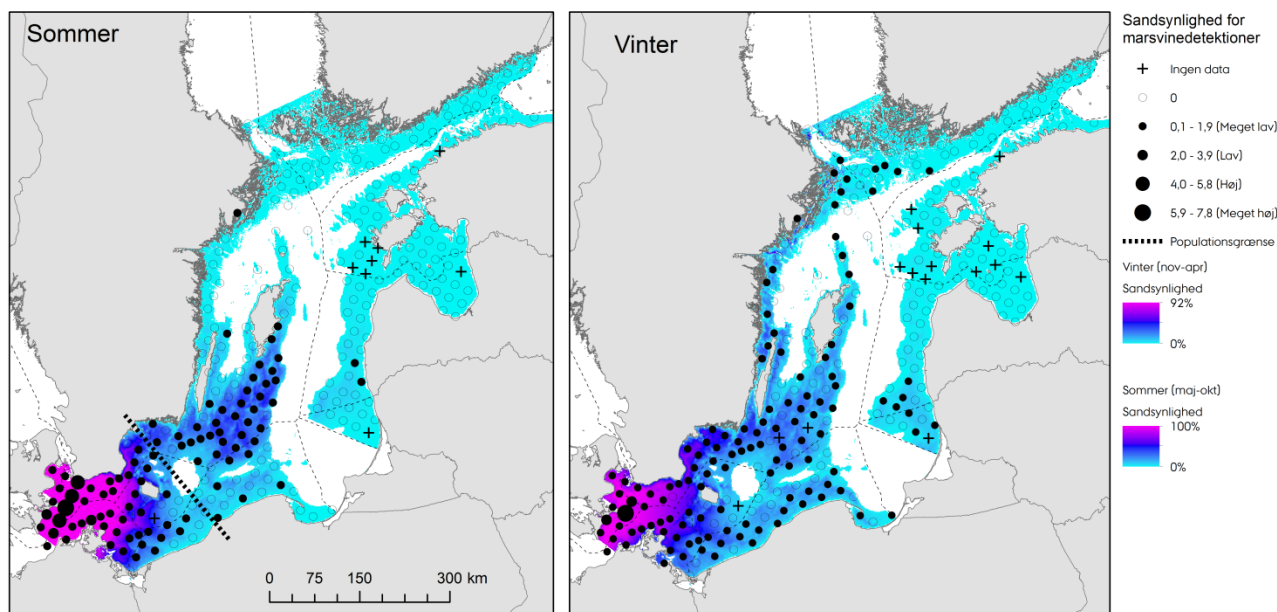
Marsvinebestanden i Nordsøen og nærliggende farvande er blevet optalt tre gange: 1994, 2005 og 2016. Marsvinene i det nordlige Kattegat, Skagerrak og den danske del af Nordsøen er del af denne Nordsø-population. Der blev ikke fundet signifikant forskel på antallet af marsvin i de tre SCANS-surveys, og populationen betragtes derfor for at være stabil over denne 22 årige periode (figur 8.10).

Figur 8.10. Populationsestimat af marsvin for hhv. Nordsøen inkl. det vestlige Skagerrak. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervallet.



Østersøen

SAMBAH-projektet havde til formål at undersøge antal samt udbredelse af bestanden af marsvin i Østersøen, der er kategoriseret som 'kritisk truet' på IUCNs rødliste. På baggrund af data fra 300 lyttestationer anvendt fra maj 2011 til juni 2013 blev bestanden estimeret til kun ca. 500 marsvin (95 % konfidensinterval: 80-1.091), hvilket bekræfter, at populationen er kritisk truet. Om sommeren samler de ynglende marsvin sig på Hoburgs Banke og Mid-sjöbankerne i svensk farvand (*figur 8.11*). Om vinteren spredes de ud og er observeret så langt nordpå som i finsk farvand. Den modellerede fordeling af marsvin viser, at den højeste tæthed findes i den vestligste del af området vest for Bornholm i dansk, svensk og tysk farvand. Individuer i dette område udgøres formodentlig hovedsageligt af dyr fra Bælthavs-populationen, men også dyr fra Østersø-populationen benytter området især om vinteren. I dansk farvand øst for Bornholm er tætheden betydelig lavere.



Figur 8.11. Model over sandsynlighed for marsvinedetektioner om sommeren (maj-oktober) og vinteren (november-april). Lyseblå indikerer lav sandsynlighed og lilla indikerer høj sandsynlighed. Cirkler indikerer position for marsvinelyttestationer (C-POD) udlagt maj 2011-juni 2013 under SAMBAH-projektet. Størrelsen på udfyldte sorte cirkler indikerer antallet af marsvinedetektioner, tomme cirkler indikerer ingen detektioner og krydser indikerer ingen data, hvilket oftest skyldtes mistet udstyr. Den stiplede linje viser den foreslåede sommer-populationsgrænse mellem Bælthavs- og Østersø-populationerne af marsvin.

Sammenfatning

- Fra 1976 til 2010 har overvågningen af marine pattedyr i danske farvande haft fokus på spættet sæl. Fra 2011 er både gråsæl og marsvin en integreret del af det nationale overvågningsprogram (NOVANA).
- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2016, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sæl-reservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i de fire forvaltningsområder/populationer Vadehavet, Kattegat, den vestlige Østersø og Limfjorden. Den gennemsnitlige årlige vækstrate i de sidste fem år for de første tre områder har været på henholdsvis -8 %, 3 % og 5 %. I Limfjorden var der store fluktuationer i bestandsstørrelsen, hvilket tyder på ind- og udvandring til og fra området. Vækstraterne tyder generelt på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne i deres områder.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2016 blev der registreret op til 127 individer i Kattegat, 173 i Vadehavet og 589 i den danske del af Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år. Op til ti gråsæler fødes nu hvert år i Danmark (første fødsel i 2003) efter ca. hundrede års pause.
- Overvågning af marsvin med lyttestationer viste, at i de seks vigtigste Natura 2000-områder for marsvin i de indre danske farvande var antallet af marsvin enten stabilt eller stigende.
- På baggrund af data fra lyttestationer blev populationen af marsvin i Østersøen estimeret til ca. 500 individer, hvilket bekræfter, at bestanden er kritisk truet.
- Opgørelser af populationen af marsvin med skib og fly i Skagerrak, Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø i 1994, 2005, 2012 og 2016 indikerer, at bestanden i dette områder er stabil. Desuden indikerer tilsvarende opgørelser af marsvinepopulationen i Nordsøen og nærliggende farvande i 1994, 2005 og 2016, at også bestanden i dette område er stabil.

9 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Martin M. Larsen & Jakob Strand

Alle miljøfarlige stoffer i det nationale overvågningsprogram (NOVANA) er udvalgt på baggrund af viden om deres forekomst og potentiale for at blive bioakkumuleret og forårsage skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse stoffer kan påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde nedsætte deres overlevelses-evne. En del af stofferne er også sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter.



Ålekvaaber klargjort til dissektion.

Foto: Martin M. Larsen.

I kapitlet anvendes en del forkortelser for stoffer, miljøkvalitetskriterier og konventioner. Der er derfor bagerst i kapitlet indsat en liste med en udspecificering af de anvendte forkortelser.

Metoder og datagrundlag

Overvågning i 2016

Den marine overvågning omfatter både analyser af indholdet af tungmetaller og en række organiske miljøfremmede stoffer i sediment, muslinger og/eller fisk (tabel 9.1). Derudover er der undersøgelser af forskellige biologiske effektindikatorer i muslinger og fisk. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i sediment, muslinger og fisk (Larsen 2013a, b, c) samt af biologiske effekter i havsnegle, muslinger og fisk (Strand 2013a, b; Strand & Dahllöf 2013). En stor del af data for 2016 blev ikke indrapporteret tidsnok til at kunne indgå i denne rapportering. Nærværende rapport omfatter derfor en mindre del af de samlede overvågningsdata fra 2016. I rapporten indgår data fra fem muslingestationer (ni prøver inkl. replikater) og tre fiskestationer. På to af fiskestationerne var det ikke muligt at fange ålekvaaber, da de stort set er udkonkurreret af den invasive art sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) i det vestlige Østersø. Der er derfor i stedet anvendt sortmundet kutling i Karrebæk Fjord og Smålandsfarvandet. Data fra den resterende overvågning i 2016, dvs. 13 sedimentstationer, 55 muslingestationer og 8 fiskestationer, vil indgå i næste års rapportering.

Undersøgelse af sediment, muslinger (blåmusling eller sandmusling) og fisk (ålekvaabe/sortmundet kutling, skrubbe eller rødspætte) udføres en gang årligt, men ikke alle stoffer måles hvert år på alle stationer eller i alle organismer og matricer. Hvor der i muslinger måles på puljede prøver af hele bløddele, så analyseres stofferne i fisk i puljede prøver af udvalgte organer, dvs. i lever (metaller, TBT, PFAS, PCB, klorerede pesticider) eller muskel/filet (kviksølv, PBDE, dioxiner). For ålekvaaber er hanner foretrukket, fordi hunnerne hvert år reducerer deres indhold af organiske stoffer i forbindelse med deres reproduktion, hvor en stor del af deres belastning bliver overført til ungerne (Dahllöf m.fl. 2011). Fra sediment udtages prøve fra den øverste centimeter, og

der analyseres på den partikelfraktion, som er mindre end 2 mm. I modsætning til organismer, som typisk afspejler påvirkningen de seneste uger/måneder, vil den øverste cm af sediment (mm i Vadehavet) typisk repræsentere de sidste 3-7 års påvirkning. Derfor blev sedimentprøver i de første overvågningsprogrammer udtaget med 3-5 års interval, mens der i det nuværende NOVANA-program udtages sedimentprøver hvert år, men på forskellige stationer.

Muslingers indhold af miljøfarlige stoffer anvendes som generel indikator for belastningen med miljøfarlige stoffer som fx tungmetaller i havmiljøet, da muslinger generelt opkoncentrerer miljøfarlige stoffer i forhold til de koncentrationer, der findes i havvand. Derved repræsenterer koncentrationen i muslinger typisk et integreret niveau for stationen over de sidste dage til måneder afhængig af, hvilket stof der måles. Muslinger er desuden en velegnet indikator, da de er stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer (se nedenfor). Ud over muslinger analyseres der også på fisk, så det kan vurderes, i hvilket omfang der sker en ophobning, som i sidste ende kan udgøre en risiko for de øverste led i fødekæden. De bundlevende fisk ålekvabbe, rødspætte og skrubbe er valgt som gode områdespecifikke monitoringsorganismer i kystnære områder, fordi de er mere stationære sammenlignet med mere pelagiske fisk som torsk og sild.

Tabel 9.1. Oversigt over stofgrupper som er analyseret i marine miljøprøver som en del af NOVANA-programmet i 2016.

| Stofgruppe | Sediment | Muslinger | Fisk |
|--|----------|------------------|------------------|
| Tungmetaller ¹ | X | X | X |
| Organotinforbindinger (bl.a. TBT) | X | X | (X) ⁴ |
| Tjærestoffer (PAH'er) ² | X | X | - |
| Phthalater og alkylphenoler | X | - | - |
| Dioxin, furaner og dioxinlignende PCB'er | X | (X) ⁵ | X |
| Klorerede pesticider og alm. PCB'er | - | - | X |
| Bromerede flammehæmmere ³ | - | - | X |
| Perfluorerede alkylerede stoffer (PFAS) | - | - | X |

¹ Kviksølv (Hg), cadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), nikkel (Ni), krom (Cr), arsen (As), zink (Zn). Desuden sølv (Ag) i muslinger, da stoffet indgår i EU's skaldyrskategori.

² Polyaromatiske (3-7 aromatringer) og aromatiske (naphthalen) hydrocarboner/kulbrinter.

³ PBDE og HCBDD.

⁴ Kun i ålekvabber og sortmundet kutling.

⁵ I 7-9 udvalgte prøver årligt.

I tillæg til de kemiske målinger er der også blevet undersøgt for forskellige biologiske indikatorer på nogle udvalgte stationer for at vurdere, i hvilket omfang de miljøfarlige stoffer også giver sig udslag i direkte målbare effekter på dyrelivet i de danske farvande. De undersøgte effekter er ikke alle stofspecifikke, men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination. I perioden 2011-2013 blev der undersøgt for biologisk effekter på 12 stationer med blåmusling og ålekvabbe, og siden 2014 på to stationer med blåmusling og ålekvabbe. De anvendte effektindikatorer omfatter for ålekvabbe de såkaldt PAH-specifikke effektindikatorer CYP1A-aktivitet (målt som EROD) i lever og indholdet af PAH-metabolitter i galde samt forekomst af fejludviklede unger, som indikator for mere generelle effekter på deres reproduktive succes. Analyserne for CYP1A-aktivitet mislykkedes dog i 2016, sandsynligvis på grund af utilstrækkelig opbevaring af prøverne forud for analyserne. For blåmuslinger anvendes lysosomal membranstabilitet som en generel stressmarkør for tegn på celledskader, der kan være forårsaget af forskellige typer af miljøfarlige stoffer. Desuden bliver der også hvert andet år (ulige år) undersøgt for imposex i havsneglene rødskonk og almindelig

konk, som bliver indsamlet på 14 stationer i de åbne farvande. Imposex i havsnegle blev ikke undersøgt i 2016, men data fra 2015 er rapporteret i *Hansen (2016)*.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrunds niveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i lever. Hverken Cd, Hg eller Pb har nogen kendt nyttevirkning i organismer. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning.

I Bekendtgørelse 439 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (*Miljø- og Fødevareministeriet 2016*) er der anført miljøkvalitetskrav for metaller i vandfasen, samt desuden for enkelte metaller i sediment og biota (*tabel 9.2*). Der anvendes ikke prøver fra vandfasen i den marine overvågning, fordi resultaterne er for varierende og kun repræsenterer et meget kort tidsvindue, især i Bælthavet og Øresund.

Baggrund for analyser af organiske miljøfremmede stoffer

Muslinger og sediment analyseres for forskellige forbindelser indeholdende organotin, herunder antibegroningsmidlet tributyltin (TBT), samt tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og oliespild. Udover PAH'er analyseres også for naphthalen, som er en to-ringet aromatisk hydrocarbon og derfor ikke en egentlig poly-aromatisk hydrocarbon (PAH), da de er defineret som havende mindst tre aromatiske ringe. Naphthalen stammer fra samme kilder som PAH'erne og analyseres derfor sammen med dem. Der analyseres for dioxiner og dioxinlignende forbindelser i fisk, sediment og i syv udvalgte muslingeprøver fra syv stationer. De dioxinlignende forbindelser omfatter furaner og de mere dioxinlignende coplanare polychlorerede biphenyler (PCB'er). Dioxiner og furaner dannes bl.a. ved afbrænding af plastmaterialer, hvorimod PCB kommer fra den tidligere udbredte anvendelse som flammehæmmer i bl.a. transformatorolie og fugematerialer. De individuelle dioxinlignende forbindelser (kongener, dvs. stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber) har forskellig giftighed, men den samlede belastning af de dioxinlignende forbindelser kan omregnes til en samlet giftighed udtrykt ved tox-ekvivalent (TEQ) i henhold til World Health Organization (*WHO 2005*). I sedimenter analyseres desuden for forskellige blødgørere (phthalater) og alkylphenoler (nonyl- og octylphenoler), der dels anvendes i plastprodukter som stabilisatorer, dels som detergent i en række industrielle produkter.

I fisk analyseres for de forbudte klorerede pesticider DDT, HCH, HCB og chlordan (trans-nonachlor) samt PCB. Herudover analyseres for bromerede flammehæmmere (PBDE), perfluorerede stoffer (PFAS'er), organotinforbindelser og de dioxinlignende stoffer. PFAS og organotinforbindelser måles i leveren, da fiskene især opkoncentrerer stofferne i leveren, og koncentrationen af PFAS i muskel ofte er under detektionsgrænsen. Svenske undersøgelser tyder på en faktor 10 forskel mellem lever- og muskelkoncentrationer af PFAS i en lang række fiskearter (*Faxneld m.fl. 2014*), hvilket er på linje med den faktor 10, der er blevet vurderet at være mellem lever- og muskelkoncentrationer for de klorerede pesticider HCH, HCB og DDT i fisk (*OSPAR 2005*).

Vurdering af målte koncentrationer i forhold til miljøvurderingskriterier

Til vurdering af overvågningsdata for miljøfarlige stoffer anvendes fortrinsvis EU's miljøkvalitetskrav (EQS, Environmental Quality Standards) samt de danske miljøkvalitetskrav for Cd, Pb, naphthalen og anthracen. Både EQS og miljøkvalitetskravene er anført i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Tabel 9.2. Internationale vurderingskriterier fra EU (2006, 2008, 2011, 2013) og OSPAR (2005, 2009), som er anvendt til at vurdere indholdet af metaller og organiske miljøfarlige stoffer i NOVANA-prøver fra 2016. Sedimentværdierne er ikke angivet, da sedimentdata ikke behandles i denne rapport.

| Reference | <i>Musling</i> | Muslinger | | | | Fisk (muskel) | | | |
|--|---------------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------|------------------------|-----------------------|
| | DK MKK ¹ BEK. 439 | BAC OSPAR | EAC OSPAR | EQS ⁷ EU | Fødevarer EU | BAC OSPAR | EAC OSPAR | EQS ⁷ EU | Fødevarer EU |
| Basis ² | VV | TV | TV | VV | VV | VV | VV | VV | VV |
| Stof | Enhed | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ |
| Kviksølv | - | 90 | - | 20 | 1.000 | 35 | - | 20 | 500 |
| Bly | 110 | 1.300 | - | - | 1.500 | 26 | - | - | 300 |
| Cadmium | 160 | 960 | - | - | 1.000 | 26 | - | - | 50 |
| Nikkel | | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Kobber | | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Zink | | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Tributyltin (TBT) | | 5 | 12 | - | - | - | - | - | - |
| Naphthalen | 2.400 | | 340 | - | - | - | - | - | - |
| Antracen | 2.400 | | 290 | - | - | - | - | - | - |
| Phenanthren | | 11 | 1.700 | - | - | - | - | - | - |
| Pyren | | 9 | 100 | - | - | - | - | - | - |
| Benz[a]anthracen | | 2,5 | 80 | - | - | - | - | - | - |
| Chrysene | | 8,1 | | - | - | - | - | - | - |
| Fluoranthren | | 12,2 | 110 | 30 | - | - | - | - | - |
| Benzo(a)pyren | | 1,4 | 600 | 5 | 5 | - | - | - | - |
| Benzo(b,k) fluoranthren | | - | - | 5 | - | - | - | - | - |
| Benzo(g,h,i) perylen | | 2,5 | 110 | 5 | - | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3- cd) pyren | | 2,4 | - | 5 | - | - | - | - | - |
| PAH ($\Sigma 4$) ⁵ | | - | - | - | 35 | - | - | - | - |
| DDT (p,p-DDE) | | 0,63 | 10 | - | - | 0,1 | 50 ⁸ | - | - |
| Hexachlorbenzen (HCB) | | - | - | - | - | - | - | 10 | - |
| Hexachlorcyclohexan (γ-HCH) | | 0,97 | 1,45 | - | - | - | 1,1 ⁸ | - | - |
| Perfluorooctansulfonsyre (PFOS) | | - | - | - | - | - | - | 9,1 ⁸ | - |
| Dioxiner, furaner og DL-PCB ³ | | - | - | 0,0065 | 0,0065 | - | - | 0,0065 | 0,0065 |
| CB118 | | 0,6 | 1,2 | - | - | 0,1 | 24 (ift. LV) ⁶ | - | - |
| CB153 | | 0,6 | 80 | - | - | 0,1 | 1.600 (ift. LV) ⁶ | - | - |
| Non-DL PCB ($\Sigma 6$) | | - | - | - | - | - | - | - | 75 |
| PBDE ($\Sigma 6$) | | - | - | - | - | - | - | 0,0085 | - |
| Hexabromcyclododecan (HBCDD) | | - | - | - | - | - | - | 167 | - |

¹ Miljøkvalitetskrav (MKK), Miljø- og Fødevareministeriet (2016) – forventes opdateret primo 2018.

² Basis for enhederne: TV: tørvægt, VV: vådvægt og LV: lipidindhold.

³ Angivet som TEQ-værdier (WHO 2005). Gælder ikke for ål og visse ferskvandsfisk som bl.a. gedde.

⁴ Nyt svensk vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoxikologiske tests. Værdien er i denne tabel justeret ift. OSPARs anbefalinger på 2,5 % Totalt Organisk Carbon (TOC) i sedimentet i stedet for til 5 % som foreskrevet i retningslinjerne.

⁵ PAH ($\Sigma 4$): Sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthren og chrysen, non-DL PCB ($\Sigma 6$): sum af CB28, 52, 101, 153 og 180), PBDE ($\Sigma 6$): sum af BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154.

⁶ Angivet med enhed normaliseret i forhold til lipidindhold (LV) i stedet for til vådvægt (VV).

⁷ EQS for de lipofile og biomagnificerende stoffer PBDE, dioxinlignende forbindelser, HBCDD og HCB med log Kow > 3 sammenholdes med normaliserede koncentrationer henholdsvis 1 % for muslinger og 5 % for fisk lipid, svarende til proxy for fisk på trofisk niveau 4.5 i henhold til EC guidance document (EU 2014). PAH i muslinger vurderes at være lipofile og normaliseres derfor også til 1 % lipid.

⁸ OSPAR EAC for γ-HCH og p,p-DDE i fisk samt EQS for PFOS i fisk bør multipliceres med faktor 10 i de tilfælde, hvor stofferne er målt i fiskelever fremfor i muskel i henhold til OSPAR (2005) og Faxneld m.fl. (2014).

For en række af de NOVANA-analyserede miljøfarlige stoffer, for hvilke der ikke er fastlagt EQS eller miljøkvalitetskrav, anvendes desuden et sæt vejledende miljøvurderingskriterier, som er fastsat af OSPAR. OSPARs EAC-værdier (Ecotoxicological Assessment Criteria) anvendes i denne rapport for muslinger og fisk. For fisk anvendes en omregningsfaktor på 10, når PFOS, HCB, HCH og DDE er målt i lever i stedet for muskel i henhold til approksimationer anført af OSPAR (2005) og Faxneld m.fl. (2014). EQS-værdier for PBDE, HBCDD og de dioxinlignende stoffer bør normaliseres til et indhold på 5 % lipid i fisk og 1 % lipid i muslinger i henhold til anbefalinger i EU (2014), mens EAC-værdierne for specifikke PCB-kongener i fisk sammenholdes med koncentrationer på basis af lipidindholdet. For lipidnormaliseret koncentrationer er det vurderet, at det ikke er nødvendigt med en omregningsfaktor mellem lever og muskel for disse lipofile og biomagnificerende stoffer.

Belastningen med tungmetaller i muslinger og fisk sammenholdes udover ovennævnte miljøvurderingskriterier i denne rapport også med EU's fødevarerkrav (EU 2006, 2011; tabel 9.2).

Vurdering af tidslig udvikling i koncentrationer

Alle NOVANA-data indrapporteres årligt inden september det efterfølgende år til en fælles database i ICES, og herfra anvendes dataene i de to havkonventioner for Nordsøen (OSPAR) og Østersøen (HELCOM) til at vurdere miljøtilstanden i Nordsøen og Østersøen sammen med data for andre lande omkring de to havområder. Da et af målene i begge konventioner er at nå ned på koncentrationer 'tæt på baggrund', og at miljøsituationen ikke må forværres, laves der trendanalyser af den tidslige udvikling på stationer, hvorfra der jævnlige undersøges prøver, hvor der foreligger mindst fire års data, hvoraf mindst to år er inden for de sidste seks år. I Nordsøen ses der på alle tilgængelige data, mens der for Østersøen ses på de sidste seks års data. I Østersøen er der undersøgt biota (fisk og muslinger) fra op til 159 stationer, og op til 28 af disse tidsserier er lange nok til at opfylde kriterierne for analyse af den tidslige udvikling. Alle data og figurer er tilgængelige på to web-tools, og siden 2016 er måden for beregning af den tidslige udvikling den samme for de to konventioner. I disse internationale vurderinger indgår indtil videre data til og med 2015. Statistikken er beskrevet i nogle forklarende sider til web-tool'ene og samlet i OSPAR (2017). Data log-transformeres for at gøre dem mere normalfordelte. Ved 3-4 års dataserier anvendes middelværdien, ved 5-6 års dataserier foretages lineær trend estimering, og ved mere end 7 års dataserier anvendes en ikke-lineær trend-estimering. Der beregnes 95 % konfidensinterval og testes for signifikans. Alle resultaterne kan ses på hjemmesiderne:

- <http://dome.ices.dk/HELCOMHZ2016/main.html> (HELCOM, Østersøen)
- <http://dome.ices.dk/osparmime2016/main.html> (OSPAR, Nordsøen)

Analysen af udviklingen i Nordsøen-dataene er baseret på alle indrapporterede data (tilbage til før 1998 for enkelte stationer). Data er transformeret tilbage til vådvægt for visning på figuren, og kvalitetskravene (HQS) er beskrevet i Assessment methodology og Assessment criteria under 'More information...' nederst til højre på hjemmesiderne. Den statistiske signifikans af en evt. tidslig udvikling er markeret på figurerne. Der er overlap mellem de to konventioner i Limfjorden og Kattegat. Der er større krav for inkludering af data i OSPAR end HELCOM mht. års data, og ikke alle Limfjordsstationer er registreret under OSPAR, men der er ti overlappende stationer.

OSPAR har et generationsmål, som siger, at i 2020 skal alle miljøfarlige stoffer være på niveau med den naturlige baggrundskoncentration (bc) (OSPAR 2009). For at kontrollere dette, er der udviklet baggrundsvurderingskriterier (BAC, Background Assessment Criteria) for muslinger, hvor der tillægges en analyseusikkerhed på bc (OSPAR 2009). Disse kriterier er også anvendt i denne rapportering for at se, om det er realistisk at nå dette mål, der gælder for alle OSPARs medlemslande inkl. Danmark.

Vurdering af effektindikatorer i forhold til miljøvurderingskriterier

Data for de biologiske effektindikatorer bliver holdt op imod vurderingskriterier, som er udviklet i regi af ICES. Flere af disse indikatorer er også anvendt i forbindelse med OSPARs og HELCOMs vurderinger af sådanne miljødata. Der er for de pågældende indikatorer dels fastsat baggrundsniveauer for det biologiske respons, som svarer til den øvre grænse for variationen i et naturligt responsniveau (BAC), dels en EAC-værdi, som vurderes at svare til et responsniveau, hvor der er risiko for, at der kan forekomme væsentlige økotoksikologiske effekter i de undersøgte organismer (ICES 2012; OSPAR 2013).

Tablet 9.3. Vurderingskriterier for de biologiske effektindikatorer for ålekvalbe og blåmusling. Værdier er angivet for dels baggrundsresponsniveauer (BAC) og miljøvurderingskriteriet EAC, hvis tilgængeligt (OSPAR 2013).

| Effektindikator | BAC | EAC |
|---|-------|------|
| <i>Ålekvalbe</i> | | |
| CYP1A-aktivitet (pmol min ⁻¹ mg protein ⁻¹)* | 10 | - |
| PAH-metabolitter (ng ml ⁻¹) | 92 | - |
| Andel af unger med misdannelser (type B-G) | 1 % | 2 % |
| Andel af tidligt døde unger (type 0) | 2 % | 4 % |
| Andel af tidligt døde unger (type 0) | 2,5 % | 5 % |
| Andel af fejludviklede unger totalt (alle typer) | 5 % | 10 % |
| <i>Blåmusling</i> | | |
| Lysosomal membranaktivitet (min) | 120 | 50 |

* målt i S9-fraktion af leverekstrakt.

Resultater fra overvågningen i 2016

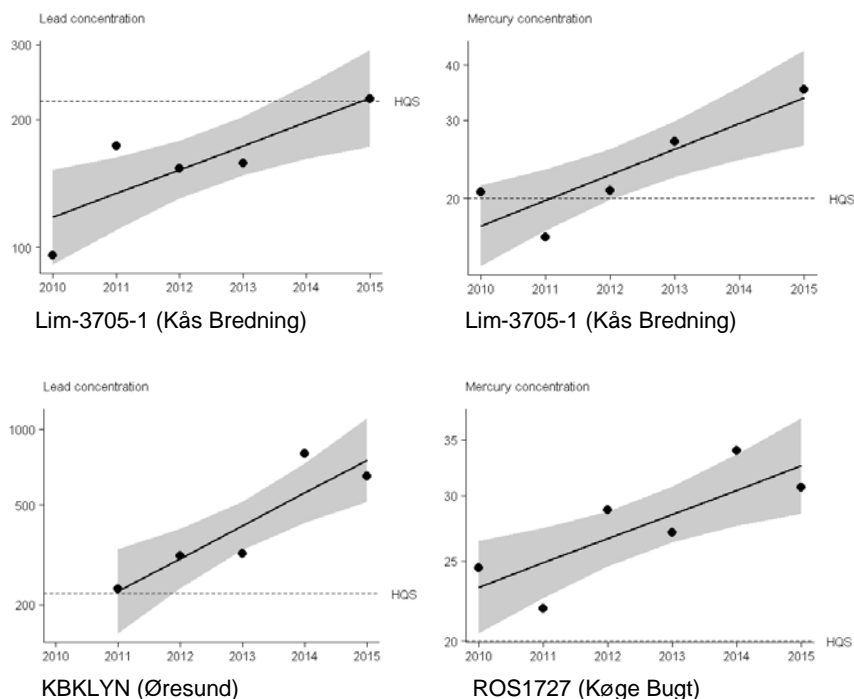
På grund af det lille antal tilgængelige resultater på rapporteringstidspunktet gælder konklusionerne for et mindre område af Danmark end normalt. Der er således kun muslinger fra Østersø-området (HELCOM), hvorimod fiskestationerne er mere repræsentative for hele Danmark, i hvert fald for metaller i muskler og dioxinlignende PCB'er. Det var ikke muligt at finde muslinger på to af de planlagte stationer ved Nordsøen og på nordkysten af Sjælland, hvorfor to erstatningsprøver blev udtaget i Roskilde Fjord og Køge Bugt (Kalvebodløbet).

Muslinger: metaller, PAH'er og TBT

EQS for kviksølv er den eneste EQS fastsat for metaller i biota (fisk). I 2016 var kviksølvkoncentrationen i 44 % af muslingeprøverne over EQS, hvilket er en højere procentdel end i 2014 og 2015, men på niveau med 2012 og 2013, hvor ca. 40 % var over EQS (tabel 9.4). Blåmuslinger fra Kalvebodløbet havde det højeste indhold af kviksølv (4,5 gange over), efterfulgt af Nivå Bugt (triplikat analyse af hensyn til tidstrend, 33 % over), begge over EQS-værdien. Generelt gælder EQS-værdierne for hele fisk (undtagen PAH'er), men andre arter kan anvendes (inkl. muslinger), hvis de giver samme beskyttelsesniveau som ved anvendelsen af hele fisk. I den nyeste vejledning fra EU (2013) anbefales lipidnormalisering for lipofile forbindelser, men ikke for kviksølv, der ikke opkoncentreres som organiske stoffer. OSPAR-gruppen MIME har foretaget en

grundig gennemgang af kviksølvdata for fisk- og muslingeprøver i OSPAR-regi (OSPAR 2016a) med hensyn til EU-vejledningen (EU 2013) og normalisering til trofisk niveau. I Nordsøområdet er der indikation for, at der med den nye fortolkning stort set ikke er nogen kviksølvkoncentrationer, der er lavere end EQS. Normaliseringen til trofisk niveau 4 øger koncentrationen for muslinger (trofisk niveau ca. 2) med en faktor 2-4, men for fisk normalt kun 20-30 %.

Figur 9.1. Eksempler på signifikant stigende tidstrends baseret på HELCOMs rapportering frem til og med 2015. For Limfjordsstationen Kås Bredning (LIM-3705-1, øverst) findes stigende koncentrationer af både bly og kviksølv, herudover findes stigende koncentration af bly i Lynette-løbet og kviksølv i Køge Bugt. For hovedparten af stationerne, der har været overvåget i mere end fire år, er der ingen signifikant tidslig udvikling. Den stiplede linje (HQS) angiver det anvendte kvalitetskrav (EQS for kviksølv og OSPAR BAC for bly – MKK er ca. det halve af OSPAR BAC bly), og det grå område angiver 95 % konfidensintervallet for den estimerede trend (fuldt optrukket sort linje). Punkterne angiver middelværdien af målinger for hvert år. Figurer og data er fra HELCOMs assessment web-tool.



Da niveauerne for BAC og EQS er næsten ens for kviksølv, når tørstofprocenten indregnes, var alle prøverne over EQS også over BAC. Indholdet af bly og cadmium var i henholdsvis 67 % og 89 % af prøverne over BAC og tilsvarende i forhold til de nationale miljøkvalitetskrav (MKK) (tabel 9.4). Ligesom de tidligere år blev der i ingen af muslingeprøverne fundet et indhold af metaller, der var over kvalitetsgrænserne for fødevarer. Det skal bemærkes, at data fra alle de her rapporterede stationer ligger i Østersø-området (HELCOM), og derfor kan resultaterne ikke sammenlignes med tidligere år, før data fra de øvrige områder indsamlet i 2016 er til rådighed.

Tabel 9.4. Vurdering af koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger efter OSPARs baggrundsvurderingskriteriet (BAC, tørstof) og EU's eller nationale miljøkvalitetskrav (EQS eller MKK, vådvægt) og fødevarergrænseværdier (omregnet til vådvægt) fra tabel 9.2. Opgørelsen er baseret på den procentvise andel af prøver (n = 9). For Cd og Pb er det danske miljøkvalitetskrav (MKK) lavere end OSPARs BAC (tabel 9.3), men antallet af prøver, der overskrider, er det samme for MKK og BAC. Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen.

| Tilstand | Hg | Cd | Pb |
|-------------------------|-----|-----|-----|
| Resultater > DG (%) | 100 | 100 | 100 |
| Større end BAC (%) | 44 | 89 | 67 |
| Større end EQS/MKK* (%) | 44 | 89* | 67* |
| Over EU fødevarer (%) | 0 | 0 | 0 |

* MKK = MiljøKvalitetsKrav (danske).

Det overordnede billede af den tidlige udvikling inden for de forskellige stofgrupper er, at der ses en tendens til faldende eller stabile koncentrationer for perioden 2004–2012. Dette gælder dog ikke for metaller som cadmium og bly, hvor der er observeret en tendens til stigende koncentrationer i muslinger og fisk i nogle områder (*Boutrup m.fl. 2015; HELCOM 2017; OSPAR 2016b; figur 9.1*). OSPAR og HELCOM anvender fra 2016 samme metodik til at teste for signifikante tidstrends for kviksølv, cadmium og bly. For data fra 2010 til 2015 findes syv stationer med signifikant stigende tendens og tre stationer med faldende tendens ud af 88 undersøgte stationer, hvilket vurderes at være en høj andel stationer med stigende koncentrationer for metaller (*figur 9.1*).

PAH'er

De fleste PAH'er er fundet i muslinger i koncentrationer over BAC-værdien, men ingen var over EQS, OSPARs EAC eller EUs fødevarekrav (*tabel 9.5*). Test af den tidlige udvikling i indholdet af de to PAH'er (fluoranthen og benzo(a)-pyren) undersøgt i HELCOM-området viser ved 11 ud af 44 stationer nedadgående tendenser og ved kun en station opadgående tendens.

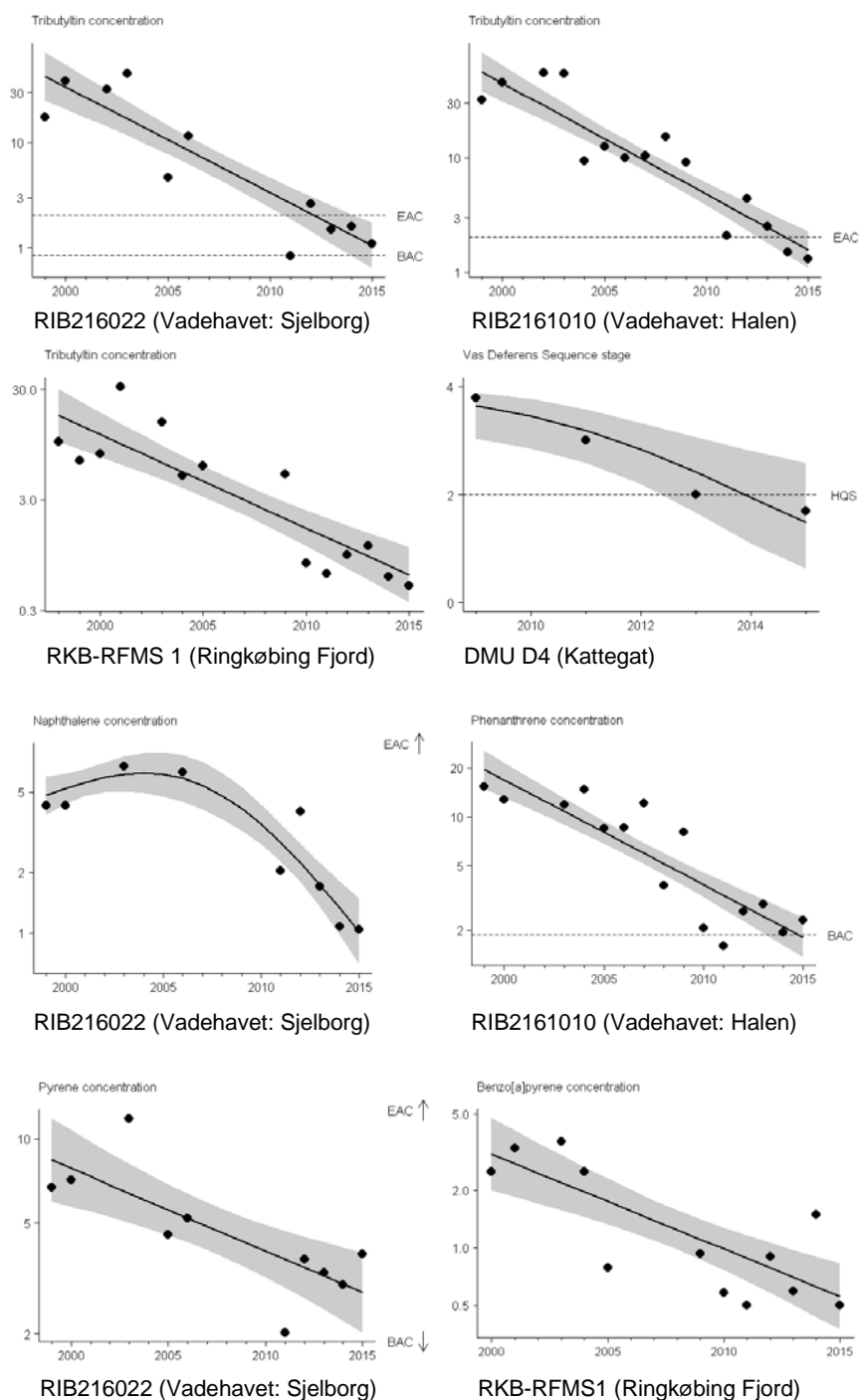
Tabel 9.5. Indholdet af udvalgte PAH'er (tjærestoffer) i muslinger sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevarekriterier). Opgørelsen er baseret på den procentvise andel af analyserede prøver (n = 9). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen. Se også *tabel 9.6* for PAH'er der ikke er EQS-værdier for. Resultaterne for EQS er angivet både direkte og normaliseret til 1 % lipid jf. *tabel 9.2* (note 7).

| Tilstand | Fluoranthen | Benz(a) pyren | Benz(b+j-k) Fluoranthener | Indeno(1.2.3-cd) pyren | Benzo(ghi) perylene | Phenanthren |
|---|-------------|------------------|------------------------------|---------------------------|------------------------|-------------|
| Resultater > DG (%) | 89 | 89 | 100 | 100 | 100 | 67 |
| Større end BAC (%) | 78 | 89 | Ikke def. | 100 | 100 | 67 |
| Større end EQS (%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ikke def. |
| større end EAC (%) | 0 | 0 | Ikke def. | Ikke def. | 0 | 0 |
| Mindre end EC (%) | Ikke def. | 100 | Ikke def. | Ikke def. | Ikke def. | 100 |
| EQS-grænser normaliseret til 1 % lipid i henhold til <i>EU (2014)</i> . | | | | | | |
| Over EQS (%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Ikke def. |

Organotin/TBT

Koncentrationerne af TBT i muslinger var over EAC i én af ni prøver, som også var den eneste måling over detektionsgrænsen (*tabel 9.6*). Koncentrationer under detektionsgrænsen betragtes som lavere end BAC. Der er sket et generel fald i niveauerne i de danske farvande gennem det seneste årti (*Boutrup m.fl. 2015; OSPAR 2016a, HELCOM 2016, figur 9.2*), og denne tendens ser ud til at fortsætte.

Figur 9.2. Signifikant faldende tidstrends for TBT og PAH baseret på OSPARs og HELCOMs overvågning frem til og med 2015. For Vadehavet er koncentrationen på begge tidstrendstationer nedadgående (Sjølberg og Halen, øverst), ligesom stationen for Ringkøbing Fjord (sandmusling). I Storebælt er tendensen også nedadgående for imposex (VDSI). For hovedparten af stationerne, der har været overvåget i mere end fire eller flere år, er der ingen signifikant tidslig udvikling. Den stiplede linje (kriterierne HQS, BAC eller EAC) angiver det anvendte kvalitetskrav, og det grå område angiver 95 % konfidensintervallet for den estimerede trend (fuldt optrukket sort linje). Punkterne angiver middelværdien af målinger for hvert år. Figurer og data er fra OSPARs og HELCOMs assessment web-tool.



Tabel 9.6. Indholdet af organotin (TBT) og tjærestoffer (PAH) i muslinger sammenholdt med OSPARs BAC- og EAC-kriterier, samt nationale MKK. Opgørelsen er baseret på den procentvise andel af analyserede prøver. Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen. Se også tabel 9.5 for PAH'er med EQS-kriterie.

| Tilstand | TBT | Naphthalen | Anthracen | Pyren | Benz[a]anthracen |
|---------------------|-----------|------------|-----------|-----------|------------------|
| Resultater > DG (%) | 11 | 100 | 11 | 100 | 89 |
| Større end BAC (%) | 11 | Ikke def. | Ikke def. | 89 | 100 |
| Større end EAC (%) | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Større end MKK (%) | Ikke def. | 0 | 0 | Ikke def. | Ikke def. |

Fisk: metaller og organiske stoffer

Både metaller og en række bioakkumulerbare organiske miljøfremmede stoffer blev analyseret i de fire fiskearter ålekvaabbe, sortmundet kutling, skrubbe og rødspætte, som i 2016 blev indsamlet ved henholdsvis 6, 2, 1 og 1 stationer i de danske farvande. Alle stoffer blev analyseret i puljeprove bestående af muskel/filét eller lever fra mindst 10 individer. Tidligere er der analyseret PCB i 10 individuelle leverprøver fra skrubber, men fra 2015 blev dette reduceret til én puljet prøve pr. station ligesom for ålekvaabber. På grund af at størrelsen af leveren er mindre hos ålekvaabbe end hos skrubbe, puljes levere fra ca. 25 ålekvaabbe til analyserne. Da det ikke har været muligt at fange nok ålekvaabber i Smålandsfarvandet blev her anvendt sortmundet kutling i stedet. Kun for rødspætte og to af ålekvaabestationerne var der data til rådighed for andet end metaller og dioxinlignende PCB'er. Nedenfor er indholdet af miljøfarlige stoffer vurderet i forhold til de tidligere beskrevne miljøvurderingskriterier.

Metaller

Indholdet af kviksølv (Hg) i fisk oversteg i 92 % af de 12 analyserede muskelprøver EQS-værdien på 20 µg kg⁻¹ vådvægt. Overskridelsen var på 1,5-18 gange i ålekvaabbe og kutling og 2,5-5 gange i fladfisk. Den højeste værdi (18x EQS) var i ålekvaabber fra Køge Bugt (Kalvebodløbet). På denne baggrund vurderes det, at Hg stadig udgør en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i de danske farvande. I denne sammenhæng bør det nævnes, at EQS-værdien for Hg er lavere end OSPARs BAC-værdi for fisk, så på tre stationer (77 %) er koncentrationen lavere end BAC. Der er ingen overskridelser af fødevarekravet på 500 µg kviksølv kg⁻¹ vådvægt.

For de andre metaller i fisk er der ikke fastsat EQS- eller EAC-værdier, men der er fastsat MKK, og der forefindes EU-fødevarekrav for cadmium og bly i biota. Blyindholdet i lever fra rødspætter i Nordsøen og i muskel og lever fra ålekvaabber i Køge Bugt ved Kalvebodløbet var over BAC, mens indholdet i muskel og lever ikke overskred MKK. Indholdet af bly i både fiskemuskel og -lever var i alle prøver under fødevarekravet, som er mindre restriktivt end MKK. For cadmium var niveauet i alle tre leverprøver fra rødspætte og ålekvaabbe over MKK, mens ingen muskelprøver var over MKK. Ingen af muskelprøverne havde cadmiumindhold over fødevarekravet på 50 µg kg⁻¹ vådvægt.

Organiske miljøfarlige stoffer

For de organiske miljøfremmede stoffer fremstod især de bromerede flammehæmmere i form af PBDE som stoffer, der i dag kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr og mennesker. Der var kun data for BDE i én prøve fra hvert af områderne Nordsøen, Køge Bugt og Roskilde Fjord. De specifikke PBDE-kongener BDE47 og BDE100 blev fundet i samtlige prøver, og efter normalisering til 5 % lipid for fisk var EU's EQS-værdi på 8,5 ng kg⁻¹ vådvægt for sum BDE₆ overskredet med 15-75 gange i alle tre muskelprøver. På denne baggrund vurderes det, at PBDE kan have en væsentlig betydning for miljøtilstanden i de danske farvande.

Der var kun dioxindata tilgængelig for de tre stationer i Nordsøen, Roskilde Fjord og Køge Bugt (Kalvebodløbet). Det højeste indhold af WHO-toxekvivalenter (*WHO 2005*) fandtes i Køge Bugt med 3,7 ng WHO-TEQ total kg⁻¹ efter normalisering til 5 % lipid, altså under EQS-grænseværdien på 6,5 ng kg⁻¹. For de øvrige syv fiskestationer var der data for dioxinlignende PCB'er til rådighed, og her var de højeste værdier 2,8 ng WHO-TEQ c-PCB kg⁻¹ normaliseret til 5 % lipid.

For dioxinlignende PCB (tabel 9.7) var der en overraskende stor forskel på kutlinger og ålekvabber med en faktor 5-10 lavere koncentration i kutlinger, selvom de ligger på samme trofiske niveau (3,3 hhv. 3,5 ifølge fishbase.org). Der er ikke målt lipidindhold i musklerne, men det er ikke forventeligt med et lipidindhold på 0,1 % eller derunder, som det er nødvendigt, hvis det skal forklare forskellen i koncentrationen af dioxinlignende PCB, da lipidniveauet i ålekvabbers muskler er 0,5-1 %. Litteraturværdier for lipid i musklen for sortmundet kutling varierer mellem 0,4 % og 2,8 % i Ontario-søen og Sortehavet (Houston 2014; Tanakol 1999; Stancheva 2013), altså samme niveau som ålekvabber eller højere. De mest betydende bidrag kom fra PCB77, PCB126 og PCB169, idet de øvrige bidragende c-PCB-stoffer kun stod for 10-12 % af den samlede koncentration (tabel 9.7). I alle tilfælde blev koncentrationen sat til 0 ng kg⁻¹, hvis en kongener (stof med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber) ikke var detekteret, så der er tale om et laveste estimat. Den totale WHO-TEQ for en prøve målt på detektionsgrænseniveau var 0,2 ng kg⁻¹ (ca. det halve for c-PCB). Denne værdi er så lav, at det i praksis ikke har nogen betydning for vurderingen, hvad værdier under detektionsgrænsen sættes til. For de dioxinlignende PCB'er var bidraget ud over de tre tidligere målte stoffer kun 0,3 % i forhold til detektionsgrænseniveauet, da de fleste har en toxækvivalent faktor på 0,0003, og koncentrationen derfor skal være 3.000 gange højere end 12378-PeCDD for at bidrage på samme niveau som denne mest toksiske dioxin.

For kongeneren PCB-118 overskred indholdet målt i 6 af 10 fiskeprøver OSPARs BAC værdi på 0,1 µg kg⁻¹, og fire (Roskilde Fjord, Kalvebodløbet og to stationer fra Nybøl Nor) af ni muskelprøver overskred OSPARs EAC-værdi på 24 µg kg⁻¹ lipid, når der normaliseres til 'standard' lipidindhold på 0,58 % i muskler fra ålekvabbe og sortmundet kutling og 0,82 % i muskler fra skrubbe. I ålekvabbe indsamlet i Køge Bugt (Kalvebodløbet) var niveauet højest med mere end 19 gange højere koncentration end EAC-værdien.

Tabel 9.7. Sammenligning af de tre tidligere analyserede dioxinlignende PCB'er (cPCB₃) med alle de 12 PCB'er, der indgår i WHO-TEQ (WHO 2005), og ratioen for dem. Der er angivet 0, hvor resultaterne er under detektionsgrænsen. I nederste række ses resultatet af at anvende detektionsgrænsen som målt værdi - som det fremgår, er niveauet på størrelse med de to resultater for prøver fra kutling.

| Station; art | WHO TEQ cPCB ₁₂ (2017) | WHO TEQ cPCB ₃ (2011-2015) | Ratio (%) |
|----------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|-------------|
| Karrebæk Fjord; kutling | 0,0092 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,0085 ng TEQ kg ⁻¹ | 92,8 |
| Smålandsfarvandet; kutling | 0,0099 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,0091 ng TEQ kg ⁻¹ | 92,0 |
| Isefjord; ålekvabbe | 0,0661 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,0624 ng TEQ kg ⁻¹ | 94,3 |
| Flensborg Fjord; ålekvabbe | 0,2591 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,2326 ng TEQ kg ⁻¹ | 89,8 |
| Flensborg Fjord; ålekvabbe | 0,3244 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,3015 ng TEQ kg ⁻¹ | 92,9 |
| Nakkebølle Fjord; skrubbe | 0,0346 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,0324 ng TEQ kg ⁻¹ | 93,8 |
| Langerak; ålekvabbe | 0,0887 ng TEQ kg ⁻¹ | 0,0836 ng TEQ kg ⁻¹ | 94,3 |
| <i>Detektionsgrænse</i> | <i>0,0096 ng TEQ kg⁻¹</i> | <i>0,0096 ng TEQ kg⁻¹</i> | <i>99,7</i> |

c-PCB₁₂: PCB-77, PCB-126, PCB-169, PCB-81, PCB-105, PCB-114, PCB-118, PCB-123, PCB-156, PCB-157, PCB-167 og PCB-189.

c-PCB₃: PCB-77, PCB-126 og PCB-169, som er indgået i dioxinanalyser udført på fisk i NOVANA-programmet for perioden 2011-2015.

WHO-TEQ-værdierne er ikke normaliseret til 5 % lipid, men dette har ingen indflydelse på ratioen mellem alle 12 og de 3 tidligere analyserede dioxinlignende PCB'er.

For de klorerede pesticider HCB, HCH og DDE samt den anden type af bromerede flammehæmmere HBCDD var der heller ingen overskridelse af EQS- eller EAC-værdierne for fisk fastsat af EU eller OSPAR. Stofferne blev dog detekteret i samtlige tre prøver.

For PFOS var indholdet i en af de tre analyserede leverprøver fra fladfisk og ålekvabber højere end EU's EQS-værdi på $9,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt, ($16,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt i Roskilde Fjord). Efter at koncentrationen var divideret med en faktor 10 for at tage højde for forskelle mellem muskel og lever (Faxneld m.fl. 2014) var alle koncentration dog langt under EU's EQS-værdi. Ud over PFOS blev der i alle de analyserede prøver af fiskelever også fundet andre polyfluorerede alkylerede forbindelser (PFAS). PFOS udgjorde i 2015 og 2016 60-75 % af den samlede mængde PFAS (sum af syv forbindelser), efterfulgt af 9-17 % af den næsthøjeste forekomst, som varierede mellem PUnA, PFDA og PFNA for de tre lokaliteter. Der findes ingen fastsatte miljøvurderingskriterier for forekomsten af de andre PFAS-forbindelser i fisk.

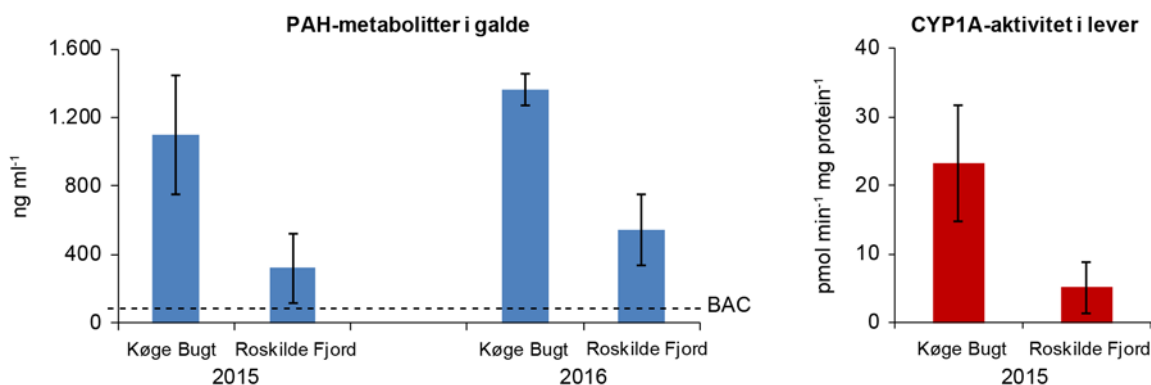
Organotinforbindelserne tributyltin (TBT), triphenyltin og deres nedbrydningsprodukter blev kun fundet i leverprøver fra ålekvabbe i Køge Bugt (Kalvebodløbet) og triphenyltin i Roskilde Fjord. Alle organotinforbindelser var under detektionsgrænsen i rødspætter fra Nordsøen. Modsat muslinger var det i fisk, ligesom de tidligere år, triphenyltin med $17\text{-}28 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt fremfor TBT ($< 1\text{-}5 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt), der var den dominerende forbindelse. Der findes ingen EQS- eller EAC-værdier for indholdet af TBT og triphenyltin i fisk. Der findes dog et forslag til fødevarekrav for TBT på $15,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt (EU 2005), som er seks gange højere end de højest målte værdier.

Biologiske effekter i blåmuslinger og ålekvabbe

Undersøgelserne af lysosomal membranstabilitet i blåmusling fra to stationer i hhv. Storebælt og Øresund i 2015 og 2016 viste retentionstider på 116-136 minutter i middel. Sammenholdt med et baggrundsresponsniveau på 120 minutter (se tabel 9.3) tyder dette på, at muslingerne ikke er udsat for væsentlig miljøpåvirkning af miljøfarlige stoffer.

PAH-specifikke effektindikatorer

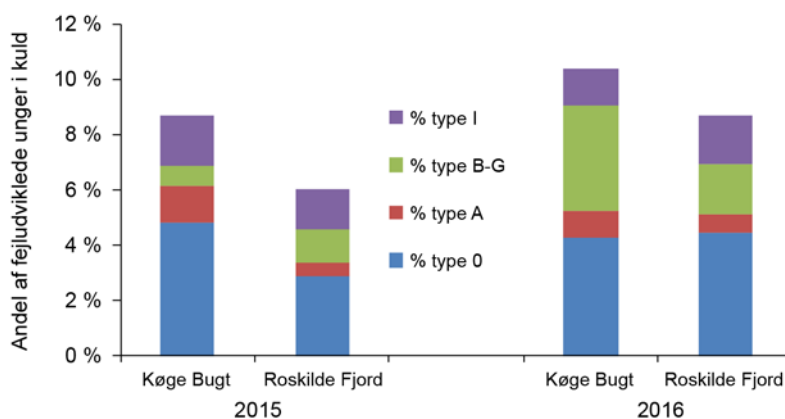
Effektundersøgelserne af ålekvabbe fra to stationer i hhv. Roskilde Fjord (Roskilde Bredning) og Køge Bugt (Kalvebodløbet) i 2015-2016 viste væsentligt forhøjede niveauer for den PAH-specifikke effektindikator CYP1A-aktivitet i lever og PAH-metabolitter i galde ved stationen i Køge Bugt sammenholdt med Roskilde Fjord (figur 9.3). Den forhøjede aktivitet af CYP1A i ålekvabbe fra Køge Bugt i 2015 kan dog ud over en øget eksponering til PAH også være relateret til en forholdsvis højere eksponering til PCB'er i dette område. Niveaue af PAH-metabolitter i galde var i begge områder højere end baggrundsresponsniveauet (BAC) fastsat af ICES (tabel 9.3). Derimod var niveauet for CYP1A-aktivitet kun højere end BAC-værdi for ålekvabber indsamlet i Køge Bugt.



Figur 9.3. Niveauer af den PAH-specifikke effektindikator i ålekvabbe: PAH-metabolitter i galde undersøgt ved to stationer i 2015 og 2016 og CYP1A-aktivitet i 2015 (2016-analyser kasseret, se tekst).

Ved undersøgelserne af ålekvabbeunger fra de to stationer i 2015 og 2016 blev der fundet flere forskellige typer af fejludviklede unger. Dette omfattede både tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synlige misdannelser af bl.a. indvolde, skelet (bl.a. spiralformet rygrad), hoved, øjne og siamesiske tvillinger (type B-G) og dværge (type I) (Strand & Dahllöf 2013). Niveaulet var i begge områder over BAC-værdierne (tabel 9.3) for både andelen af tidligt døde unger (type 0) og misdannede unger (type B-G), og i Køge Bugt i 2016 var niveaulet af type B-G med 3,8 % i middel desuden over EAC-værdien (figur 9.4), hvilket indikerer en væsentlig miljøpåvirkning på fiskenes udvikling af unger.

Figur 9.4. Forekomst af fejludviklede unger i kuld fra ålekvabbe fra Køge Bugt og Roskilde Fjord 2015 og 2016 angivet som midelværdi af hhv. tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synligt misdannede unger (type B-G) og unger med signifikant lavere vækst end resten af kuldet (type I).



Sammenfatning

- Det overordnede billede af den tidlige udvikling af niveaulet af de forskellige stofgrupper er en tendens til faldende eller stabile koncentrationer for perioden 2004-2015. Dette gælder dog ikke metallerne kviksølv og bly, hvor der blev observeret stigende trends i muslinger og fisk i nogle områder i datasæt frem til 2015.
- I 2016 var koncentrationsniveauerne af en række miljøfarlige stoffer i muslinger og/eller fisk fra de danske farvande ligesom tidligere år højere end EU's miljøkvalitetskrav (dvs. EQS-værdier), de nationale fastsatte miljøkvalitetskrav (MKK) eller andre sammenlignelige internationale miljøvurderingskriterier (dvs. OSPARs EAC og BAC). Dette gjaldt for kviksølv (Hg), cadmium (Cd), bly (Pb), organotin (TBT) og bromerede flammehæmmere (for PBDE, men ikke for HCBDD). For disse stoffer er der en risiko for, at de kan have uønskede effekter i vandmiljøet og dermed have betydning for, om lokale danske vandområder kan opnå god økologisk og kemisk tilstand. Der var dog ingen overskridelser af de fastsatte fødevarekrav i muslinger eller fiskemuskel. For stofgrupperne perfluorerede stoffer (PFAS), klorerede pesticider (DDT, HCH og lign.), dioxiner og PCB (undtagen PCB-118) blev der ikke fundet overskridelser af de anvendte miljøvurderingskriterier efter omregning fra lever til muskel, selvom der var stor forskel på niveauer imellem områderne, op til en faktor 20 for kviksølv og en faktor 20-130 for enkelte dioxinlignende stoffer. Vurderingerne er baseret på en delmængde af målingerne i 2016, da der ved rapporteringstidspunktet kun forelå resultater for tre af ti fiskestationer og fem af ca. 50 muslinge-stationer (med ni prøver).
- Hg: Indholdet af kviksølv var i 44 % af muslingerne over EQS-værdien på stationerne i Øresund (med 33 %) og Køge Bugt (Kalvebodløbet) (4,5 gange). I ti prøver af fiskemuskel var indholdet i 90 % af prøverne højere end EU's EQS-værdi med i gennemsnit 2,5 gange, når der ses bort fra den højeste overskridelse på 18 gange EQS i Køge Bugt.

- Cd og Pb: I muslinger var niveauet af cadmium og bly over de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav i hhv. 89 % og 67 % af prøverne. Fødevarekravene var dog ikke overskredet i hverken muslinger eller fiskemuskel.
- TBT: I muslinger var niveauet af TBT over EAC-værdien i den ene muslingeprøve, hvor TBT blev detekteret. TBT blev også påvist i en ålekvabbelever, hvor det beslægtede stof triphenyltin blev fundet i begge ålekvabbeprøver fra to kystnære stationer.
- PAH: I 67-100 % af muslingeprøverne var niveauet over baggrundsniveauet for de enkelte PAH'er, mens der ingen overskridelse var af EQS eller EAC-værdierne.
- Dioxin og dioxinlignende PCB'er: Indholdet af de undersøgte dioxiner og dioxinlignende stoffer var i de tre prøver af fisk, der foreligger resultater for, under EQS-værdien. For PCB-kongenerne CB-118 lå seks af ti resultater over OSPARs BAC-værdi, og lipid-normaliserede data fra de fire muskelprøver var ligeledes over OSPARs EAC-værdi med op til en faktor 19. Lipid-normaliseringen er baseret på standard lipid-værdier for arterne, da der ikke er målt lipid i alle fiskemusklene.
- PBDE: Indholdet af PBDE i de tre undersøgte prøver af fisk overskred EU's EQS-værdi med 15-75 gange.
- Biologiske effekter i blåmuslinger: Niveauet af lysosomal membranstabilitet undersøgt i blåmuslinger fra to stationer i hhv. Storebælt og Øresund tyder på, at muslingerne ikke har været udsat for væsentlig påvirkning af miljøfarlige stoffer på de to stationer.
- Biologiske effekter i ålekvabbe: Niveauet af de PAH-specifikke indikatorer CYP1A og PAH-metabolitter samt flere typer af fejludviklede unger var over BAC-værdien i de to undersøgte områder af Køge Bugt (Kalvebodløbet) og Roskilde Fjord (Roskilde Bredning). Forekomsten af alvorligt misdannede ålekvabbeunger var over EAC-værdien i Køge Bugt, hvilket indikerer en væsentlig miljøpåvirkning på fiskenes udvikling.

Forkortelser

| Forkortelse | Betydning | Anvendelse |
|---|---|--|
| NST | Naturstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet | Danmark |
| OSPAR | Oslo-Paris konventionen | Nordsø-havkonvention |
| HELCOM | Helsinki konventionen | Østersø-konventionen |
| EU | Europæiske Union | Europa |
| US-EPA | Amerikansk miljømyndighed | Nordamerika |
| Vurderingskriterier | | |
| BC | Baggrundskoncentration (niveauet på OSPAR stationer der er vurderet til ikke at være påvirket, anvendes til at fastsætte BAC) | OSPAR |
| BAC | Baggrundsvurderingskriterier (Background Assessment Criteria) | OSPAR |
| EAC | Miljøvurderingskriterier (Environmental Assessment Criteria) | OSPAR |
| EQS | EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (Environmental Quality Standard) | EU |
| HQS | HELCOM accepteret Miljøkrav anvendt (baseret på OSPAR BAC eller EU-EQS) | HELCOM |
| ERL | Miljøvurderingskriterium for sediment (Effect Range Low) | US-EPA, adopteret OSPAR |
| MKK | Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav | Danmark |
| Basis for analyse | | |
| VV | Vådvægt | Frisk prøve, inkl. vandindhold |
| TV | Tørvægt | Tørret prøve, ekskl. vandindhold |
| LV | Lipidvægt | Relativt til fedtindhold |
| TOC | Total organisk kulstofindhold (Total Organic Carbon) | Relativt til indhold af naturligt organisk materiale |
| Miljøfarlige stoffer | | |
| As, Pb, Cd, Cr, Hg, Ni og Zn, Ag | Tungmetaller: arsen (As), bly (Pb), cadmium (Cd), krom (Cr), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), zink (Zn) og sølv (Ag) | |
| DDE, HCB, og HCH | Klorerede pesticider: dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE, som er et nedbrydningsprodukt af DDT), hexachlorbenzen (HCB) og hexachlorocyclohexane (HCH) | |
| PAH | Polycykliske aromatiske hydrocarboner | |
| PBDE | Poly-brominated diphenyl ethers | |
| PFAS | Perfluorerede alkylerede stoffer | |
| PFDA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFOSA og PFUnA | Perfluorerede alkylerede stoffer: PFDA (perfluordecansyre), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFNA (perfluoronansyre), PFOA (perfluorocansyre), PFOS (perfluorocansulfonsyre), PFOSA (perfluorocansulfonamid) og PFUnA (perfluorundecansyre) | |
| PCB og CB118 | Poly-chlorerede biphenyler, som består af en række kongener, herunder CB118 | |
| TBT | Tributyltin | |
| TEQ | Toksicitetsækvivalenter for dioxiner, furaner og dioxinlignende PCB'er, baseret på WHO (2005) | |
| DEHP, DEP, DBP, DnOP og DINP | Phthalater: di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), diethyl phthalate (DEP), di(n-butyl) phthalate (DBP), di-n-octyl phthalate (DnOP) og di-isononyl phthalate (DINP) | |
| NPMET og NPDET | Nonylphenol derivater: NPMET (nonylphenol monoethoxylate), og NPDET (nonylphenol diethoxylate) | |
| VDSI | Vas Deferens Sekvens Indeks som mål for intensiteten af imposex i en population af havsnegle | |

Del 3 – Sammenfattende diskussion

Jens Würgler Hansen

I Danmark er der intet sted længere end ca. 50 km til kysten. Danmarks kyststrækning er på godt 7.000 km, hvilket sammenlignet med andre lande er meget i forhold til landets størrelse. Det betyder, at der er en tæt kontakt mellem land og hav og derfor en meget stor og for mange områder relativ hurtig transport af vand og stof fra land til fjorde og kystvande. Desuden er de danske farvande generelt lavvandede og påvirkes derfor lettere af tilførsler end dybe havområder med stort vandvolumen.

De danske farvande er karakteriseret ved en stor variation i fysisk-kemiske såvel som biologiske forhold. Farvandene ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. De repræsenterer således et vidt spænd af forskellige økosystemer fra små lukkede nor med stillestående vand og lav saltholdighed til åbne farvandsområder med stor gennemstrømning og høj saltholdighed. Endvidere er de danske farvande kendetegnet ved en stor dynamik som følge af den markante påvirkning fra land, de mange gennemstrømningsområder og den store år til år variation i de klimatiske forhold.

Miljø- og naturkvaliteten er stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i tilførsel af forurenende stoffer til havet. Hertil kommer belastning fra yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, akvakultur, rekreation, skibstrafik, ral- og sandsugning, klapning, byggeri samt olie- og gasudvinding og anden offshore industri. Endvidere er de danske farvande påvirket af tilførsler af forurenende stoffer fra nabolandene via havstrømme og luften.

Det danske overvågningsprogram er i overensstemmelse med vandrammedirektivet, havstrategidirektivet og habitatdirektivet tilrettelagt med fokus på 1) eutrofiering, 2) miljøfarlige stoffer og 3) beskyttede naturtyper og arter. Grundet ovenfor omtalte tætte kontakt mellem land og hav, den store variation og dynamik samt den anselige belastning med forurenende stoffer er der i Danmark behov for et relativt omfattende overvågningsprogram med mange målestationer og en høj prøvetagningsfrekvens.

NOVANA-programmet har til formål at tilvejebringe et datagrundlag for en overordnet beskrivelse af tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt. Det forudsætter, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er harmoniseret, velbeskrevet og veldokumenteret.

Den viden, som erhverves om miljøtilstanden i kraft af overvågningsprogrammet, er afgørende for at kunne vurdere effektiviteten af politisk besluttede miljøforbedrende tiltag. Kun med et fagligt afbalanceret og geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en videnbaseret forvaltning af de danske marine områder.

10 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2016 samt af udviklingen siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan (slut 80'erne) og diskuterer årsagssammenhænge.

Klimatiske forhold

I 2016 var det generelt varmt med en gennemsnitlig lufttemperatur 1,3 °C over langtidsnormalen (1961-1990), svarende til niveauet for den seneste 10-årige referenceperiode (2006-2015), men køligere end rekordvarme 2014. Specielt februar, maj, juni, september og december var relativt varme, hvorimod januar, april, oktober og november var forholdsvis kolde.

Vindmæssigt lignede 2016 et normalår med dominerende vinde fra syd og sydvest undtagen i maj og oktober, hvor vinden hovedsageligt kom fra øst. Vindhastigheden var som gennemsnit markant under normalen, men kun lidt under niveauet for den seneste referenceperiode. Vinden var især svag i marts, maj, juni og september. Der blev kun registreret én storm i 2016.

Antallet af solskinstimer i 2016 var på niveau med referenceperioden men over normalen. Solindstrålingen var relativ høj i februar, maj og september, mens den var relativ lav i april, juli og oktober.

Ferskvandsafstrømningen fra land var relativ høj i starten af 2016 hovedsageligt grundet kraftig nedbør i slutningen af 2015. Samlet for 2016 var ferskvandsafstrømningen på niveau med referenceperioden men over normalen.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år, og var i 2016 i gennemsnit godt 1 °C højere end normalen, men svarende til niveauet for referenceperioden.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) i fjorde og kystvande var generelt lave i 2016 og lå væsentligt under langtidsmidlen (1989-2015) bortset fra i januar og især februar, hvor der var en stor kvælstoftilførsel fra land. Der blev registreret rekordlave månedsmidler af DIN i september og december og af DIP i maj, september, november og december, bl.a. grundet en stor forårsopblomstring og sen efterårsopblomstring af planteplankton og den relativt lave ferskvandsafstrømning i september og december.

I overfladevandet i de åbne indre farvande faldt månedsmidlerne for koncentrationerne af DIN og DIP markant fra et niveau i februar omkring langtidsmidlen til et niveau i marts markant under langtidsmidlerne grundet den store forårsopblomstring i marts. Resten af året lå koncentrationerne omkring langtidsmidlen bortset fra i november og december, hvor niveauet lå under langtidsmidlen pga. et stort optag af næringsstoffer i forbindelse med en sen efterårsopblomstring af planteplankton i november og den relativt lave ferskvandsafstrømning i december.

Månedsmidlerne for opløst silicium (DSi) varierede omkring langtidsmidlen, indtil der skete et markant fald i november forårsaget af den sene efterårsopblomstring, der hovedsageligt bestod af kiselalger og derfor medførte et stort optag af silicium.

Årsmidlerne for koncentrationerne af DIN og DIP i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande er faldet markant siden 1989, hvilket er en positiv effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationerne har dog været stagnerende for DIN siden 2003 og siden 1998 for DIP. Årsmidlerne for DIN og DIP i 2016 var på niveau med koncentrationerne de senere år, dvs. fortsat på et relativt lavt niveau.

De faldende næringsstofkoncentrationer har bevirket, at både kvælstof og fosfor er potentielt begrænsende for den planktoniske primærproduktion (algevæksten) i en stor del af vækstperioden, hvilket også var tilfældet i 2016. Det betyder, at en yderligere reduktion af begge næringsstoffer må forventes at begrænse algevæksten yderligere. Derfor kan den interne tilførsel af næringsstoffer fra bunden i år med meget iltsvind være en væsentlig kilde til næringsstoffer i nogle områder. Men også denne kilde mindskes, efterhånden som puljen i bunden langsomt udtyndes, hvilket dog forudsætter en lav tilførsel af næringsstoffer fra land og luft.

Plantep plankton og vandets klarhed

Forholdene i vandsøjlen i 2016, vurderet ud fra algevækst og mængden af plantep plankton (klorofyl), var markant dårligere end i perioden 2012-2015 og svarende til niveauet for perioden 2000-2011. Algevæksten i 2016 var lavere end i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, men større end i de foregående år. Mængden af plantep plankton var også større end i de forudgående år og svarede til niveauet i 1990'erne og i 00'erne. Det betyder, at de senere års forbedring i vandsøjlen er brudt.

Vandets klarhed i 2016 var på niveau med tidligere år i fjordene. I de åbne indre farvande var der en mindre forbedring i forhold til 2015, men et fald i forhold til perioden 2012-2014.

Samlet set indikerer forringelserne af forholdene i vandsøjlen en stor tilførsel af næringsstoffer til havmiljøet.

Iltforhold

Iltsvindets udbredelse i 2016 var større end for 2013-2015 og markant større end for 2010-2012. Det antyder, at havbundens bufferkapacitet imod udvikling af iltsvind, dvs. iltning af havbunden, som tilsyneladende blev opbygget i 2010-2012, var markant reduceret som følge af de senere års forstærkede iltsvind. Den forøgede udbredelse af iltsvind trods gennemsnitlige klimatiske forhold viser, at de indre danske farvande fortsat er meget sårbare, og at iltsvind derfor kan udvikle sig markant i større områder i perioder med svage vinde og høje temperaturer.

Iltsvindet startede forholdsvis tidligt og i nogle områder usædvanlig tidligt. Hen over sommeren blev iltsvindene mere omfattende, selv om blæsende vejr i starten af juli og august forbedrede iltforholdene kortvarigt. Kraftig blæst i starten af oktober betød, at iltsvindene i en del især lavvandede områder ophørte omkring midten af oktober. I de værst ramte områder var iltsvindene meget intenst og sluttede usædvanlig sent på året.

Iltsvindet i 2016 var særligt slemt i de dybere områder i Lillebælt, Det Sydfynske Øhav, Øresund samt i de østjyske fjorde Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord/Sønderborg Bugt. De periodisk mere blæsende forhold hen over sommeren betød, at iltsvindet ikke udviklede sig tilsvarende markant i de mere lavvandede områder. Dog var iltsvindet intenst i Limfjorden og Haderslev Fjord i september. I september og oktober var der i en del områder iltfrit i bundvandet og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, hvilket også var tilfældet i enkelte områder helt ind i november.

Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande har overordnet udvist en tendens til et fald vurderet for hele overvågningsperioden og var i 2016 på et meget lavt niveau i både fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er dog karakteriseret ved store regionale forskelle. De seneste 10 år har der således været en negativ udvikling i nogle regionale områder, typisk fjorde og kystvande, mens der har været en positiv udvikling i andre regionale områder, typisk mere åbne vandområder.

Bundplanter

Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen entydig udvikling siden starten af den nationale overvågning i 1989. Men i de seneste 10 år (2007-2016) har der generelt været en positiv udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse; dog er der sket en stagnation de sidste par år. Ålegræssets dækningsgrad er reduceret siden 1989, men der har været en tendens til en stigning de seneste 10 år – en udvikling som dog er brudt de sidste 2-3 år undtagen i Limfjorden. De senere års positive udvikling afløst af en stagnation eller mindre tilbagegang de sidste år skyldes formodentlig, at en periode i fjorde og kystvande med markant forbedrede forhold i vandsøjlen (især lysforhold og iltsvind) er blevet afløst af nogle år med tilbagegang i forholdene i vandsøjlen.

Makroalgernes dækningsgrad har overordnet udviklet sig positivt siden 1989 undtagen i Limfjorden. Udviklingen de seneste 10 år har været mindre entydig, idet der enten er sket en svag fremgang, en svag tilbagegang eller en stagnation. Makroalgernes dækningsgrad på de undersøgte stenrev i Kattegat var generelt god i 2016 svarende til situationen i 2014 og 2015. Det hænger formodentlig bl.a. sammen med, at forholdene i vandsøjlen har været forbedret nogle år, dog med en tilbagegang de sidste par år.

Bundfauna

Data fra 2016 viste, at bundfaunasamfundene var markant anderledes i Nordsøen og Skagerrak end i kystvandene, idet der overordnet var relativt få men store individer i Nordsøen/Skagerrak mod relativt mange men små individer i kystvandene. Desuden var der på områdeniveau markant flere arter i Nordsøen/Skagerrak end i kystvandene. Men i forhold til det forventede artsantal var diversiteten relativ høj i kystvandene.

Undersøgelser baseret på prøvetagninger i 2015 og 2016 indikerer, at der, vurderet på baggrund af bundfauna, generelt var en dårligere miljøtilstand i Nordsøen/Skagerrak end i de kystvande, der var repræsenteret i prøvetagningen i 2016.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2016 overvejende som resultat af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater. I overvågningsperioden er spættet sæl blevet ramt af store virus epidemier i 1988 og 2002,

som reducerede bestanden med henholdsvis ca. 20 og 40 %, samt mindre epidemier i 2007 og 2014. Vækstraterne tyder på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den yngede frem til omkring 1900. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen nu genindvandret og begyndt at yngle igen i de danske farvande. Gråsælen har været i fremgang de seneste godt 10 år, og i 2016 blev der observeret en del gråsæler i både Vadehavet, Kattegat og især i Østersøen.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. Størrelsen af bestandene på de forskellige lokaliteter varierer meget inden for de enkelte år og mellem årene, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile, mens bestanden i Østersøen er kritisk truet.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Målinger af miljøfarlige stoffer for perioden 2004-2015 viste generelt faldende eller stabile koncentrationer. I 2016 var der på rapporteringstidspunktet få data tilgængelige til at kunne vurdere den generelle udvikling. Lige som i de tidligere år var koncentrationsniveauerne for en række stoffer i 2016 i nogle områder højere end de internationale og nationale miljøkvalitetskrav samt OSPARs vurderingskriterier. Dette var tilfældet for kviksølv og andre tungmetaller (bly og cadmium), organotin (TBT) og bromerede flammehæmmere (PBDE), som derfor udgør en risiko for uønskede effekter i vandmiljøet. Der blev dog ikke registreret nogen overskridelser af de fastsatte krav til fødevarer.

Undersøgelse af biologiske effekter i blåmuslinger fra to stationer i henholdsvis Storebælt og Øresund tyder på, at muslingerne i de to områder ikke har været udsat for væsentlig påvirkning fra miljøfarlige stoffer. Derimod indikerer undersøgelse af biologiske effekter i ålekvabber i Køge Bugt og Roskilde Fjord, at fiskene har været udsat for en væsentlig påvirkning fra miljøfarlige stoffer.

Diskussion

Forholdene i de danske farvande i 2016 var ikke lige så gode som i perioden 2012-2015 men dog generelt bedre end for 10 år siden.

Næringsstofkoncentrationerne i de danske farvande i 2016 var som i de senere år meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, og for norges vedkommende de hidtil laveste siden 1989. De lave koncentrationer af næringsstoffer er afgørende for en positiv udvikling af de biologiske parametre. Trods den markant reducerede tilførsel af næringsstoffer og de deraf affødte lave næringsstofkoncentrationer er tilstanden dog stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre, men udviklingen peger overordnet i den rigtige retning, om end der i 2016 var tegn på status quo og endda tilbagegang for nogle parametre

Ifølge den klassiske systemforståelse forventes reducerede næringsstofkoncentrationer at resultere i lavere primærproduktion (algevækst) og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, større sigtddybde, mindre iltvind og større udbredelse af bundplanter. Selv om næringsstofniveauet har været markant reduceret i en længere årrække, er denne forventede positive udvikling først startet de senere år. Årsagen til den forsinkede respons på de lave

koncentrationer af næringsstoffer er uklar og kan ikke udredes udelukkende på baggrund af overvågningsdata, da det kræver mere detaljerede undersøgelser. Miljøtilstanden bestemmes af et kompleks samspil af faktorer, hvor næringsstoffer kun er en af dem. Intensivt fiskeri kan fx påvirke størrelsesfordelingen og dominansen af fiskearter og dermed sammensætningen af planteplankton, lige som den fysiske forstyrrelse af havbunden ved trawlfiskeri påvirker havbundens struktur og funktion. Desuden påvirker klimaforandringer havmiljøet bl.a. i form af stigende temperatur, som fx mindsker iltindholdet i vandet og dermed øger udbredelsen af iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundliggende strukturændringer i økosystemet som følge af mangeårig eutrofiering været medvirkende til den langsomme respons på den reducerede tilførsel af næringsstoffer.

Miljøfarlige stoffer kan have en fundamental og nogle gange meget lokal effekt. En række miljøfarlige stoffer findes i områder på et niveau, hvor der kan forekomme skadelige effekter. Biologiske effekter af miljøfarlige stoffer er påvist i flere områder. Miljøfarlige stoffer kan også påvirke de indikatorer, der traditionelt anvendes til påvisning af effekter af eutrofiering, dvs. primærproduktion, klorofylkoncentration og artsdiversitet. Forholdene kompliceres yderligere af, at de forskellige presfaktorer, fx næringsstoffer og miljøfarlige stoffer, kan forstærke hinanden (cocktaileffekt) og give anledning til yderligere negative effekter på miljøforholdene.

Iltsvindssituationen i 2016 var lige som 2013-2015 værre end 2010-2012, men dog bedre end tidligere. Der var tegn på, at havbundens bufferkapacitet mod iltsvind, dvs. iltning af bunden, blev opbrugt i 2016. Systemet er således stadig sårbart, og længerevarende ugunstige klimatiske betingelser kan fortsat udløse markante iltsvind. Desuden er temperaturen steget 1-1½ °C over de sidste 30-40 år og forventes at stige yderligere i årene fremover, hvilket vil fremme udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor også få afgørende indflydelse på ikke bare iltsvind, men miljøtilstanden mere generelt.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store og mangeartede, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne én af påvirkningerne, fx eutrofiering. De danske marine økosystemer er fortsat sårbare for ændringer i tilførsler af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer og effekter af fiskeri. De klimatiske betingede ændringer peger i retning af behov for yderligere reduktioner i tilførsler af næringsstoffer og andre tiltag for at opnå en god miljøtilstand. Forskningen viser, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til den oprindelige tilstand, men i stedet finde en ny balance. Endvidere vil økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, ofte have en tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er således en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt umuliggøre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøforvaltning.

11 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPO-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsen & Hansen 1999*), giftige alger (*Kaas m.fl. 1999*) og bundmaling (*Foverskov m.fl. 1999*). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra Det Marine Fagdatacenter.

A

alkalinitet – er et mål for vandets indhold af basiske ioner og dermed dets evne til at neutralisere syre.

ammoniak (NH₃) – er en gasart, som er letopløselig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraftig lugt, som kendes fra salmiakspiritus.

ammonium (NH₄⁺) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gassen ammoniak, NH₃.

analysant – et stof eller en stofgruppe der analyseres for fx Ni eller PCB'er.

antibegroningsmidler – er giftige kemiske forbindelser, der tilsættes maling. Maling med antibegroningsmiddel bruges på skibsbunde eller andre genstande, der skal være længe i vand eller fugtige miljøer for at undgå, at dyr og planter sætter sig på overfladen.

arter – defineres som en gruppe af organismer der kan parre sig med hinanden og samtidig få afkom, der kan formere sig.

assessment – engelsk for 'vurdering'.

ASP – er en forkortelse for den muslingeforgiftning, der fremkalder hukommelsestab eller amnesi. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse 'Amnesic Shellfish Poisoning'.

atmosfærisk nedfald – nedfald af næringsstoffer, tungmetaller og andre forurenende stoffer fra luften.

B

BAC – Background Assessment Criteria - baggrundsvurderingskriterium. OSPAR værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenede område eller sedimentsøjler dateret til præ-industrialiseret tid), eller lav koncentration for organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikkerheden

for at få et tal at foretage de statistiske sammenligninger med.

bioaktivt kvælstof – kvælstoffraktion, som kan udnyttes af alger til vækst.

biomasse – vægten af organismer i et bestemt område, enten rumfang eller areal.

biota – organismer, der anvendes til analyser.

bioturbation – bunddyrenes aktivitet med at rode godt og grundigt rundt i den øverste del af havbunden.

bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet.

bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

C

celle – en celle er den mindste komplekse del af en organisme. Cellen består af en kerne med arvemateriale, som ligger i cellevæsken eller cytoplasma, omgivet af en cellemembran. Blågrønalger og bakterier har ikke nogen kerne, og arvematerialet ligger frit i cytoplasma.

ciliater – dyregruppe, der er meget almindelig i dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloroplasterne hos de alger, som de spiser. De kan derfor udføre fotosyntese og fungerer derved ligesom de mixotrofe alger.

co-variabel – en faktor, som forventes at følge med den undersøgte faktor. Kan normalt anvendes som normalisator. Fx Li som bindes til ler- og siltpartikler som andre metaller.

congen-mønster – se PCB.

copepoder – se vandlopper.

CYP1A – en familie af cytochromer, hvor niveauet øges/ induceres ved eksponering til især PAH og dioxiner. Biomarkør for tidlige tegn på uønskede effekter i fisk. Måles vha. EROD-metode.

D

DDT – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. Forbudt i Nordeuropa, bruges stadig mod malaria-myg i troperne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

denitrifikation – at omdanne eller reducere nitrat (NO₃) til luftformig kvælstof (N₂).

deposition – se atmosfærisk nedfald.

detritus – dødt organisk materiale

DEVANO-programmet (DEcentral VAnd og Natur-Overvågning) – understøtter miljømålsloven og er en væsentlig aktivitet i forbindelse med opfyldelse af forpligtigelserne i vandrammedirektivets

operationelle overvågning og Natura 2000-direktivernes behov. I DEVANO indgår 5 delprogrammer for henholdsvis søer, vandløb, kystvande, grundvand og naturtyper.

diffuse kilder – større geografiske områder (åbent land og områder med spredt bebyggelse), hvorfra næringssalte eller miljøfarlige stoffer udvaskes til vandområder (se også punktkilder).

DIN – opløst uorganisk kvælstof, som indbefatter summen af nitrat, nitrit og ammonium, som kan optages af planter til primærproduktion.

dinoflagellater – eller furealger er mikroskopiske alger, tilhører den taksonomiske gruppe Dinophyceae. Furealger kan groft taget deles i nøgne og pansrede og er alle karakteriseret ved en længdefure og tværfure med hver sin flagel. Furealgerne kaldes også panserflagellater, dinoflagellater eller dinophyceer.

dioxin – oprindeligt navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plastholdige stoffer men også naturlige processer. Dioxinerne er måske de mest giftige og bioakkumulerbare forbindelser man kender, med grænseværdier i fødevarer i $\mu\text{g g}^{-1}$ fedt.

DIP – opløst uorganisk fosfor, dvs. fosfat, som kan optages af planter til primærproduktion.

DMU – Danmarks Miljøundersøgelser – hedder nu Aarhus Universitet.

DSi – opløst uorganisk silicium, dvs. silikat, som kiselalger bruger til opbygning af deres kiselskal.

DSP – er en forkortelse for diarréfremkaldende muslingeforgiftning. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse 'Diarrhetic Shellfish Poisoning'.

dyreplankton – eller planktondyr er små organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandbevægelser. Dyreplankton kaldes også for zooplankton og består blandt andet af vandlopper og ciliater.

E

EAC – Ecotoxicological Assessment Criteria. Økotoxikologisk vurderingskriterium som bruges af OSPAR til vurdering af risikoen for graden af forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres koncentration i miljøet.

ekstern belastning – den (næringsstof)transport, der foregår til et givet geografisk område fx en fjord. Kan omfatte atmosfærisk nedfald, tilførsler fra vandløb og punktkilder, tilførsel fra tilgrænsende vandområder.

emission – udslip til luft.

EMEP – European Monitoring and Evaluation Programme er et internationalt forskningsbaseret overvågningsprogram, som arbejder under FN konventionen for at begrænse langtrækkende grænseoverskridende luftforurening (LRTAP).

epifyt – en plante, som vokser på en anden plante uden at tage næring fra denne. Epifytter er meget udbredt i regnskove og i næringsrige vandmiljøer. I vandmiljøet gror epifytter i form af alger på havgræsser og tang.

EQS – Ecological Quality Standard er et vandkvalitetskriterium fastsat i EU's vandrammedirektiv. Overholdelse af EQS-kriterier regnes som opnåelse af 'god økologisk tilstand', som er målsætningen for vandrammedirektivet. EQS gælder generelt for vandfasen, bortset fra 3 stoffer (se afsnit 11 for kviksølv og afsnit 12 for hexachlorbenzen og hexachlorobutadien), hvor EQS er fastsat for biota.

ERL – Effect Range Low. US-EPA udviklet kriterium der angiver den nedre grænse for koncentrationen af et miljøfarligt stof, hvor det ikke vurderes at udgøre en risiko for uønskede effekter på miljøet.

EROD – Ethoxyresorufin-O-deethylase er en biomarkør, der måler aktivitet af afgiftsenzymer i fisk. Et mål for CYP1A der induceres/øges ved eksponering til især PAH og dioxiner.

eutrofiering – at tilføre organisk stof eller næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af organisk stof eller kvælstof og fosfor. Kommer af græsk og betyder 'velnæret'.

F

farvande – store havområder som Kattegat, Storebælt, Østersøen. Til tider bruges udtrykket dog om alle havområder, inklusive fjorde, bugter o.l., men oftest tænkes der kun på de dybere områder med stor geografisk udstrækning. Sidstnævnte betegnes nogle gange åbne farvande for at tydeliggøre, at der ikke er tale om fjorde og bugter.

farvandsområder – se farvande.

fauna – dyr.

fedt – indholdet af fedt (lipid) er typisk 1-2 % i muslinger og 20-30 % i fiskelever. Mange organiske forureninger opkoncentreres i fedtvæv, fx PCB og dioxin, og ofte angives indholdet af disse stoffer omregnet til fedtbasis.

flagellater – er mikroskopiske encellede organismer, som lever i vand. De kan bevæge sig vha. en eller flere svingtråde også kaldet flageller.

flageller – er en eller flere lange tynde trådlignende udvækster hos flagellater, sædceller og andre celler. Flagellerne laver rytmiske bølgeformede bevægelser, der gør cellen i stand til at bevæge sig. Hos fastsiddende former laver flagellen en vandstrøm, som bringer føde hen til cellen.

flux – transport af (nærings)stof mellem fx bunden og vandfasen.

fosfat (PO₄) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

fosfor – grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes P, indgår fx i fosfater (se dette).

fotosyntese – den proces, hvorved planter omdanner vand og kuldioxid til organisk materiale og ilt ved hjælp af solens energi.

fytoplankton – se planktonalger.

fødekæde – kæde af organismer, som beskriver, hvorledes føden føres gennem økosystemet fra primærproducenterne til de største byttedyr: Eksempel fra marint økosystem: alger → ciliater → vandlopper → fisk → sæler.

fødenet – beskrivelse af, hvem der spiser hvem i et økosystem. I sin simpleste form en fødekæde, men hyppigst et net, hvor flere grupper af organismer kan spise den samme føde.

G

græsning – når nogle organismer æder andre organismer. I plankton kaldes de organismer, der spiser, for græssere.

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

gårdbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes udledninger, udslip eller tab fra gård eller stald (se også markbidrag).

H

habitatdirektivet – EU direktiv fra 1992 der forpligter EU's medlemsstater til at bevare naturtyper og arter, som er af betydning for EU.

HCB – pesticid, hexaklorbenzen, persistent og med mulighed for lufttransport.

HCBD – hexachlorbutadien.

HCH – pesticid, også kaldet lindan, hexaklorcyclohexan. Forbudt i Nordeuropa. Persistent og med mulighed for lufttransport.

hektar – er et flademål. En hektar er 10.000 kvadratmeter.

HELCOM – Helsinki Kommissionen, samarbejde om Østersøens havmiljø (www.helcom.fi).

hormonforstyrrelse – hormoner er stoffer i dyr og planter, der har en regulerende funktion. Ved hor-

monforstyrrelser ødelægges balancen mellem forskellige hormoner, og de processer de styrer, bringes ud af balance.

I

ICES – International Council for the Exploration of the Sea, fungerer som rådgiver for medlemsstaterne og indsamler data om havmiljøet.

iltoptag – når dyr og planter ånder, skal de optage ilt fra omgivelserne, enten fra luften eller vandet.

iltsvind – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af O₂ bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O₂ pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer opstår normalt kun i de bundnære vandlag. Det er derfor primært dyr og planter, der lever ved og i bunden, der er udsatte. Når koncentrationen falder under 4 mg O₂ pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige iltsvind fortsætter i længere tid, begynder bunddyrene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor følsomme dyrene er.

immunforsvar – er en samlet betegnelse for de forskellige stoffer og specialiserede celler, en organisme har til at beskytte sig mod infektioner fra mikroorganismer.

imposex – synlige kønsændringer i havsnegle, hvor hunnen udvikler hanlige køns karakterer som penis og sædleder i tillæg til hunnens normale køns karakterer. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

indre danske farvande – de farvandsområder der mod nord afgrænses af Skagerrak og mod syd af hhv. det sydlige Øresund (ved Drogen Tærsklen) og Arkona Bassinet (ved Darss Tærsklen).

intern omsætning/tilførsel/transport/belastning – den omsætning, tilførsel eller transport, der foregår inden for et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

intersex – synlige kønsændringer i alm. strandsnegl, hvor hunnens normale køns karakterer (pallial ovidukt) omdannes til hanlige karakterer som prostatakirtel. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

ISI – intersex-indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af intersex er i alm. strandsnegl.

K

kiselalger – er mikroskopiske alger, der tilhører den taksonomiske gruppe Bacillariophyceae. Kiselalgerne er specielle ved at have to skaller af kisel,

der passer sammen som æske og låg. Kiselalger kaldes også diatomeer.

klorofyl – kemisk forbindelse, som er nødvendig for fotosyntesen og derfor findes i alle autotrofe organismer. Det er klorofylet, der gør lysets energi brugbart for de kemiske processer. Klorofyl er et grønt pigment.

klorofyl a – et plantepigment (kemisk forbindelse), som er nødvendig for fotosyntese.

kloroplast – organel hos fototrofe eukaryote organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet med klorofyl og andre pigmenter.

konfidensinterval – den statistiske usikkerhed ved en talstørrelse. Stor usikkerhed medfører brede intervaller, og lille usikkerhed medfører smalle intervaller.

kongener – stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber.

korrelation – et mål mellem -1 og 1 for den lineære sammenhæng mellem to variable. Positive værdier angiver en positiv sammenhæng, og negative værdier angiver en negativ sammenhæng.

kvartil – en fjerdedel af et datasæt. For eksempel er den nedre kvartil den mindste observation, hvor alle de observationer der er mindre end den, udgør mindst en fjerdedel af datasættet.

kvælstof (N) – er et grundstof. Det kaldes også nitrogen. Omkring 80 % af atmosfæren består af kvælstof. Kvælstof er en væsentlig del af proteiner og er derfor livsnødvendig for alle levende organismer. Kvælstof indgår fx i nitrat og ammonium.

kvælstofdeposition – proces hvormed atmosfæriske kvælstofpartikler aflægges via nedbør eller vind i havet eller på land. Se også tørdeposition og våddeposition.

L

lagdeling – se skilleflade.

landovervågning – overvågning af næringsstofftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

lipid – se fedt.

LMP – forkortelse for Institut for Miljøvidenskabs (Aarhus Universitet, DCE) landsdækkende måleprogram i byerne.

M

makroalger – store alger, tang.

markbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes aktiviteter på markerne (se også gårdbidrag).

matrice – noget der analyseres i typisk sediment, blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen kan enten være 'frisk', dvs. inklusive det naturlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved fjernelse

af vandet ved tørring i ovn eller frysetørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på indholdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for sediment.

metabolisme – stofskifte. Summen af alle kemiske processer der foregår i en organisme.

mg – forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.

mg/kg = mg kg⁻¹ – også kaldet ppm (parts per million) eller µg/g; angiver antallet af mg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, mg l⁻¹.

µg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.
µg/kg = µg kg⁻¹ – også kaldet ppb (parts per billion) eller ng/g; angiver antallet af µg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, µg l⁻¹.

ml – forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.

µl – forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.

miljøfarlige stoffer – er stoffer, som er giftige for levende organismer. De fleste af stofferne er svære at nedbryde i miljøet. De miljøfarlige stoffer kaldes også miljøskadelige eller miljøfremmede stoffer.

miljøfremmede stoffer – anvendes om stoffer, der er industrielt produceret og som ikke forekommer naturligt i miljøet. Anvendes ofte som 'slang' for organiske forureninger, også PAH og dioxiner, der kan forekomme ved naturlige processer som fx skovbrænde. Inkluderer IKKE metaller. Se også miljøfarlige stoffer.

miljøkvalitetskrav – konkrete miljøkrav for tilstanden i et vandområde opstillet af myndigheder. Typiske kvalitetskrav er koncentrationsgrænser for miljøfremmede stoffer i sediment eller organismer.

mixotrof – betegnelse for ernæring både ved fotosyntese og optagelse af andre organismer.

monitoring – samlebetegnelse, der dækker over tilsyns- og overvågningsaktiviteter, se også 'tilsyn' og 'overvågning'.

N

N – se kvælstof.

Nationalt program for overvågning af vandmiljøet – se NOVA-2003.

ng – forkortelse for nanogram, dvs. 1/1.000.000.000 g (10⁻⁹ g).

ng/kg = ng kg⁻¹ – også kaldet ppt (parts per trillion) eller pg/g; angiver antallet af ng af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, ng l⁻¹.

nitrat (NO₃) – er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

nl – forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000 l (10⁻⁹ l).

nonylphenol – vaskeaktivt stof, der kan holde det fangede snavs i vandfasen.

normalisator – en parameter, der kan anvendes til at forudsige det 'naturlige' indhold af analysanter.

normalisering – at omregne værdier mod en fysisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som udtryk for et 'naturlig'/'normalt' niveau for udgangsstoffet.

NOVA-2003 – er en forkortelse af 'Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003'. NOVA-2003 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, se dette.

NPO – en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o).

næringsalte – se næringsstoffer.

næringsstoffer – er stoffer, som er nødvendige for, at levende organismer kan opretholde deres livsfunktioner. I miljøsammenhæng taler man oftest om planternes næringsstoffer. Her er kvælstof- og fosforforbindelser de vigtigste.

O

oligotrofiering – den modsatte proces af eutrofiering, dvs. at et miljø bliver mere næringsfattigt.

opportunistisk art – er en art, hvis levevis er tilpasset omskiftelige forhold med en hurtig vækst og en hurtig reproduktionsrespons.

OSPAR – Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø (www.ospar.org).

organisk – organiske forbindelser er forbindelser, der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er dog karbonater og kulilte. Tidligere blev betegnelsen organisk stof anvendt om stof, som stammede fra levende væsner.

organisme – et levende væsen; det kan være et dyr eller en plante.

overvågning – en betegnelse for en samlet proces, der indbefatter prøvetagning (monitering) og vurdering (assessment) med det formål at kunne vurdere fx miljøtilstanden.

oxidativ nedbrydning – kemisk opdeling af sammensatte stoffer til deres bestanddele ved hjælp af en elektronoverførsel fra fx ilt og frigørelse af energi.

P

PAH – polycykliske aromatiske hydrocarboner er tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og oliespild.

PCB – polychlorerede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes desuden tidligere i kondensatorer. Sammensætning af de

enkelte PCB-forbindelser kaldes congen-mønster og kan afspejle forureningskilden.

P – se fosfor.

pelagisk – 'pelag' betyder det åbne hav. Dyr, der lever i de fri vandmasser og ikke kommer ned på bunden, lever pelagisk.

pg – forkortelse for pikogram, dvs.

1/1.000.000.000.000 g (10⁻¹²g).

pigmenter – farvestoffer. I organismer, der udfører fotosyntese, er det pigmenter, der fanger lysets energi. Pigmenterne giver planktonalgerne deres farve. Det vigtigste pigment er klorofyl.

pl – forkortelse for pikoliter, dvs.

1/1.000.000.000.000 l (10⁻¹²l).

plankton – de organismer, der svæver rundt i vandet i havet, søer eller vandløb. Plankton inddeles i planteplankton eller dyreplankton.

planktonalger – eller algeplankton er mikroskopiske og ofte encellede organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandets bevægelser. Planktonalger kaldes også for fytoplankton.

planteplankton – se planktonalger.

population – samling af organismer af samme art, som lever sammen.

primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

punktkilder – en betegnelse, der her dækker over udledninger i et punkt. Kildetyperne omfatter renseanlæg, industrier, regnvandsoverløb, ferskvandsdambrug, udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt (havbrug og saltvandsdambrug).

R

redoksforhold – hvor iltet sedimentet er.

reduktionsmålsætning – målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes 'reduktionsmålsætninger'.

repræsentative områder – NOVA 2003-terminologi, som dækker over 34 kystområder jævnt fordelt ud over de forskellige danske farvandsområder. Overvågningsaktiviteterne fokuserer først og fremmest på eutrofiering.

respiration – ånding.

resuspension – havbundens opblanding i vandet som følge af, at havbunden bliver rodet rundt af bølgepåvirkning eller en stærk vandstrøm hen over bunden.

S

salinitet – se saltholdighed.

saltholdighed – mængden af salte i vandet. Ofte angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromille

(‰). I havvand er natriumklorid det salt, der findes i størst mængde og derfor også det salt, som stort set bestemmer saltholdigheden. Natriumklorid er også det vigtigste salt i køkkensalt.

sediment – havbundsmateriale dannet ved sedimentation, dvs. mere eller mindre permanent aflejring af materiale, som er faldet ned på havbunden.

SFT – Statens forurensningstilsyn (Norge, www.klif.no), navn ændret i 2009 til Klima og forurensningsdirektoratet. Står bag udviklingen af klassifikationsværktøj anvendt til afsnit om metaller.

signifikans – er et udtryk for graden af væsentlighed i en sammenhæng. Signifikans for en sammenhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for ingen sammenhæng er meget lille (oftest < 5 %).

sigtdybde – mål for vandets klarhed.

skilleflade – eller springlag – er en vandret grænse mellem to vandmasser med forskellig vægtfylde. Skillefladen dannes typisk på grund af forskelle i temperatur eller saltholdighed.

SMHI – Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

springlag – se skilleflade.

standard error (eller spredning på dansk) – et mål for variationen på en stokastisk variabel, som estimeres ved standardafvigelsen. Spredning og standardafvigelse forveksles ofte i den videnskabelige litteratur. Betegnelsen spredning forudsætter implicit en modelantagelse for data.

stofskifte – de kemiske og fysiske processer i et levende væsen, som skaffer energi til omsætning og vedligeholdelse af celler og væv.

T

TBT – tributyltin er et biocid, der er blevet tilsat skibsmalinger for at forhindre begroning på skibe.

tilsyn – den overvågning, som kommuner og staten udfører i medfør af Miljøbeskyttelsesloven eller Planloven.

TN – total kvælstof, som indbefatter DIN og organisk bundet kvælstof.

total oplukning – en oplukningsmetode, der inkluderer flussyre for at destruere silikater inden metalanalyser.

TP – total fosfor, der indbefatter DIP og organisk bundet fosfor.

TS – tørstofbasis; angiver også indholdet af tørstof; fx 15 % TS for muslingekød viser, at der er 85 % vand og 15 % tilbage, når vandet er fjernet.

tungmetaller – er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd)

eller kviksølv (Hg). Bruges ofte som 'slang' for giftige metaller, dvs. letmetallet zink (Zn) og metalloider (halvmetaller) som arsen (As).

tørdeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i tørvejr (se også våddeposition).

U

uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

US-EPA – United States Environmental Protection Agency – den amerikanske miljøstyrelse. Står bag udviklingen af ERL-vurderingskriterier anvendt til sediment i afsnit 11.

V

vandlopper – er små krebsdyr, typisk 0,5-4 mm lange, der lever i de frie vandmasser, på bunden eller som parasitter. Deres navn skyldes, at de ofte svømmer i små hop ved at bevæge deres lange antenner. Vandlopper kaldes også copepoder.

Vandmiljøplan I – plan vedtaget af Folketinget i 1987 med formålet at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor med hhv. 50 og 80 %.

Vandmiljøplan II – opfølgning på Vandmiljøplan I med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer.

Vandmiljøplan III – opfølgning på Vandmiljøplan I og II med fokus på fosfor fra dyrkede arealer. Landbrugets fosforoverskud skal halveres og kvælstofudvaskningen reduceres med yderligere 13 % frem til 2015.

Vandmiljøplanens overvågningsprogram – ved Vandmiljøplan I's vedtagelse i 1987 blev der etableret et landsdækkende overvågningsprogram. Programmet blev i 1998 afløst af det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 (se under NOVA-2003).

VDSI – Vas deferens sekvens indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af imposex er i konksnegle. Vas deferens betyder sædleder.

VV – vådvægtsbasis.

våddeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i regnvejr (se også tørdeposition).

Z

zooplankton – se dyreplankton.

Å

ålegræs (*Zostera marina*) – en blomsterplante, som lever under vandet langs hovedparten af de danske kyster.

12 Referencer

Araújo, R.M., Assis, J., Aguillar, R. et al. 2016: Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. - *Biodiversity and Conservation* 25 (7): 1319-1348. doi:10.1007/s10531-016-1141-7.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. 2011: The value of estuarine and coastal ecosystem services. - *Ecological Monographs* 81: 169-193.

Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfel, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F., Wiese, J. 2008: The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. - *European Journal of Phycology* 43(1): 1-86.

Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S., Koopmans, M.P., Fouchier, R.A.M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert, U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A.D.M.E. 2015: Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. - *Emerging Infectious Diseases* 21: 4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>.

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

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsch, W., Ernsten, V., Ellermann, T. & Bossi, R. 2015: Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142.

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2017: Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund. - Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.

Cappelen, J. (red.) 2017: Danmarks klima 2016. DMI rapport 17-01. Danmarks Meteorologiske Institut. http://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2017/DMIRp17-01.pdf.

Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. - *Journal of Geophysical Research* 115: G03011. doi 10.1029/2009JG001103.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683.

Carstensen, J., Sánchez-Camacho, M., Duarte, C.M., Krause-Jensen, D. & Marbà, M. 2011: Connecting the dots: downscaling responses of coastal ecosystems to changing nutrients concentrations. - *Environmental Science and Technology* 45: 9122-9132. doi 10.1021/es202351y.

Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014a: Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. - *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 5628-5633.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. 2014b: Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2007: Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. - *Ecological Applications*. Supplement 17(5): 165-184.

Costanza, R. m.fl. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. - *Nature* 387: 253-260.

Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 526.

Dahl, K. & Carstensen, J. 2008: Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. - NERI Technical Report No. 663.

Dahl, K., Göke, C., Lundsteen, S., Carstensen, J., Al-Hamdani, Z., Leth, J.O., Havesteen, C.W. & von Qualen, S. 2011: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. 54 pp. - BaltSeaPlan Report, no. 27. <http://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed>.

Dahllöf, I., Strand, J., Gustavson, K. & Bjerregaard, P. 2011: Miljøfarlige stoffer og ålekvabbe. Samlet analyse. Rapport fra Naturstyrelsen. 40 s.

Dietz, R., Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Laidre, K. 2003: Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 429. 44 pp.

Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015: Marine mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.

- Doney, S.C. 2010: The growing human footprint on coastal and open ocean biogeo-chemistry. - *Science* 328: 1512-1516.
- Duarte, C.M. 1995: Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - *Ophelia* 41: 87-112.
- Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. 2009: Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. - *Estuaries and Coasts* 32: 29-36.
- Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of pH variability in the coastal ocean. - *Estuaries and Coasts* 36: 221-236.
- Erftemeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R. 2006: Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52(12): 1553-1572. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.09.006.
- EU 2005: EQS dossier on Priority Substance No. 30 Tributyltin compounds (TBT-ion): Substance Data Sheet for Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Final version Brussels, 15 January 2005.
- EU 2006: KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december 2006 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i fødevarer, L 364 Den Europæiske Unions Tidende, 20.12.2006.
- EU 2008: DIRECTIVE 2008/105/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.
- EU 2011: KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) Nr. 1259/2011 af 2. december 2011 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for dioxiner, dioxinlignende PCB'er og ikke-dioxinlignende PCB'er i fødevarer. L 320/18 Den Europæiske Unions Tidende 3.12.2011.
- EU 2013: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. Den Europæiske Unions Tidende L 226/1, 23.8.2013.
- EU 2014: COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQS_{biota}) under the Water Framework Directive. - Technical Report - 2014 - 083.
- Faxneld, S., Danielsson, S. & Nyberg, E. 2014: Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. - Report no. 9. Swedish Museum of Natural History, Department of Environmental Research and Monitoring. 33 pp. <http://nrm.diva-portal.org/smash/get/diva2:767385/FULLTEXT01.pdf>.

Fietz, K., Galatius, A., Frie, A.K., Teilmann, J., Dietz, R., Jensen, L.F., Graves, J.A., Hall, A., McConnell, B., Gilbert, M.T.P., Olsen, M.T. 2016. Fall and rise of grey seal (*Halichoerus grypus*) populations in northern Europe – genetic and demographic consequences of local extinctions and re-colonizations. *Molecular Ecology* 25 (17): 4097-4112.

Fossing, H. & Hansen, J.W. 2015: Vandkemi. - Teknisk anvisning nr. M02 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 19 s.

Fossing, H., Hansen, J.W., Jacobsen, H.H., Markager, S. & Møller, E.F. 2015: Indsamling af vand- og planktonprøver i felten. - Teknisk anvisning nr. M01 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 17 s.

Foverskov, S., Strand, J., Jacobsen, J.A., Riemann, B., Pritzl, G., Nielsen, P.Ø. & Aagaard, A. 1999: Bundmaling til skibe - et miljøproblem. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 30/1999. 48 s.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O. & Vázquez, J.A. 2013: Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. - *Biological Conservation* 164: 107-122.

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N. 2017: Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Final report. Sea Mammal Research Unit, University of St Andrews, Scotland, UK: <https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/files/2017/05/SCANS-III-design-based-estimates-2017-05-12-final-revised.pdf>

Hansen, J.L.S & Josefson, A. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande. - I: Ærtebjerg m.fl. 2005: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 55, s. 57-62.

Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34.

Hansen, J.W. (red.) 2015a: Marine områder 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 123.

Hansen, J.W. (red.) 2015b: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167.

Hansen, J.W. (red.) 2016: Marine områder 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 148 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 208. <http://dce2.au.dk/pub/SR208.pdf>

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 - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Härkönen, T., Harding, K.C. & Lunneryd S.G. 1999: Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased estimates of vital population parameters. - Journal of Applied Ecology 36 (5): 825-841.

Härkönen, T., Harding, K.C. & Heide-Jørgensen, M.-P. 2002: Rates of increase in age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. - Canadian Journal of Zoology 80(9): 1498-1510.

Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. & Thompson, P. 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - Diseases of Aquatic Organisms 68: 115-130.

Härkönen, T., Harding, K., Rasmussen, T.D., Teilmann, J. & Dietz, R. 2007a: Age- and Sex-specific Mortality Patterns in an Emerging Wildlife Epidemic: the Phocine Distemper in European Harbour Seals. - PLoS ONE 9: 1-4.

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007b: Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. - NAMMCO Scientific Publications 6: 57-68.

Härkönen, T., Bäcklin, B.M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R., Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A. & Teilmann, J. 2008: Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. - Veterinary Record 162: 155-156.

HELCOM 2016: Draft guidelines for biological effect monitoring - imposex and intersex. Presented by Sweden at HELCOM STATE & CONSERVATION meeting 4-2016, document 2MA-5.

HELCOM 2017: Metals (lead, cadmium and mercury). HELCOM Core Indicator Report. Online 6.7.2017:
http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Heavy%20Metals_HELCOM%20core%20indicator_HOLAS%20II%20component.pdf

Houston, B.E., Rooke, A.C., Brownscombe, J.W., Fox M.G. 2014: Overwinter survival, energy storage and reproductive allocation in the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) from a river system. - Ecology of Freshwater Fish 23: 224-233.

Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2014: Makroalger på kystnær hårbund. Teknisk anvisning nr. M12 fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.

ICES 2012: Report of the Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC), SCICOM STEERING GROUP ON HUMAN INTERACTIONS ON ECOSYSTEMS, ICES CM 2012/SSGHIE:04.

ICES 2016: Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC), 1-5 February 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:27. s. 82.

Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.

Jensen, L.F., Galatius, A. & Teilmann, J. 2015: First record of a new born grey seal pup (*Halichoerus grypus*) in the Danish Wadden Sea since the 16th century. - Marine Biodiversity Records 8: e131.

Jensen, M.H. & Holm, I. 2016: Notat om overvågningsresultater i Lillebælt efter gødningsudslip. Miljø- og Fødevareministeriet, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (SVANA).

Jepsen, P.U. 2005: Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.

Josefson, A. & Göke, C. 2013: Disentangling the effects of dispersal and salinity on beta diversity in estuarine benthic invertebrate assemblages. - Journal of Biogeography 40: 1000-1009.

Josefson, A. & 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., 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.

Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. Danmarks miljøundersøgelser.

Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 27/1999. 64 s.

Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Jo-Traving, S., Riemann, L., Hansen, J.L.S., Markager, S. 2017: Seasonal dynamics and bioavailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries. - Biogeochemistry 134: 217-236.

Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F. & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. - Estuaries 26: 866-877.

Krause-Jensen, D., Greve, T.M. & Nielsen, K. 2005: Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. - Water Resources Management 19: 63-75.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J., & Dahl, K. 2007: Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. - Marine Pollution Bulletin 55: 114-125.

Krause-Jensen, D., Markager, S. & Dalsgaard, T. 2012: Benthic and pelagic primary production in different nutrient regimes. - *Estuaries and Coasts* 35: 527-545.

Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K., Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H., Larsen, L.E. 2015: Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. - *Emerging Infectious Diseases* 21: 4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141484>.

Krumhansl KA, Okamoto DK, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Connell SD, Johnson CR, Konar B, Ling SD, Micheli F, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Sousa-Pinto I, Reed DC, Salomon AK, Shears NT, Wernberg T, Anderson RJ, Barrett NS, Buschmann AH, Carr MH, Caselle JE, Derrien-Courtel S, Edgar GJ, Edwards M, Estes JA, Goodwin C, Kenner MC, Kushner DJ, Moy FE, Nunn J, Steneck RS, Vásquez J, Watson J, Witman JD, Byrnes JEK. 2016: Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 13785-13790. doi: 10.1073/pnas.1606102113.

Larsen, M.M 2013a: Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk anvisning nr. M25 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 s.

Larsen, M.M. 2013b: Miljøfarlige stoffer i muslinger. Teknisk anvisning nr. M22 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.

Larsen, M.M. 2013c: Miljøfarlige stoffer i sediment. Teknisk anvisning nr. M24 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.

Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The biology of rocky shores*. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.

Lundsteen, S. & Dahl, K. 2016: Fauna på kystnær hårbund. Teknisk anvisning nr. M17 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 23 s.

Lyngsgaard, M.M., Markager, S. & Richardson, K. 2014: Changes in the vertical distribution of primary production in response to land-based nitrogen loading. - *Limnology and Oceanography* 59 (5): 1679-1690.

Markager, S. & Fossing, H. 2015: Primærproduktion. Teknisk anvisning nr. M08 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

McGlathery, K.J., Reynolds, L.K., Cole, L.W., Orth, R.J., Marion, S.R. & Schwarzschild, A. 2012: Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. - *Marine Ecology Progress Series* 448: 209-221.

Miljø- og Fødevareministeriet 2016: BEK nr 439 af 19/05/2016. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Miljøstyrelsen 1984: NPO-redegørelsen.

Miljøstyrelsen 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, 64 s.

- Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993, 168 s.
- Miljøstyrelsen 2000: NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000, 397 s.
- 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.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 28/1999. 64 s.
- Nyström, M., Norström, A.V., Blenckner, T., de la Torre-Castro, M., Eklöf, J.S., Folke, C., Österblom, H., Steneck, R.S., Thyresson, M. & Troell, M. 2012: Con-fronting feedbacks of degraded marine ecosystems. - *Ecosystems* 15: 695-710. doi 10.1007/s10021-012-9530-6.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1994: Patch dynamics of eelgrass. - *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.
- Olsen, M.T., Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S.M.C., Linnet, A. & Harkonen, T. 2010: Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. - *NAMMCO Scientific Publications* 8: 77-94.
- Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegismund, H.R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. - *Molecular Ecology* 23: 815-831.
- OSPAR 2005: 2005 Assessment of data collected under the Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). OSPAR Commission. - Assessment and Monitoring Series, Publication Number 2005/235, 115 pp. <http://www.ospar.org/documents?v=7017>.
- OSPAR 2009: CEMP assessment report: 2008/2009. Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. Monitoring and Assessment Series, Publication Number 390/2009, 78 pp. http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_2009_CEMP_assessment_report.pdf.
- OSPAR 2013: Background document and technical annexes for biological effects monitoring, Update 2013. OSPAR Commission. Monitoring and Assessment Series. Publication Number 589/2013.
- OSPAR 2016a: Mercury assessment in the marine environment. Assessment criteria comparison (EAC/EQS) for mercury. - Hazardous Substances and Eutrophication series no. 679 (tilgængelig på www.ospar.org).
- OSPAR 2016b: <http://dome.ices.dk/OSPARMIME2016/main.html>.
- OSPAR 2017: Proposal for a new Agreement on contaminants' criteria and methods for the Intermediate Assessment 2017. HASEC 17/4/7.

Pedersen, M.F. & Borum, J. 1997: Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. - *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163.

Pommer, C.D., Olesen, M., Hansen, J.L.S. 2016: Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom in the Kattegat. - *Marine Ecology Progress Series* 548: 47-60.

Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. - *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 385: 8-13.

Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K., Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A., Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özaydinli, M., Chušev, R., Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M. & Krause-Jensen, D. 2016: An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental Status. - *Frontiers in Marine Science* 3: 73. doi: 10.3389/fmars.2016.00073.

Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K., Windolf, J. & Andersen, J.H. 2016: Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. - *Estuaries and Coast* 39: 82-97. doi 10.1007/s12237-015-9980-0.

Ries, E.H., Hiby, L.R. & Reijnders, P. J. H. 1998: Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. - *Journal of Applied Ecology* 35: 332-339.

Roca, G., Alcoverro, T., Krause-Jensen, D., Balsby, T.J.S., van Katwijk, M.M., Marba, N., Santos, R., Arthur, R., Mascaro, O., Fernandez-Torquemada, Y., Perez, M., Duarte, C.M. & Romero, J. 2016: Response of seagrass indicators to shifts in environmental stressors: A global review and management synthesis. - *Ecological Indicators* 63: 310-323. doi:10.1016/j.ecolind.2015.12.007.

SAMBAH 2017: SAMBAH - FINAL Report. LIFE Project Number: LIFE08 NAT/S/000261. Kolmårdens Djurpark AB, SE-618 92 Kolmården, Sweden. 77 pp.

Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. - *Aquatic Botany* 41: 137-175.

Stancheva, M., Merdzhanova, A., Petrova, E. & Petrova, D. 2013: Heavy metals and proximate composition of Black Sea sprat (*Sprattus sprattus*) and goby (*Neogobius melanostomus*). - *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 19 (Supplement 1): 35-41.

Strand, J. 2013a: Imposex og intersex i havsnegle. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE, nr. M27, ver. 1.

Strand, J. 2013b: Biologisk effektmonitoring i fisk. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE, nr. M26 ver. 1.

Strand, J. & Dahllöf, I. 2013: Biologisk effektmonitoring i muslinger. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk anvisning fra Det Marine Fagdatacenter, DCE, nr. M28, ver. 2.

Stæhr, P. & Borum, J. 2011: Seasonal acclimation in metabolism reduces light requirements of eelgrass (*Zostera marina*). - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 407: 139-146.

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L.A., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.H.S., Andersen, L.W., Teilmann, J. 2015: Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. - Global Ecology and Conservation 3: 839-850.

Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 508.

Tanakol, R., Yazici Z., Sener E. & Sencer E. 1999: Fatty Acid Composition of 19 Species of Fish from the Black Sea and Marmara Sea. - Lipids 34: 291-297.

Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. - ICES Journal of Marine Science 57 (3): 579-589.

Teilmann, J., Riget, F. & Härkönen, T. 2010: Optimising survey design for Scandinavian harbour seals: Population trend as an ecological quality element. - ICES Journal of Marine Science 67: 952-958.

Thodsen, H., Windolf, J., Rasmussen, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Wiberg-Larsen, P. 2016: Vandløb 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206. <http://dce2.au.dk/pub/SR206.pdf>.

Vang, T. & Hansen, J.W. 2015. Ilt i vandsøjlen. Teknisk anvisning nr. M04 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.

Vinther, M. & Larsen, F. 2004: Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. - Journal of Cetacean Research and Management 6: 19-24.

Waycott, M., Duarte, C.M., Cattuthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olayarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kenrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. & Williams, S. 2009: Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. - PNAS 106 (30): 12377-12381.

WHO 2005: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. - Toxicological Sciences 2006, 93(2): 223-241.

Bilag 1 - Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Jacob Carstensen

Næringsstoffkoncentrationer, klorofyl og sigtddybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringsstoffer blev analyseret ved hjælp af en tresidet variansanalyse. Alle koncentrationer er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

- Stations-, måneds- og årsvariation (tre faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsstoffer og klorofyl, hvilket betyder, at sæsonvariationen skalerer med år til år variationen og stationer. Dette har erfaringsmæssigt vist sig at være en bedre beskrivelse end additive effekter. Ved logaritmisk transformation kan multiplikative effekter analyseres med en additiv model.
- Store koncentrationer har større variationer end små koncentrationer. Ved logaritmisk transformering opnås varianshomogenitet.
- Residualerne fra en variansanalyse uden transformation vil have en højreskæv fordeling. Ved logaritmisk transformation bliver residualerne fra variansanalysen tilnærmelsesvis normalfordelte.

De logaritmisk transformerede koncentrationer deles op i variationer, som kan tilskrives stationsafhængighed (STATION), sæsonvariation (MÅNED) og år-til-år variation (ÅR). Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk} \quad \text{hvor } e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$$

Hovedeffekterne, som estimeres ved hjælp af modellen, har følgende fortolkning:

- STATION_i er middelniveauet for de enkelte stationer, når der er taget højde for år til år variationen og sæsonvariationen.
- ÅR_j er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNED_k er middelniveauet for årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år-til-år variationen.

Hovedvariationerne er signifikante for alle næringsstoffer og klorofyl. Residualerne fra variansanalysen er dernæst afbildet i histogrammet, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte.

Efterfølgende er de estimerede hovedeffekter transformeret tilbage vha. exponential funktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de utransformerede data

$$\mu = \exp(\alpha)$$

Et approksimativt 95 % konfidensinterval for den geometriske middelværdi fås som:

$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta); \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i bundvandet i 2015 var normalfordelt $N(4,14;0,044^2)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er $62,79 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på $[57,45;68,63]$.

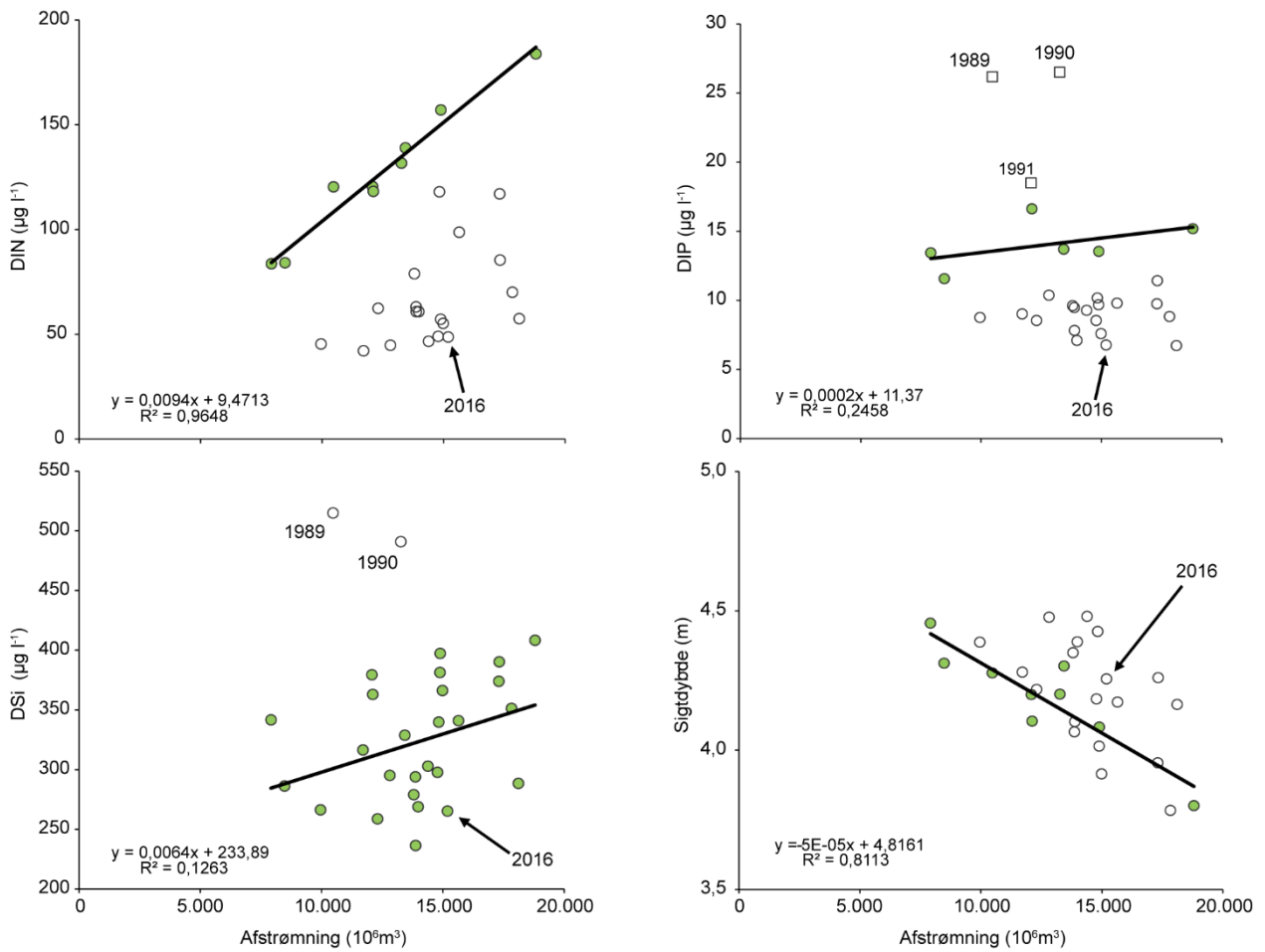
Korrektioner for klimatiske variationer

Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis entydig sammenhæng mellem koncentrationer og ferskvandsafstrømning.

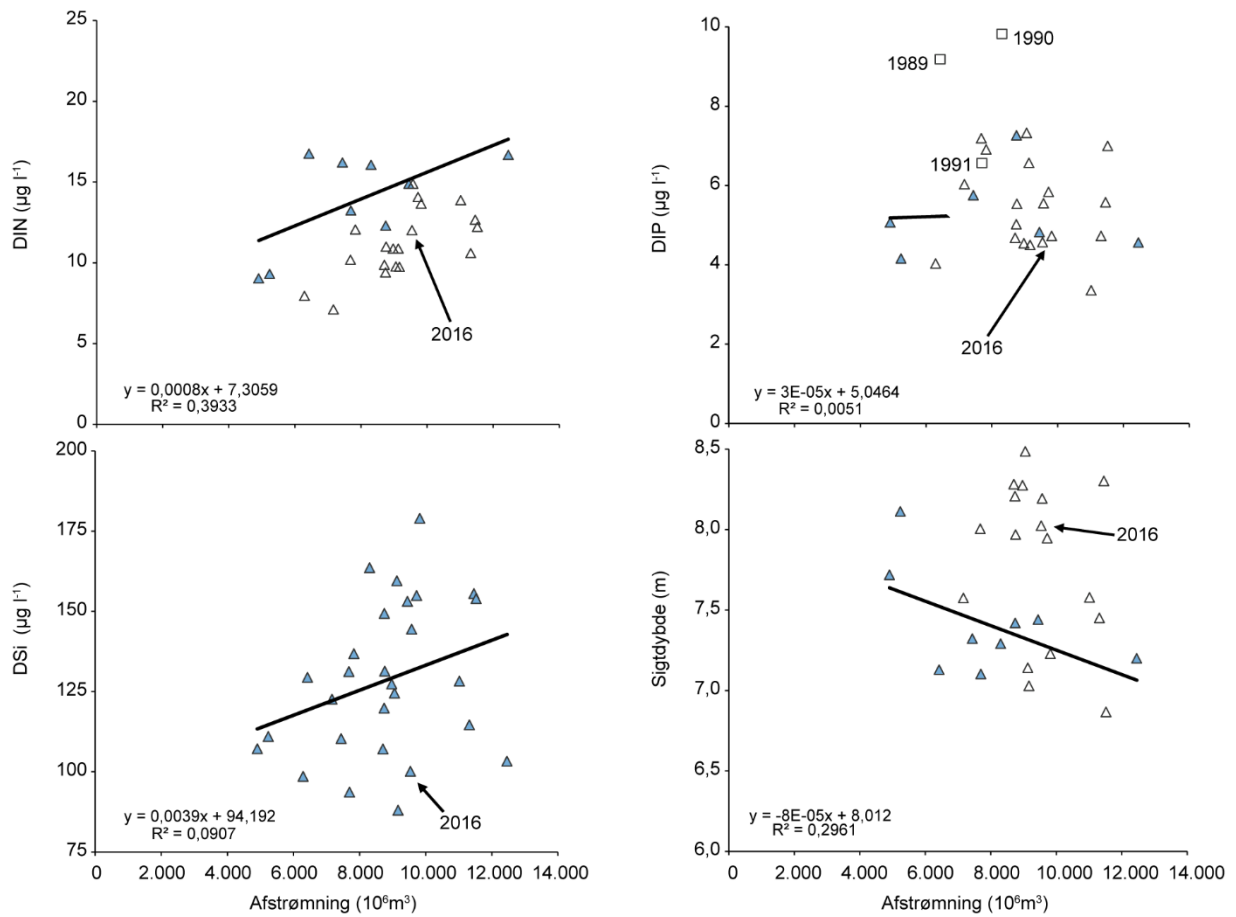
Relationerne mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystvande (*figur B1.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammede fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. Det må ligeledes forventes, at virkemidlerne i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug (vedtaget i 1991) først har haft en effekt på den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor fra midten af 1990'erne. For DIP blev årene 1998-2016 udeladt af samme årsag som for kvælstof sammen med årene 1989-1991, hvor punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for DSi, men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for åbne farvande. For DIN og DIP blev relationerne forbedret, men de blev dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.

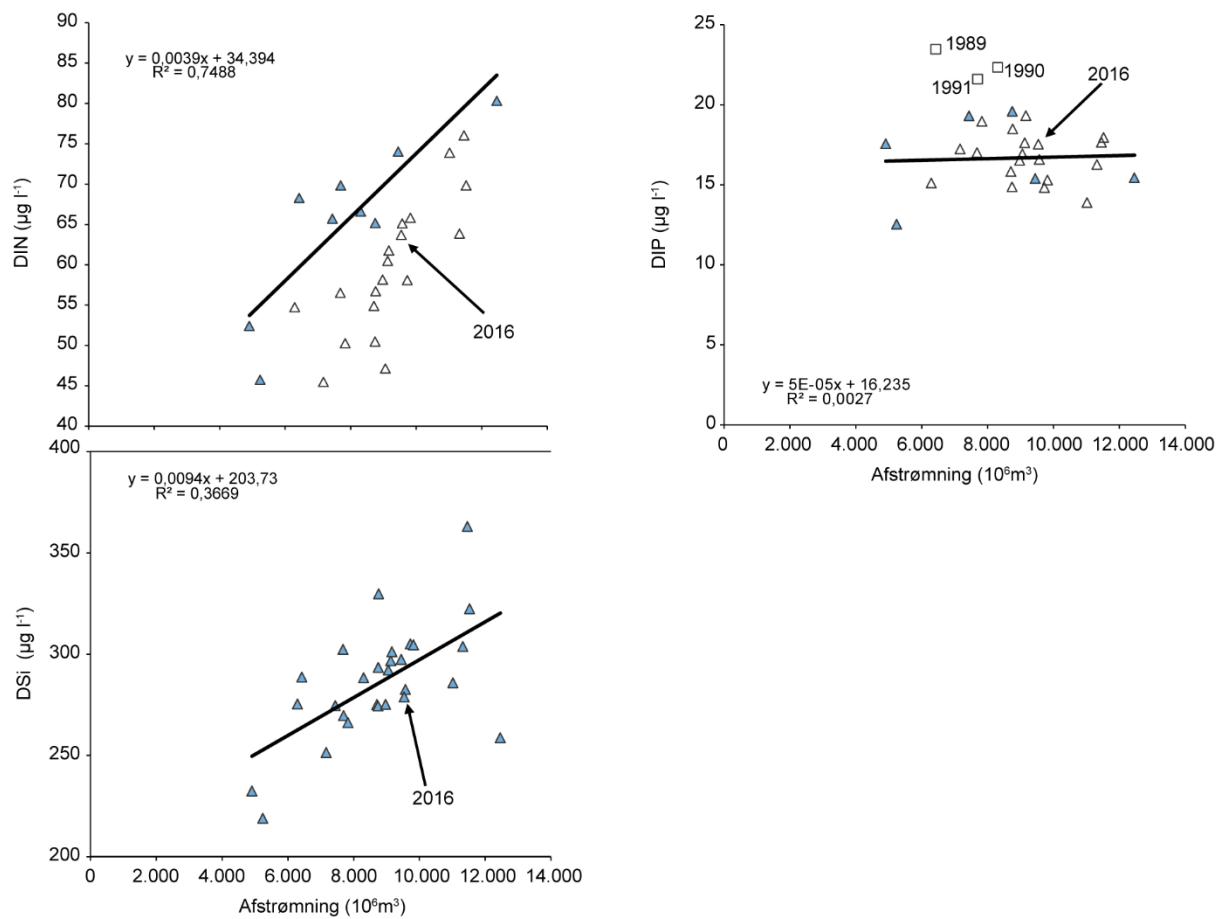
I de åbne indre farvandes bundvand (≥ 15 m) blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet som for overfladevand. For DIN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng med afstrømningen (*figur B1.3*).



Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSI og sigt dybde i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2016 er markeret med åbne cirkler for DIN, DIP og sigt dybde. For DIP er årene 1989-1991 markeret med åbne firkanter, og for DSI er årene 1989 og 1990 markeret med åbne cirkler.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSI og sigtdybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2016 er markeret med åbne trekanter for DIN, DIP og sigtdybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter.



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP og DSI for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre havområder mod afstrømning. Årene 1998-2016 er markeret med åbne trekanter for DIN og DIP, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter.

Bilag 2 - Dataanalyser – bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræstransektorer i områder og farvandstyper

Ålegræstransektorerne blev inddelt i fire farvandstyper: 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen blev lavet ud fra det hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere farvandstyper, hvilket skyldes, at inddelingen er foretaget baseret på de enkelte transektorer.

| Kystvande | Yderfjorde | Inderfjorde | Limfjorden |
|------------------------|-----------------------|-------------------------------|--------------------------|
| Aarhus Bugt | Aabenraa Fjord | Aarhus Bugt | Hjarbæk Fjord |
| Bornholm | Aarhus Bugt | Aabenraa Fjord | Langerak |
| Ebeltoft Vig | Als Sund | Augustenborg Fjord | Limfjorden nord for Mors |
| Endelave | Bøgestrømmen | Dybsø Fjord | Limfjorden syd for Mors |
| Faxe Bugt | Det Sydfynske Øhav | Flensborg Fjord | Lovns Bredning |
| Femern Bælt | Flensborg Fjord | Genner Fjord | Løgstør Bredning |
| Grenå Kyst | Guldborgsund | Guldborgsund | Nibe-Gjøl Bredning |
| Hevring Bugt | Horsens Fjord | Haderslev Fjord | Nissum Bredning |
| Hjelm Bugt | Kalundborg Fjord | Helnæs Bugt | Risgårde Bredning |
| Horsens Fjord (ud for) | Karrebæksminde Bugt | Holbæk Fjord | Skive Fjord |
| Jammerland Bugt | Kolding Fjord | Holckenhavn Fjord | |
| Kattegat centralt | Lunkebugten | Horsens Fjord | |
| Kattegat nord | Mariager Fjord | Isefjord Inderbredning | |
| Kattegat syd | Nakskov Fjord | Karrebæk Fjord | |
| Køge Bugt | Nyborg Fjord | Kertinge Nor/Kerteminde Fjord | |
| Lillebælt nord | Odense Fjord | Knebel Vig | |
| Lillebælt centralt | Roskilde Fjord | Kolding Fjord | |
| Lillebælt syd | Stavns Fjord | Korsør Nor | |
| Læsø | Storstrømmen | Lammefjord | |
| Musholm Bugt | Thurø | Lillestrand | |
| Nivå Bugt | Vejle Fjord | Lindelse Nor | |
| Nord for Sjælland | Isefjord yderbredning | Mariager Fjord | |
| Samsø vest | | Nakkebølle Fjord | |
| Sejerø Bugt | | Odense Fjord | |
| Skagerrak | | Præstø Fjord | |
| Smålandsfarvandet | | Randers Fjord | |
| Storebælt nord | | Ringkøbing Fjord | |
| Storebælt syd | | Roskilde Fjord | |
| Øresund | | Tempelkrog | |
| Øresund nord (tragten) | | Vadehavet | |
| Ålbæk Bugt | | Vejle Fjord | |

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2016

NOVANA

I 2016 var der status quo for nogle parametre i forhold til de senere års positive udvikling i havmiljøet, mens der var en mindre tilbagegang for andre parametre. Året var karakteriseret ved en høj afstrømning og dermed en stor tilførsel af næringsstoffer fra land i starten af året (og i slutningen af 2015), relativt høje temperaturer og vindvekslende mellem kortere perioder med en del vind og længere perioder med svag vind. Til trods for den store afstrømning i årets start var næringsstofkoncentrationerne hovedsageligt lave, og i enkelte tilfælde de hidtil laveste siden 1989. Væksten (primærproduktion) og mængden af planteplankton (klorofyl) var forøget i forhold til niveauet for de seneste år, mens vandets klarhed var gennemsnitligt for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i de frie vandmasser var således samlet set dårligere end i perioden 2012-2015. Ålegræssets generelt positive udvikling i de senere år stagnerede i nogle områder, mens der var en mindre tilbagegang i andre områder. Dækningsgraden (total) af makroalger i kystvande og på stenrev var forøget i forhold til 10 år tidligere, mens udviklingen var stagneret i fjordene. Der var indikationer på, at forholdene for bundfaunaen generelt var dårligere i de mere åbne farvande (Nordsøen/Skagerrak) end i de kystnære indre farvande. Bestanden af spættet sæl er mangedoblet over en længere årrække, men den har været rimelig stabil de seneste år, hvor bestanden af gråsæl er forøget markant. Tætheden af marsvin varierer meget fra år til år, men overordnet ser bestandene i Nordsøen og de indre danske farvande ud til at være stabile, mens bestanden i Østersøen er kritisk truet. Til trods for de senere års observerede forbedringer af miljøtilstanden viste udviklingen i 2016, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu langt fra målet om en stabil god miljøtilstand.

Ud over belastningen med næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden negativt af mange andre forhold såsom fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. De fleste miljøfarlige stoffers koncentration var på niveau med eller lavere end tidligere, men koncentrationerne af enkelte tungmetaller (kviksølv, bly og cadmium) samt bromerede flammehæmmere (PBDE) var flere steder så høje, at disse stoffer kan have uønskede effekter i vandmiljøet.

Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at indsatsen for at sikre et bedre havmiljø virker. Men havmiljøet er fortsat under stort pres og responderer kun langsomt på de forbedrende tiltag.