



MARINE OMRÅDER 2018

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 355

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2018

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 355

2019

Jens Würgler Hansen (red.)

Signe Høgslund (red.)

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 355

Titel: Marine områder 2018
Undertitel: NOVANA

Forfattere: Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund (red.)
Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: December 2019, revideret februar 2020*
Redaktion afsluttet: November 2019
Faglig kommentering: Medarbejdere i Miljøstyrelsen; Bo Riemann, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Kommentarer fra Miljøstyrelsen findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR355_komm.pdf
Kvalitetssikring, DCE: Lars Moeslund Svendsen
Finansiel støtte: Miljø- og Fødevareministeriet

Bedes citeret: Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2019. Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355
<http://dce2.au.dk/pub/SR355.pdf>
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: I 2018 viste overvågningsparametrene ikke entydige ændringer i forhold til de senere års udvikling i havmiljøet. Mange parametre var således uændrede, mens nogle viste tilbagegang og enkelte fremgang. Efteråret 2017 og starten af 2018 var meget våde perioder, der medførte en høj ferskvandsafstrømning. Fra maj til august var det usædvanligt varmt og tørt, og det gav høje vandtemperaturer og en meget lav ferskvandsafstrømning henover sommeren og efteråret. Tilførslen af næringsstoffer fra land til havet fulgte sæsonvariationen i afstrømningen. Det medførte koncentrationer af uorganiske næringsstoffer på niveau med langtidsmidlen i årets første måneder. I resten af året var koncentrationerne lave, i nogle tilfælde de laveste siden 1989. Let vind og meget varme den sidste del af foråret betød, at iltsvindet startede tidligt i nogle områder og udviklede sig markant i udbredelse og styrke i løbet af sommeren. Sidst i juli og i starten af august var iltsvindet meget alvorlig i flere områder. En kortvarig storm midt i august forbedrede forholdene i de lavvandede områder, hvorimod iltforholdene i de sårbare dybere områder først blev bedre efter endnu en storm sidst i september. Væksten af planteplankton og koncentrationen af klorofyl var i 2018 på niveau med de sidste par år, men forøget i forhold til i 2012-2013, mens vandets klarhed var gennemsnitlig for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i vandsøjlen har således samlet set været dårligere de seneste år end i 2012-2013. Ålegræssets generelt positive udvikling gennem de seneste godt ti år er de senere år stagneret både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. For makroalger (tang) er dækningsgraden i kystvande og yderfjorde steget i løbet af de seneste ti år, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, i Limfjorden og på stenrev. Bundfaunaens status i fjorde og kystvande var meget variabel, og bundfaunaen var fastholdt i god tilstand eller i dårlig tilstand selv på nærtliggende stationer. I de åbne indre farvande var bundfaunaens status generelt relativt god. I Nordsøen og Skagerrak indikerede bundfaunaen relativt ringe miljøforhold, og artssammensætningen antydede, at bundtrawling er den dominerende presfaktor. Antallet af spættet sæl i danske farvande er vokset støt siden 1970'erne, men har de senere år stabiliseret sig i de fleste områder, hvilket indikerer, at bestanden nærmer sig miljøets bæreevne. Antallet af besøgende gråsæler voksede markant fra 2005 til 2015, men er siden stagneret. Gråsælen yngler i de danske farvande i meget begrænset omfang og i 2018 kun på én lokalitet. Forekomsten af marsvin i habitatområderne i de indre farvande er stabil, mens der i Nordsøens habitatområder har været tilbagegang siden 2011. Populationen i den indre Østersø er stadig kritisk truet. Koncentrationen af de fleste miljøfarlige stoffer var på niveau med eller lavere end tidligere målinger. Kviksølv, bly, cadmium og bromerede flammehæmmere var flere steder på et niveau, der kan give problemer i vandmiljøet, og forhøjet indhold af tjærestoffet antracen i sediment er et udbredt problem. Til trods for de senere års forbedringer blandt nogle parametre har de sidste års udvikling vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden også negativt af fx fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. 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 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: Søsalat i bunden af Skive Fjord. Foto Michael Bo Rasmussen

ISBN: 978-87-7156-454-9
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 156

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som: <http://dce2.au.dk/pub/SR355.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.

* Revideret februar 2020. I den reviderede version af rapporten er der foretaget ændringer i opgørelsen af transporten af kvælstof og fosfor til havet, jf. redegørelsen herfor i [Thodsen og Thorbjerg \(2020\)](#). Ændringerne vedrører kapitel 4.

Indhold

Forord	5
Summary	6
1 Indledning	8
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	14
2 Klimatiske forhold	16
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	25
3 Næringsstofkoncentrationer	26
4 Planteplankton og vandets klarhed	37
5 Iltforhold	50
6 Bundplanter - ålegræs og makroalger	58
7 Bundfauna	70
8 Havpattedyr - sæler og marsvin	87
9 Undervandsstøj	100
10 Miljøfarlige stoffer i biota og sediment	101
11 Marint affald	116
12 Ikke-hjemmehørende arter	117
Del 3 – Overordnede betragtninger	118
13 Tilstand og udvikling	119
14 Ordliste	125
15 Referencer	131
Bilag 1 Beskrivelse af anvendte korrektioner for variationer i afstrømning	143
Bilag 2 Dataanalyse – bundplanter	148
Bilag 3 Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	150

[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 2018.

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. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af MST, Det Marine Fagdatacenter, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Rapporten beskriver udviklingen i den overordnede tilstand, men den forholder sig ikke til mål- og tilstandsvurderinger efter EU-direktiverne. Disse vurderinger fremgår af de danske vandområdeplaner, Natura 2000-planer og Danmarks Havstrategi.

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om marine områder med data indsamlet i 2018. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, da parametre først rapporteres, når der er tilstrækkeligt datagrundlag.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2018', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Summary

In 2018, the monitoring parameters did not show unambiguous changes compared to the development in the marine environment during recent years. Many parameters were thus unchanged while others showed decline and a few progress.

The autumn in 2017 and the start of 2018 were very rainy which caused a high freshwater run-off. From May to August, it was unusually warm and dry and this resulted in high water temperatures and a very low freshwater run-off during the summer and autumn. The input of nutrients from land to sea followed the seasonal variation of the run-off. This resulted in concentrations of inorganic nutrients on level with the long-term average during the first months of the year. During the rest of the year, the concentrations were low – in some cases, the lowest since 1989.

Light winds and very warm weather during the last part of the spring lead to an early start of oxygen depletion in some areas and it developed markedly in area of distribution and severity during the summer. At the end of July and the beginning of August, the oxygen depletion was very serious in several areas. A short storm in mid-August improved the conditions in the shallow areas, whereas the oxygen conditions in the vulnerable, deeper areas did not improve until after a storm at the end of September.

The growth of phytoplankton and the concentrations of chlorophyll in 2018 were comparable with the last couple of years but had increased compared with 2012-2013, while the water clarity was on average for the period since the mid-1990s. The conditions of the water column have thus all in all been worse in recent years compared with 2012-2013.

The generally positive development of the eelgrass during the last ten years has stagnated both for depth distribution and coverage. In coastal waters and outer fjords, the coverage of macroalgae (seaweed) has increased during the last ten years, but the development has stagnated in inner fjords, in Limfjorden and on stone reefs.

The state of the benthic fauna in fjords and coastal waters was very variable, and even within the same area, some locations remained in good condition and others in poor condition. In the open inner waters, the benthic fauna were generally in a relatively good condition. In the North Sea and in the Skagerrak, the benthic fauna indicated relatively poor environmental conditions, and the species composition implied that bottom trawling is the dominating pressure factor.

The number of harbour seals in Danish waters has increased steadily since the 1970s, but in recent years, it has stabilized in most of the areas which indicates that the population is getting close to the carrying capacity of the environment. The number of visiting grey seals increased significantly from 2005 to 2015, but has since then stagnated. The grey seal breeds only to a limited extent in the Danish waters and in 2018 only at one locality. The occurrence of porpoises in the habitat areas in the inner Danish waters is stable, whereas it has declined since 2011 in the habitat areas in the North Sea. The population in the inner Baltic Sea is still critically endangered.

Concentration of most of the hazardous substances were in line with or lower than previous measurements. Mercury, lead, cadmium and brominated flame retardants were in several places at a level which might cause problems to the marine environment, and increased content of the tar compound anthracene in sediment is a widespread problem.

Despite improvements in recent years of some of the parameters, the development in the last couple of years has shown that the Danish waters are still very vulnerable to pressure on the environment and still far away from the goal of a stable, good environmental status. In addition to input of nutrients (eutrophication), the environmental state is also negatively impacted by e.g. fishery, climate change and hazardous substances. In summary, data from the national monitoring programme show that the effort to secure a better marine environment has paid off, but the marine environment is still under strong pressure and is only responding slowly to mitigation measures.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen, Martin M. Larsen & 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 at reducere tabet af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri med hhv. 50 % og 80 % i forhold til niveauet i midten af 1980'erne. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II fra 1998, og der blev indført nye virkemidler til yderligere at nedbringe tabet af næringsstoffer. 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 'Landbrugspakken' om reguleringen af landbrugsproduktionen, som bl.a. tillod en øget brug af gødning. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandplaner (2009-2015), vandområdeplaner (2015-2021) og i havstrategien (2012-2020).

For at kunne følge effekten af forvaltningsinitiativerne på vandmiljøet vedtog folkettinget i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer). 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 eutrofiering på 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. Yderligere blev målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer, 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 overgangår), var tilpasset implementeringen af vandramme- og habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Det nuværende overvågningsprogram, NOVANA 2017-2021, er målrettet behovene i forhold til både vandramme-, havstrategi- og habitatdirektivet. Ændringerne i de sidste to programperioder har bl.a. betydet, at overvågningens geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og antallet af tidsserier. Dette for at sikre, at data fra overvågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden på vandområdeniveau og inden for udvalgte naturtyper.

Formålet med overvågningen

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

Overvågningen gennemføres i forhold til behovene ud fra følgende kriterier:

- 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 og bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø.

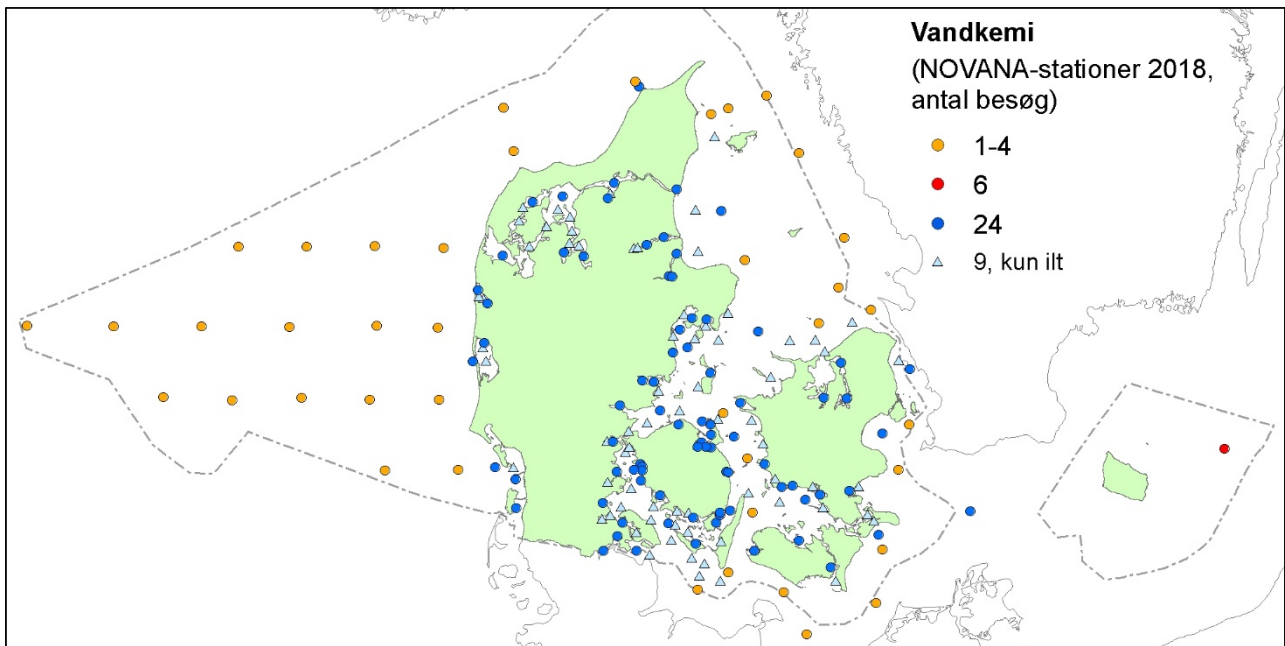
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

- 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 sammensætningen af det biologisk samfund
- give aktuel information om iltsvind
- beskrive langsigtede ændringer affødt af menneskelige aktiviteter
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af udvalgte miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte områder af kystvandene.

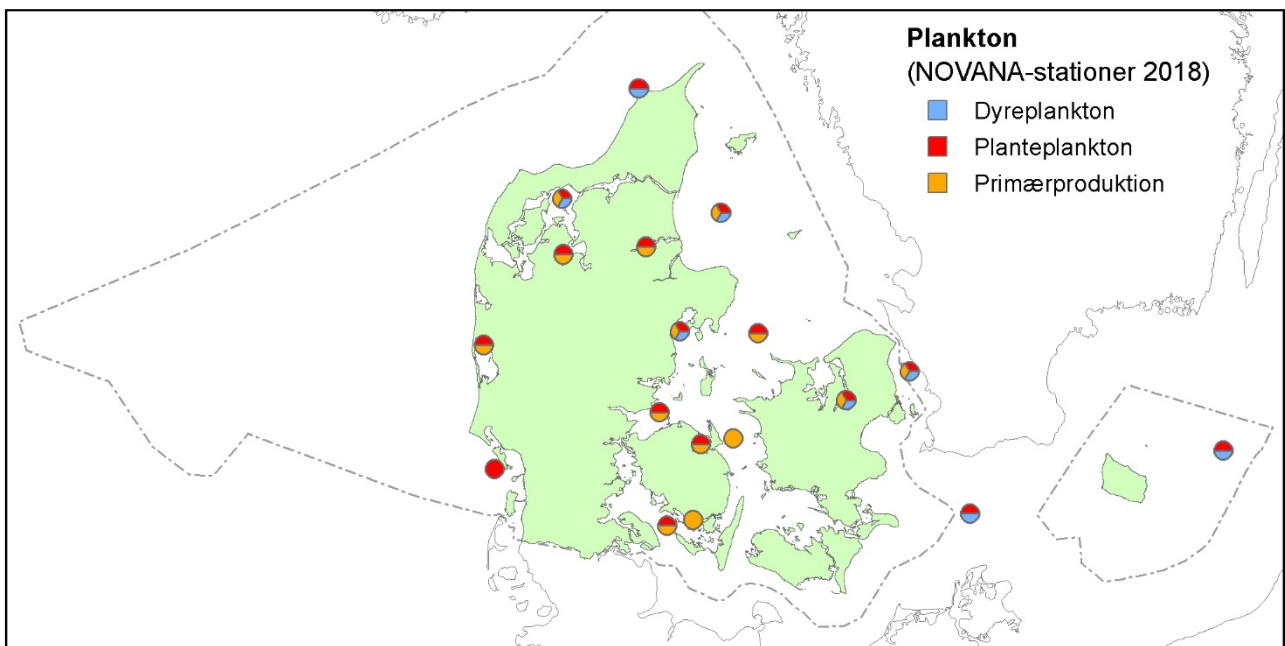
Områder og prøvetagningsprogram

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

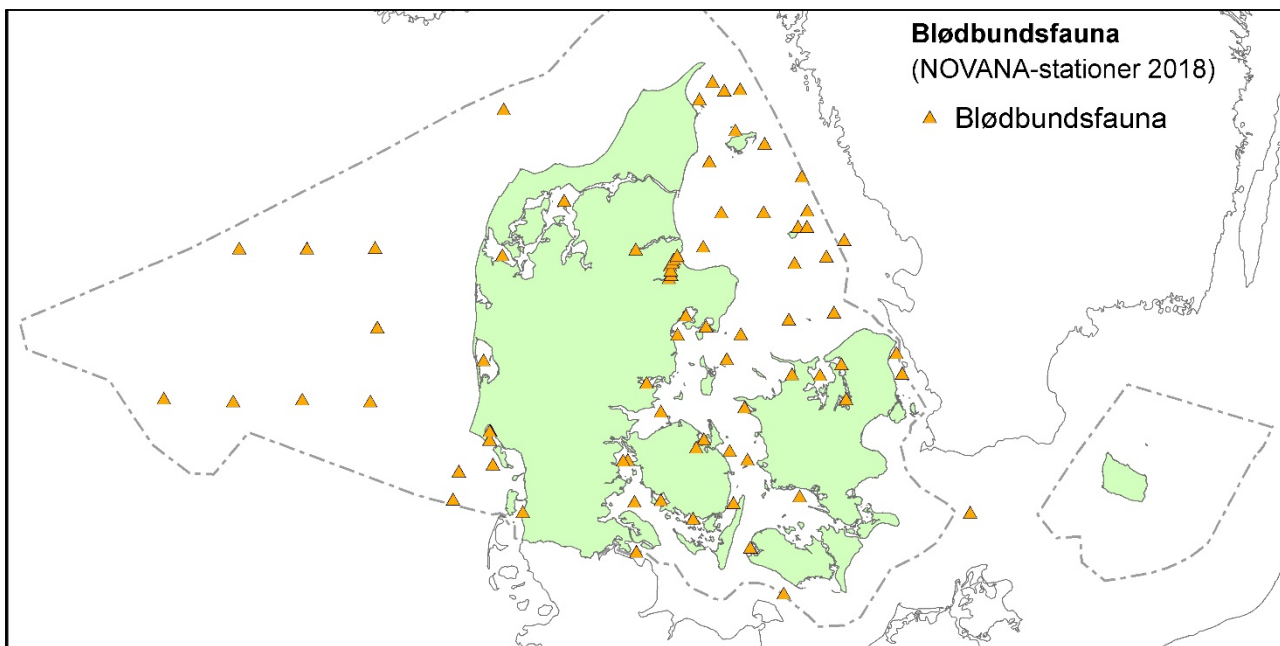
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.7* viser placeringen af NOVANA-stationerne i 2018 (og 2017 for miljøfarlige stoffer), dvs. hvor og evt. hvor ofte overvågningen af de forskellige parametre er foretaget. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata fra 2018 (samt 2016 og 2017 for miljøfarlige stoffer), indgår som grundlag for denne rapport. I rapporten omtales også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr.



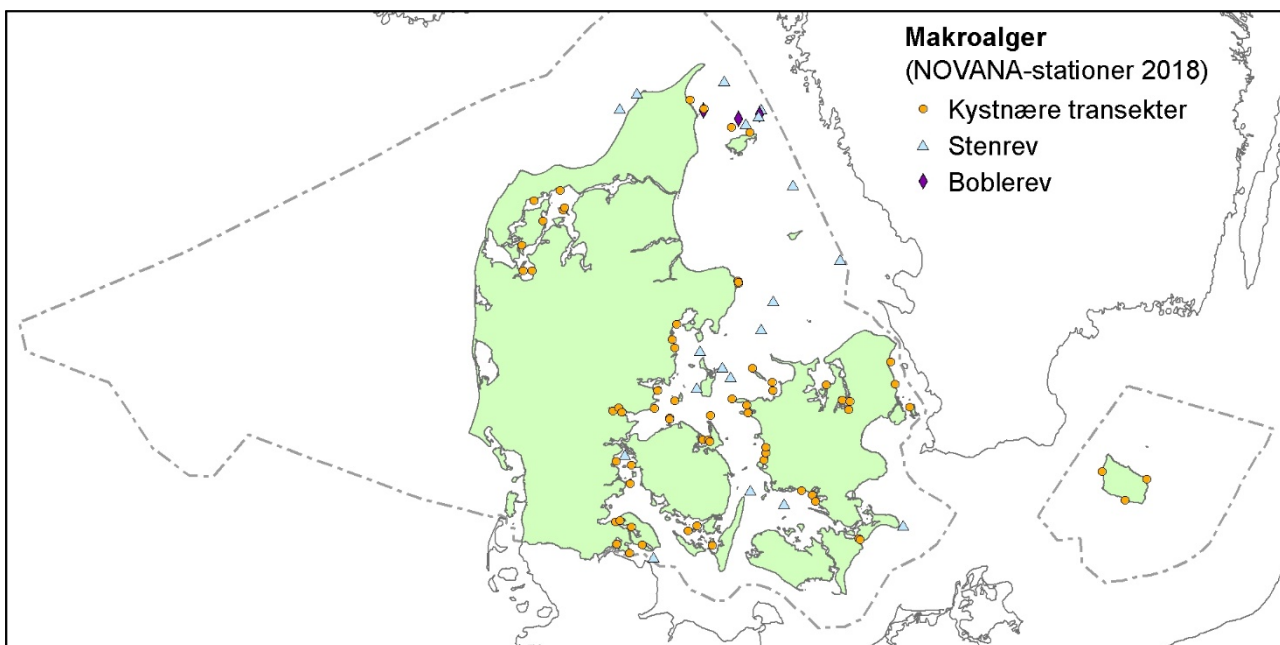
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, saltholdigheds-, temperatur-, sigtddybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger i 2018. Den årlige overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone). I *bilag 3* er angivet en opdeling af vandkemistationerne efter farvandstyper.



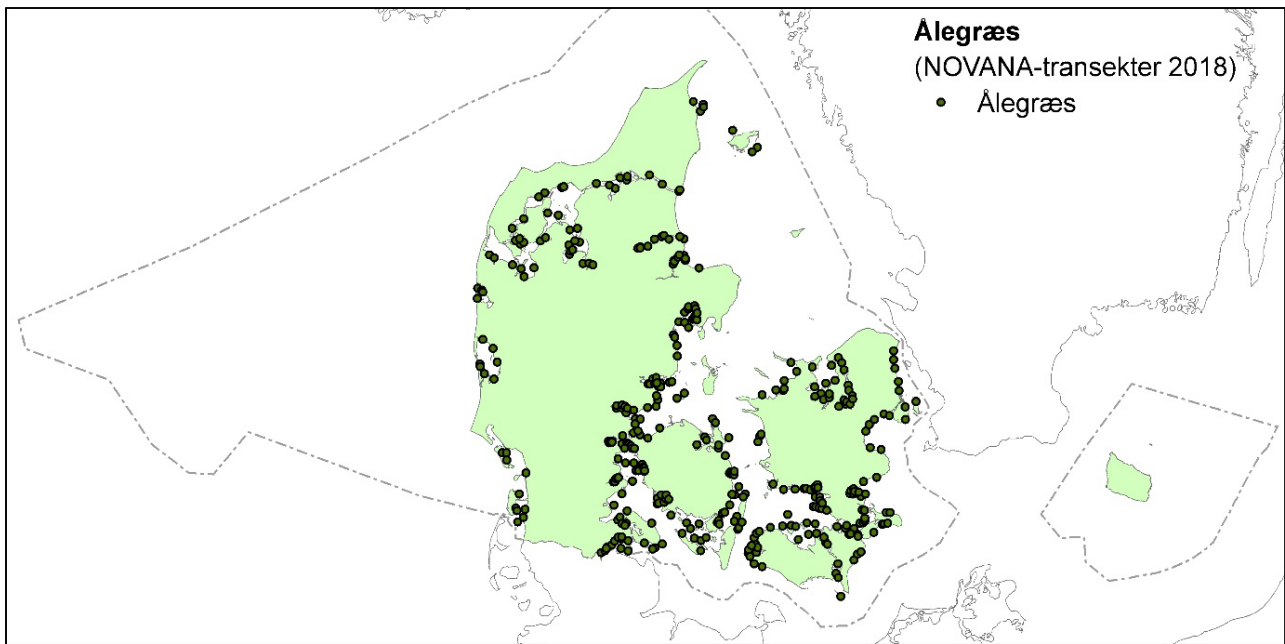
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion i 2018. Plankton overvåges 20 gange på et år undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges 6 gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



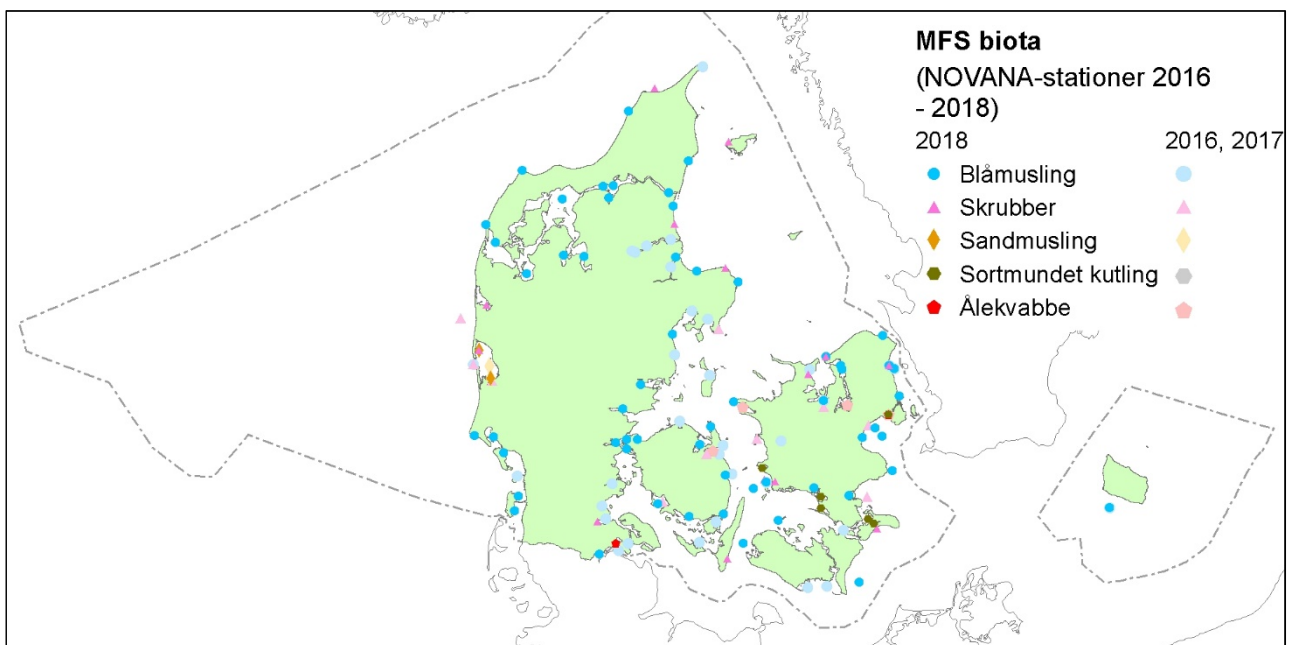
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna i 2018. Bundfauna overvåges en gang årligt i perioden marts-maj. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



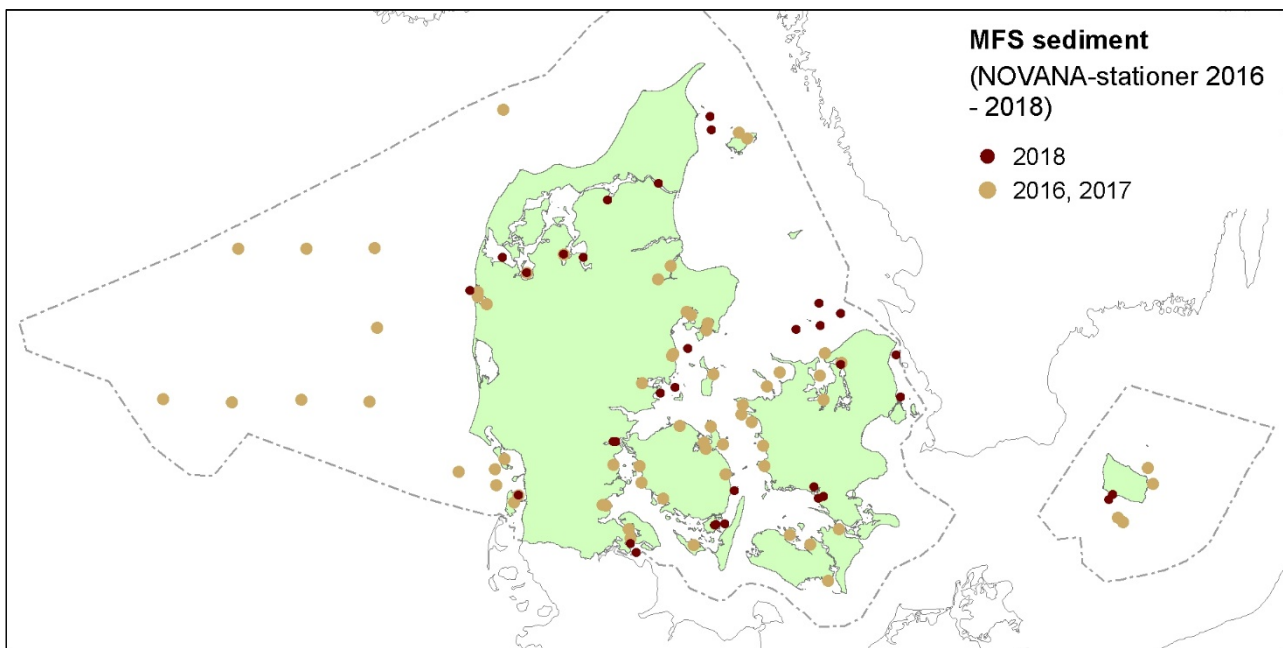
Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev i 2018. Makroalger overvåges en gang årligt i perioden juni-august. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs i 2018. Ålegræs overvåges en gang årligt i perioden juni-september. 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 2016-2018. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.7. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i sedimenter i 2016-2018. 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.

I de åbne farvande er de fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur generelt stabile sammenlignet med de betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, saltholdighed, temperatur og lagdeling. I fjorde og kystnære farvande kan der dog også være relativ stor variation i vanddybde og bundstruktur, især i tidevandspåvirkede og vindeksponerede områder.

Effekterne af menneskeskabte påvirkninger, stressfaktorer, varierer i omfang fra år til år og fra område til område dels pga. geografisk og tidslig variation i omfanget og karakteren af stressfaktorerne, og dels fordi effekter 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 fiskeri, havbrug, råstofindvinding, klappning af opgravet materiale, offshore industri og andre anlæg på søterritoriet, skibsfart, rekreative aktiviteter, marint affald og indførsel af fremmede arter har også en negativ effekt på miljøforholdene. Næringsstoffer og til dels miljøfarlige stoffer påvirker havmiljøet geografisk bredt, mens de andre stressfaktorer hovedsagligt har en mere lokal effekt.

Tilførsler af næringsstoffer væsentlig over det naturlige baggrunds niveau (eutrofiering) påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge produktionen af planteplankton, hvilket 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 derfor 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 skaldyrsforgiftning 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 en gang imellem store mængder tang og ålegræs, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Reduceret udbredelse af ålegræsenge og af flerårige tangskove giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og dermed havpattedyr. Desuden fungerer bevoksninger med tang og ålegræs som bølgebrydere, hvorfor en reduceret udbredelse af planterne bevirker en mindske kystbeskyttelsen. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundplanter, bunddyr, fisk og havpattedyr) og resulterer ofte i uklart vand, 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). En forbedring af rensningen af spildevand fra byer og industri resulterede i et relativt hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor. I midten af 1990'erne begyndte tilførslen af kvælstof at falde ho-

vedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Dette har bevirket en betydelig reduktion af koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindskede tilførsel af næringsstoffer har bevirket forbedringer for nogle parametre, mens andre parametre ikke har responderet særlig tydeligt endnu. Reetablering af en god miljøtilstand er en kompliceret proces, hvis forløb afhænger af en lang række andre forhold end næringsstofkoncentrationer, herunder fx ændringer af havbundens struktur (fysiske stabilitet) og ophobning af næringsstof i havbunden som følge af eutrofieringen. Det betyder, at for en del af parametrene er der en tidsforsinkelse mellem den mindskede tilførsel og responset. Desuden er det ikke sikkert, at miljøtilstanden vender helt tilbage til tidligere tiders tilstand, da ændrede forhold kan fastholde systemet i en ny tilstand.

Fiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skalddyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport mellem fødekæder, og fiskeri med bundtrawl medfører desuden en fysisk forstyrrelse af havbunden og de bundlevende organismer. 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 havmiljøet. De menneskeskabte klimaforandringer kan virke direkte, fx i form af stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for andre stressfaktorer såsom iltsvind og indvandring af nye arter. Samspillet 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 (kumulerede) 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 vandsøjlen og den horisontale transport af bundvandet. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringsstoffer, som udvaskes fra landjorden. Der er store år til år variationer i vejrforholdene, som bidrager til at forklare udviklingen i den marine miljøtilstand.



Stormvejr ved Vestkysten. Foto: Anne van Acker.

Metoder og datagrundlag

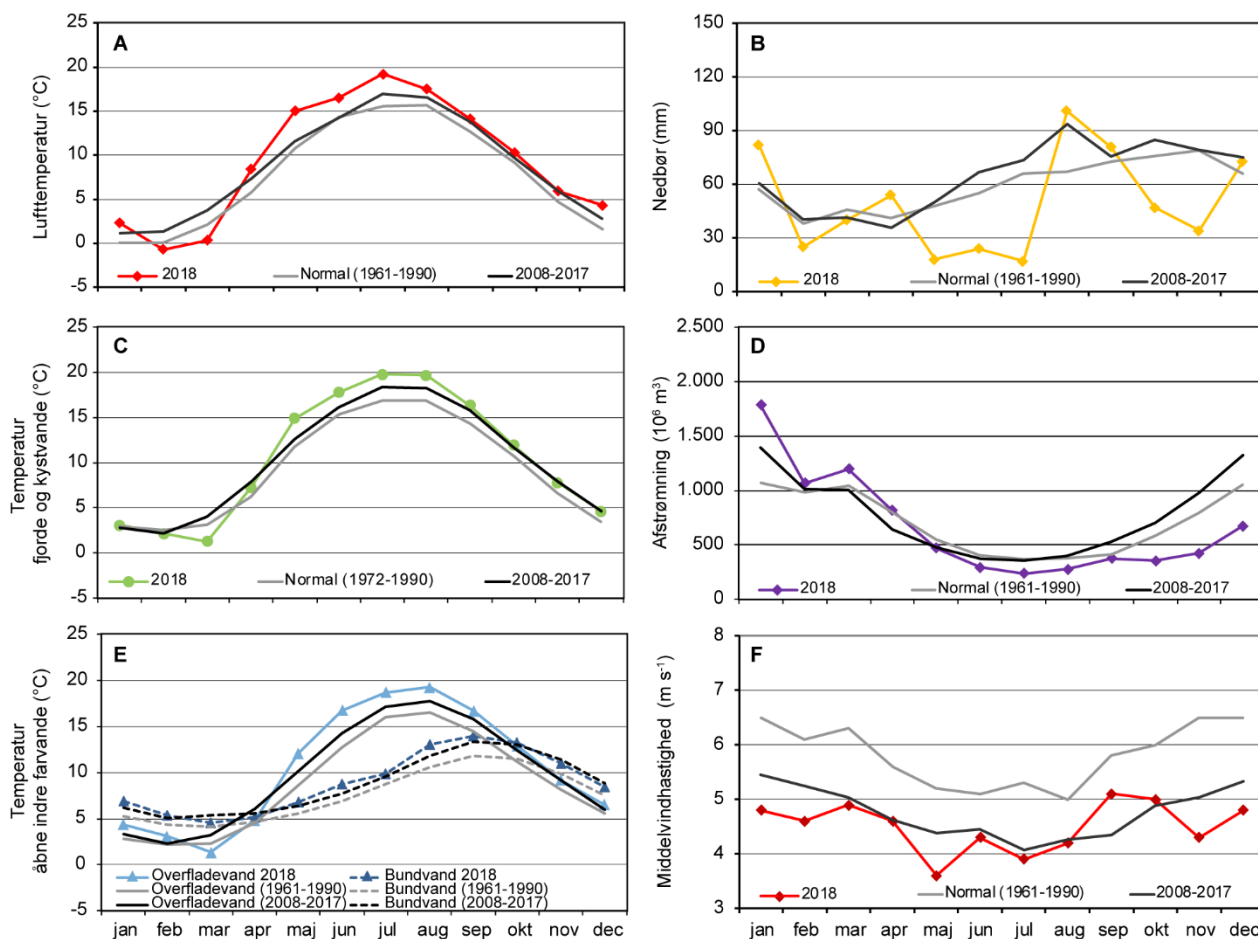
Vejrforholdene i Danmark i 2018 beskrives med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2018 (*Cappelen 2019*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DCE (1990-2018), samt middel vandtemperaturer beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med normalperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (10 foregående år, 2008-2017). Derudover er der anvendt data for vind og total indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding) og Risø (1995-2018) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2018) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Vandtemperaturen repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystvande, hvorimod den er opdelt i overflade (øverste 10 m) og bundvand (dybere end 20 m) for de åbne farvande.

Sæsonvariation i 2018

Vinter (januar - februar)

Lufttemperaturen i januar var forholdsvis mild, hvorimod februar var koldere end normalt. Samlet var vinteren 2018 kun 0,8 °C varmere end normalperioden (1961-1990) og 0,4 °C koldere end seneste tiårs referenceperiode (2008-2017) (*figur 2.1*). Antallet af solskinstimer var kun lidt over normalen (128 mod 112 timer) (data ikke vist). Nedbørsmængden i vinteren 2018 (107 mm) var lidt højere end både normalen (95 mm) og referenceperioden (101 mm). Den lidt højere nedbørsmængde i kombination med det meget våde efterår 2017 resulterede i en afstrømning, som var 39 % højere end normalperioden og 19 % højere end referenceperioden. Det blæste noget mindre i vinteren 2018 (4,7 m s⁻¹) end i normalperioden (6,3 m s⁻¹) og lidt mindre end i referenceperioden (5,4 m s⁻¹). Vinden kom hovedsageligt fra syd i januar og fra sydøst i februar. Et kraftig blæsevejr med vindstød af orkanstyrke passerede Danmark den 11. februar.

Temperaturen i fjorde og kystvande var på niveau med både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 2-3 °C (figur 2.1). Samme forhold gjorde sig gældende for overfladevandet i de åbne indre farvande, hvor gennemsnitstemperaturen var 3,7 °C. Bundvandet var varmere med en gennemsnitstemperatur på omkring 6 °C, hvilket var 1,3 °C varmere end normalperioden og 0,5 °C varmere end referenceperioden. Saltholdigheden i overfladevandet var meget lavere end normalt for januar og februar (data ikke vist), hvilket i kombination med dominerende vinde fra syd og sydøst indikerer en relativt stor påvirkning af vand fra Østersøen.



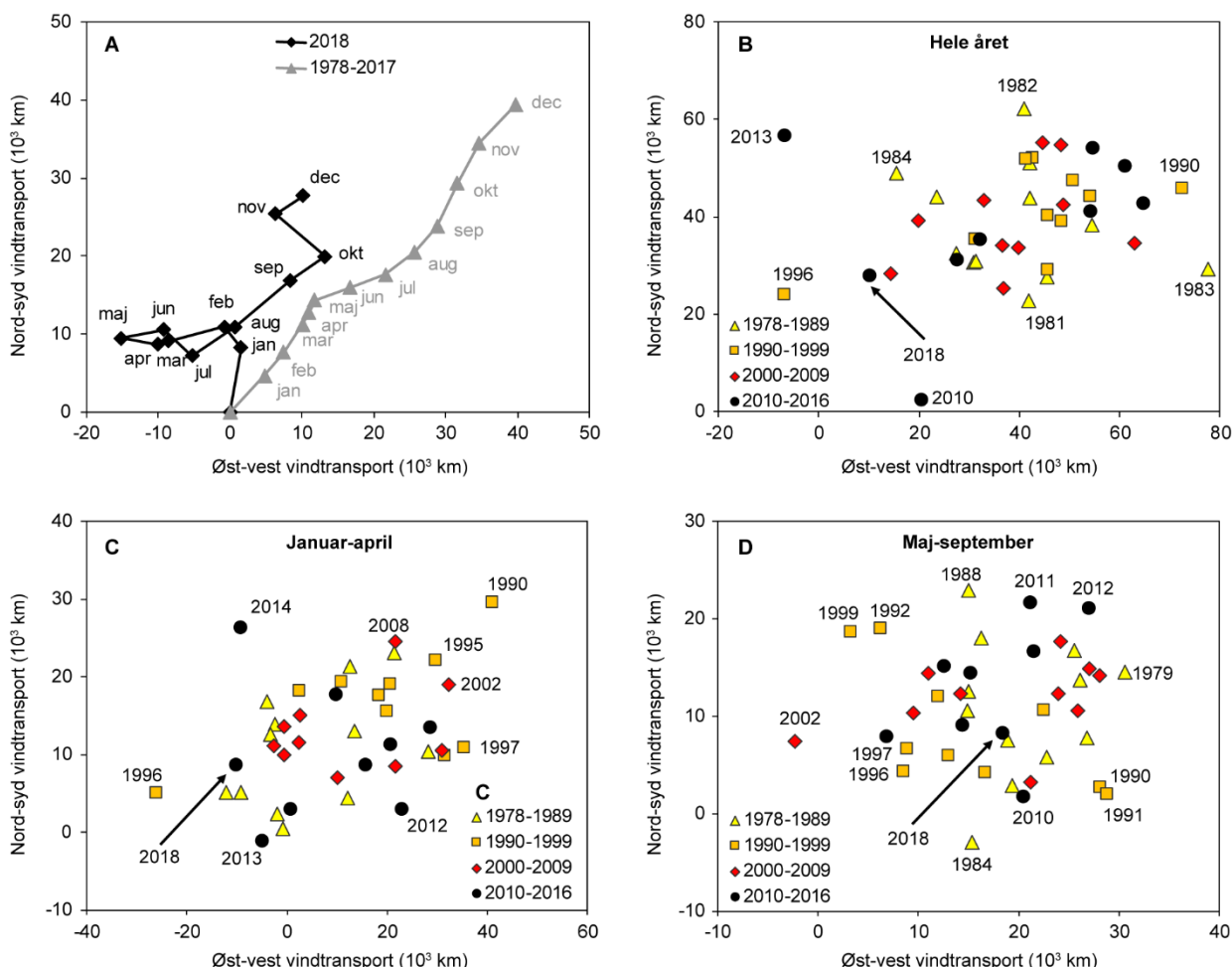
Figur 2.1. Årsvariation i 2018 sammenholdt med normalperioden (1961-1990) og seneste referenceperiode (2008-2017) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) vandtemperatur for stationer i fjorde og kystvande, D) afstrømning til de indre danske farvande, E) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande og F) middelvindhastighed. Datakilder: DMI (A, B og F); DCE og Miljøstyrelsen (C, D og E).

Forår (marts - maj)

Lufttemperaturen ændrede sig kraftigt i løbet af forårs månederne i 2018. Marts måned startede koldt med en gennemsnitstemperatur på 0,3 °C, hvilket var noget lavere end både normalen og referenceperioden. Lufttemperaturen steg dog kraftigt i de to efterfølgende måneder, hvor specielt maj var meget varm med en gennemsnitstemperatur på 15,0 °C, hvilket var mere end 4 °C varmere end normalt og den varmeste maj registreret siden målingernes start i 1873. Samlet set blev foråret 2018 ca. 0,3 °C varmere end referenceperioden. Marts måned var grå med få solskinstimer (83 mod normalt 110 timer), hvorimod april var mere solrig end normalt og maj 2018 satte meteorologisk rekord, som den hidtil mest solrige måned (363 timer) siden målingernes start i 1920 (data ikke vist). Nedbørsmængden var tæt på normalen i marts og april,

men maj var tør med kun 18 mm mod 48 mm i normalperioden. Samlet faldt der 112 mm, hvilket er omtrent 15 % mindre end normalen og referenceperioden. På trods af den lavere nedbør var afstrømningen fortsat højere end både normalen og referenceperioden. Sammenholdt med både normalperioden og referenceperioden blæste det mindre i alle tre forårmåneder, selvom middel vindhastigheden kun var $0,3 \text{ m s}^{-1}$ lavere end referenceperioden. Østlige vinde dominerende vindretningen i alle tre måneder (figur 2.2).

De stigende lufttemperaturer i løbet af forårmånederne afspejlede sig også i havtemperaturene i overfladen. I fjorde og kystvande steg temperaturen fra $1,3 \text{ }^\circ\text{C}$ i marts til $14,9 \text{ }^\circ\text{C}$ i maj, og overfladevandet i de åbne indre farvande steg fra $1,3 \text{ }^\circ\text{C}$ i marts til $12,1 \text{ }^\circ\text{C}$ i maj, hvilket i begge tilfælde må karakteriseres som en kraftig opvarmning. Bundvandet i de åbne indre farvande blev også opvarmet hurtigere end normalt, om end mere moderat fra $4,5 \text{ }^\circ\text{C}$ i marts til $6,8 \text{ }^\circ\text{C}$ i maj. På trods af den kraftige opvarmning og de meget høje temperaturer i maj, var foråret 2018 ca. $0,4 \text{ }^\circ\text{C}$ koldere end referencen og kun ca. $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ varmere end normalen for fjorde og kystvande såvel som for overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande (figur 2.1). Saltholdigheden i overfladevandet var fortsat lavere end normalen i alle tre måneder, hvorimod saltholdigheden i bundvandet steg i maj til et niveau over normalen (data ikke vist).



Figur 2.2. Retningsbestemt netto vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten (x-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra vest, y-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra syd). A) Årsvariation i 2018 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 og varierende vindtransport fra sydvest øger vandtransporten gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet.

Sommer (juni - august)

Sommeren var usædvanlig varm i alle tre måneder med en gennemsnitlig lufttemperatur på 17,7 °C, hvilket er 2,5 °C varmere end normalen (15,2 °C) og 1,8 °C varmere end referenceperioden (15,9 °C). Specielt juni og juli var usædvanlig varme, hvorimod lufttemperaturen i august nærmede sig referenceperioden. Juni og juli var også meget solrige med ca. 50 % flere solskinstimer end normalt, og juli satte meteorologisk rekord for måneden med 339 solskinstimer (data ikke vist). Antallet af solskinstimer i august var dog lidt under normalen. De solrige forhold i juni og juli medførte også meget lave nedbørsmængder med kun 41 mm, hvilket resulterede i udbredt tørke og udtørrede vandløb. Derfor var afstrømningen usædvanlig lav (29 % under normalen og referencen). Det begyndte at regne igen i august, hvor der faldt 101 mm, hvilket er højere end både normalen og referencen. Denne regn faldt dog på tør jord, og den meget lave afstrømning fortsatte derfor i august. Vindhastigheden var omkring 1 m s⁻¹ lavere end normalen, men på niveau med referenceperioden. Det blæste hovedsageligt fra vestlige retninger, og den 10. august ruskede sommer-stormen 'Johanne' hele landet, og i Limfjordsområdet blev der målt vindstød af orkanstyrke.

Sommeren var også usædvanlig varm for havmiljøet. Temperaturen i fjorde og kystvande var 2,7 °C varmere end normalen og 1,5 °C varmere end referenceperioden (figur 2.1). Tilsvarende mønstre gjorde sig gældende for overfladevandet i de åbne indre farvande (3,1 °C over normalen og 1,9 °C over referencen) og bundvandet i de åbne indre farvande (1,8 °C over normalen og 0,8 °C over referencen). Saltholdigheden steg hen over sommeren til niveauer over normalen for fjorde og kystvande såvel som for overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande. Dette skyldes formentlig, at vinden i starten af sommeren skiftede til vest (figur 2.2).

Efterår (september - december)

Efter den meget varme sommer vendte vejret tilbage til mere normale tilstande i efteråret. Temperaturmæssigt var efterårsmånederne 0,6 °C varmere end referencen og 1,6 °C varmere end normalen (figur 2.1). Specielt december var meget mild. Oktober udmærkede sig ved mange solskinstimer (127 mod 87 timer normalt), hvorimod de andre måneder var gennemsnitlige (data ikke vist). Nedbøren i september og december var på niveau med normalen og referencen, hvorimod oktober og november var mere tørre med samlet kun 81 mm mod 155 mm i normalen og 164 mm i referencen. De mere normale nedbørsmængder i august og september kunne ikke kompensere for det store nedbørsunderskud fra maj til juli, hvilket i kombination med de to tørre efterårsmåneder betød, at afstrømningen var meget lav hele efteråret og 36 % under normalen ved udgangen af året i december. Samlet var efterårsafstrømningen 36 % under normalen og 49 % under referencen, hvilket er usædvanlig lavt. Vinden var på niveau med referencen (i middel 4,8 mod 4,9 m s⁻¹) og kom fortrinsvis fra sydvest, med undtagelse af november, hvor den dominerende vindretning var fra sydøst. Vindhastigheden var dog væsentlig lavere end normalen (6,2 m s⁻¹). Endnu en storm ('Knud') passerede landet den 21. september med vindstød op til 35 m s⁻¹.

Temperaturen i fjorde og kystvande var på niveau med referenceperioden og 1,4 °C varmere end normalen. Sammenholdt med normalperioden var både overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande omkring 1,5 °C varmere end normalen. Overfladevandet i de åbne indre farvande var varmere end referencen langt ind i efteråret - omkring 1 °C varmere end referencen i september og omkring 0,5 °C varmere end referencen i oktober. Disse måneder

havde også en højere saltholdighed end normalt (data ikke vist), så de varmere temperaturer skyldes formentlig også en forøget tilførsel af relativt varmt Nordsøvand. Tilsvarende var bundvandet 0,6 °C varmere end referencen i september, hvorefter temperaturen faldt til samme niveau som referencen i de efterfølgende måneder. Saltholdigheden i overfladevandet faldt i november (data ikke vist), hvilket sammen med en dominerende vindretning fra sydøst markerer udstrømning fra Østersøen.

Året som helhed

I 2018 var den gennemsnitlige lufttemperatur på 9,5 °C (næst varmeste registreret siden 1873), og det var således et meget varmt år sammenlignet med normalperioden (7,7 °C) såvel som referenceperioden (8,8 °C). Gennemsnitstemperaturen dækker dog over store variationer hen over året, hvor februar og marts var forholdsvis kolde, efterfulgt af fem måneder med usædvanlig varmt vejr.

Antallet af solskinstimer i 2018 var det højeste (1905 timer) siden registreringerne startede i 1920, og specielt maj-juli foruden oktober var meget solrige (data ikke vist). Antallet af solskinstimer var 27 % højere end normalen.

Året 2018 var tørt med kun 595 mm regn mod 712 mm i normalen og 778 mm i referencen, så nedbørsmængden i 2018 var 16 % og 24 % lavere end henholdsvis normalen og referencen. Fra maj til juli var der udbredt tørke, og oktober og november var ligeledes nedbørsfattige. Som følge af den ringe nedbørsmængde var afstrømningen i 2018 5 % under normalen og 13 % under referencen. Afstrømningen var dog højere end normalt i årets første fire måneder grundet den megen nedbør i slutningen af 2017 og i starten af 2018, hvorimod afstrømningen samlet set var meget lav i resten af året.

Sammenholdt med normalen var vindhastigheden konsekvent lavere i alle årets måneder. Derimod var middelvinden i 2018 kun lidt svagere end referencen (4,5 mod 4,8 m s⁻¹). Årets første otte måneder var relativt vindsvage sammenlignet med referenceperioden, hvorimod det blæste mere i september og oktober. I 2018 blev der registreret et kraftigt blæsevejr i februar og storme i august og september. Generelt var 2018 et forholdsvis vindsvagt år, men vindtransporten fra maj til september, hvilket har betydning for udviklingen af iltsvind, var sammenlignelig med tidligere år (*figur 2.2D*).

Vandet var 1,3 °C varmere end normalen i fjorde og kystvande, 1,7 °C varmere i overfladen i de åbne indre farvande og 1,3 °C varmere i bundvandet i de åbne indre farvande. Sammenholdt med referenceperioden var vandet 0,2-0,7 °C varmere. Mest bemærkelsesværdig er den store temperaturstigning i overfladevandet fra 1,3 °C i marts til godt 19 °C i august. Specielt maj-september var varmere end normalt (~1,5 °C over referencen). Bundvandstemperaturen ændrede sig derimod kun fra 4,5 °C i marts til 13,9 °C i september.

Langtidsudvikling

Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra 6,4 m s⁻¹ i 1980'erne til 6,0 m s⁻¹ siden omkring 2000 (*figur 2.3A*). Middelvinden for hele 2018 var relativt lav (5,7 m s⁻¹) og den næstlaveste for hele perioden, men dog på niveau med en række andre år. På trods af den lave årlige middelvind så var vindhastighederne i juli-september mere på niveau med de tidligere år, hvilket kan have medført en øget opblanding af vandsøjlen i de lavvandede områder og en større horisontal transport af bundvand gennem de åbne indre farvande i den

typiske iltsvindsperiode. I 2018 var vindhastigheden i juli-september ($5,4 \text{ m s}^{-1}$) på niveau med gennemsnittet for hele perioden ($5,5 \text{ m s}^{-1}$).

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, men i 2018 var der længere perioder med dominerende vinde fra østlige retning, eksempelvis februar-maj og november (*figur 2.2A*).

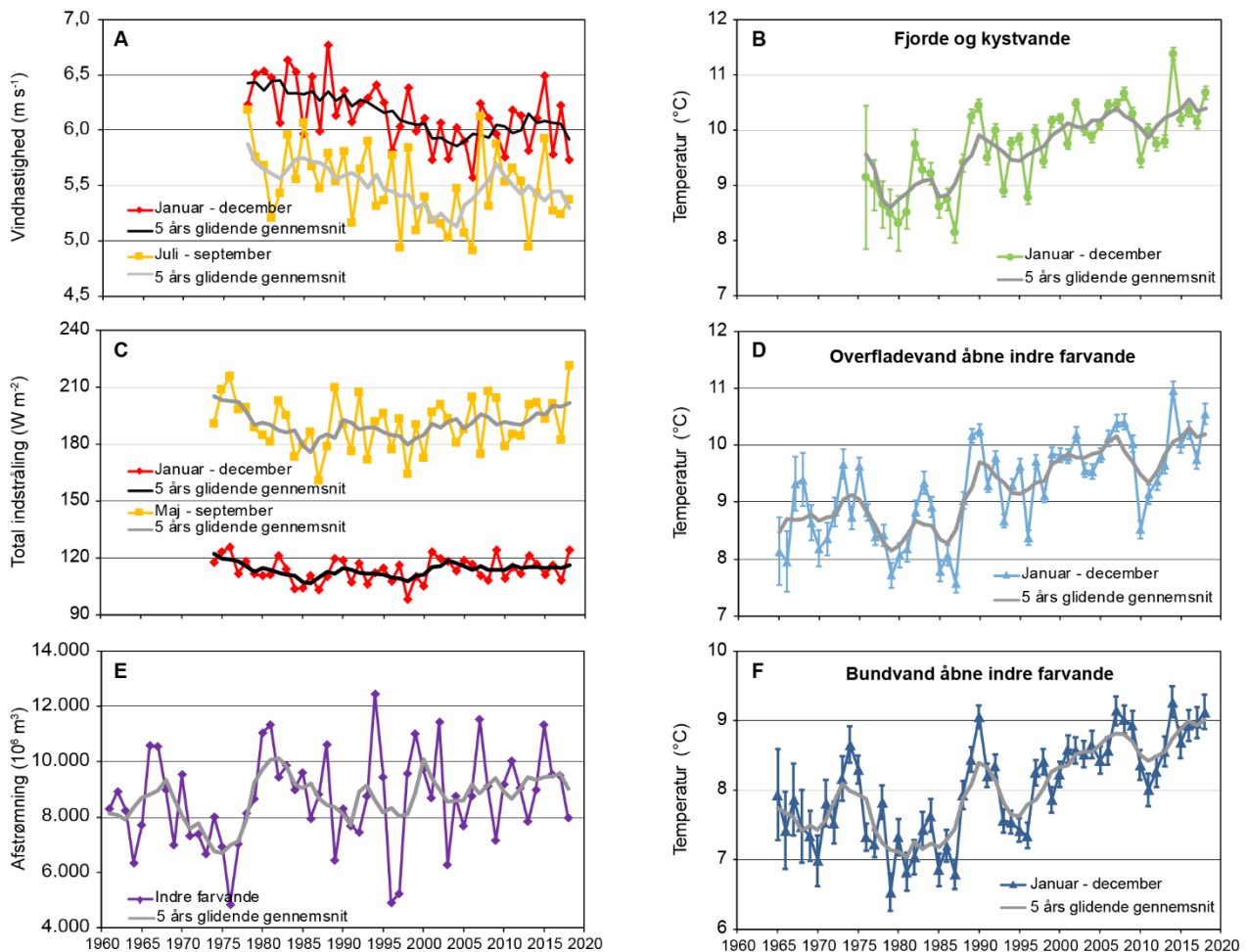
Vurderet ud fra vindtransporten var 2018 et lidt mere specielt år. Skiftet mellem østlige og vestlige vindretninger betød, at den samlede vindtransport i øst-vest retningen var meget lille, og samtidig var der kun en mindre transport i nordlige retning (*figur 2.2B*). Vindtransporten i januar-april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringsstoffer gennem de indre danske farvande i perioden for forårsopblomstringen af planteplankton, startede med vind fra syd og skiftede til øst (*figur 2.2A og 2.2C*). Disse vindretninger har styrket udstrømningen af vand fra Østersøen.

Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande i den typiske iltsvindsperiode, var som helhed relativ normal (*figur 2.2D*). Den gennemgående vindretning var fra vest og sydvest, hvilket kan have stimuleret den horisontale transport i bundvandet (*figur 2.2A*).

Solindstrålingen i 2018 var høj for året som helhed (tredjehøjeste) og den hidtil højeste for perioden maj-september (*figur 2.3C*). Specielt maj, juni og juli havde meget høj indstråling (15-25 % over normalen). Indstrålingen for året som helhed 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.

Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land til de åbne indre farvande har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier (*figur 2.3E*). I 1960'erne var middelfaststrømningen 8.500 mio. m^3 om året, som faldt til 7.500 mio. m^3 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m^3 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 2018 var den femte laveste siden 2000.

Temperaturen i de danske farvande er steget med $1-1,5 \text{ }^\circ\text{C}$ 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*). Temperaturen i 2018 i fjorde og kystvande og i overfladevandet i de åbne indre farvande var den næsthøjeste kun overgået af 2014. Bundvandet i de åbne indre farvande var også varmt i 2018 med tredjehøjeste temperatur (1990 og 2014 var varmere). Dette skyldes nedblanding af opvarmet overfladevand og formentlig også indstrømning af relativt varmt bundvand fra Nordsøen hen over sommeren og efteråret. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden, og temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer.

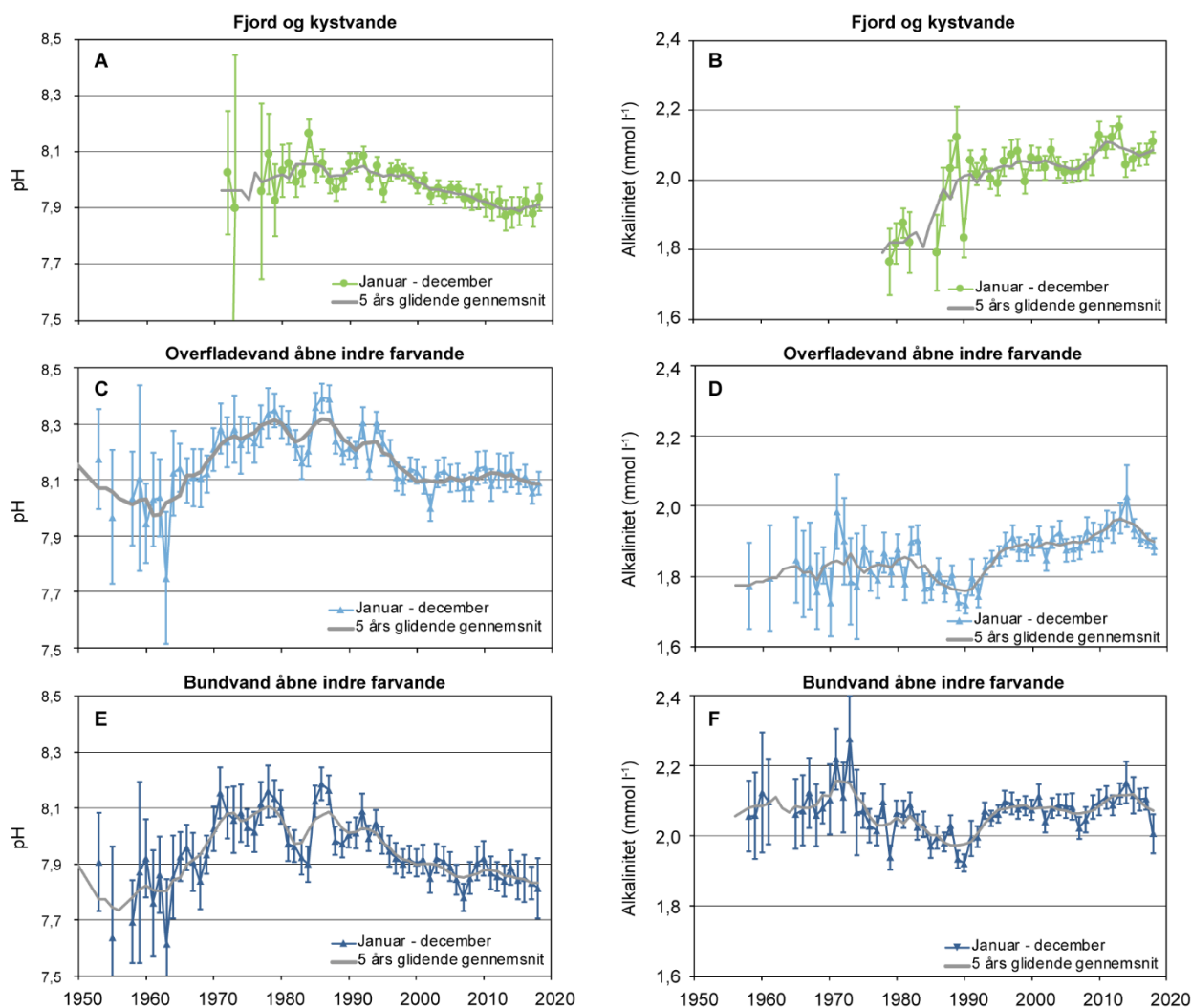


Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevands-temperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de åbne indre farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Middeltemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser.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

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 CO_2 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 CO_2 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 CO_2 i atmosfæren (Doney 2010), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO_2 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 (www.slu.se) har rapporteret om stigende alkalinitet i til-

førslerne fra land. En del af stigningen i alkalinitet skyldes stigende fosfatkoncentrationer i Østersøen som følge af mere udbredt iltsvind siden 1993 (Carstensen *m.fl.* 2014a).



Figur 2.4. Årsmiddelt (\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, Miljøstyrelsen og SMHI.

Sammenfatning

- I 2018 var lufttemperaturen 1,8 °C varmere end normalperioden (1961-1990) og 0,7 °C varmere end referenceperioden (2008-2017). Det varme år skyldes hovedsageligt usædvanlig høje temperaturer i maj, juni og juli. Derimod var februar og marts forholdsvis kolde.
- Vindhastigheden var markant under normalen igennem hele året og på niveau med eller under referenceperioden undtagen i september. I januar kom vinden især fra syd, mens den i februar-maj hovedsageligt var fra øst. Fra juni skiftede det til vestenvind, og fra august kom vinden overvejende fra sydvest. Den lange periode med østlige vinde i starten af året kan have bevirket en relativ stor udtømmning af Østersøen, hvilket kan have forstærket transporten af Nordsøvand ind i de åbne indre farvande, da vinden i juni skiftede til vestlige retninger.
- Nedbørsmængden i 2018 var 24 % lavere end referencen og 16 % lavere end normalen. Specielt maj-juli og oktober-november var meget tørre med kun 140 mm regn samlet for de fem måneder.

- Afstrømningen fra land var meget høj i starten af 2018, bl.a. som følge af det meget våde efterår 2017. Den meget varme og tørre sommer medførte en lav afstrømning resten af året til trods for en del nedbør i august og september. Samlet var afstrømningen 13 % under referencen og 5% under normalen.
- Antallet af solskinstimer i 2018 var rekordhøjt og 27 % over normalen. Specielt maj- juli var meget solrige.
- Vandtemperaturerne i 2018 var generelt høje med temperaturer omkring 1,5 °C varmere end normalen og omkring 0,4 °C varmere end referencen. Det var specielt bemærkelsesværdigt, at temperaturen i maj-september var omkring 1,5 °C varmere end referenceperioden.
- Havtemperaturen er generelt steget ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 30-40 år, og 2018 var det næst varmeste år for overfladevandet (2014 det varmeste) og det tredje varmeste for bundvandet. Opvarmningen af havet er generelt stigende, selvom der er svingninger mellem koldere og varmere år. Siden 2010 har havtemperaturen været markant stigende.
- 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). Det skyldes formodentlig en kombination af reduceret primærproduktion og øget kuldioxid i atmosfæren.
- 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 iltvind i Østersøen.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af vejræssige forhold som solindstråling, vind, temperatur og nedbør. Desuden er havets miljøindikatorer under indflydelse af menneskelige aktiviteter bl.a. i form af tilførsel af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer, fiskeri og klimaforandringer. 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 ikke-klimarelaterede ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer ved at korrigere for variationer i klimaet. 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.

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 både omfatter effekten af naturlige og menneskeskabte forhold. De klimakorrigerede data er kun normaliseret i forhold til år til år variationen i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande. En videreudvikling af klimakorrektingerne vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte afstrømningskorrektion i denne rapport.

I analyserne af variation i data anvendes et generelt indeks eller en middelværdi dannet ud fra alle målinger den enkelte måned eller det enkelte år for hver af indikatorerne. Derved fås et nationalt billede af tilstand og udvikling, som udjævner forskelle mellem lokaliteter. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (fjorde og kystvande) og mere åbne havområder (åbne indre farvande), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne. Udviklingen lokalt kan i nogle tilfælde være forskellig fra udviklingen beskrevet for farvandstyper eller nationalt.

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. Koncentrationerne af kvælstof (N) og fosfor (P) i havet 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. Den totale pulje af kvælstof (TN) og fosfor (TP) består således både af opløste og partikulære såvel som organiske som uorganiske forbindelser. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger. Planteplankton har gennemsnitlig behov for opløst uorganisk kvælstof og fosfor i molforholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave molforhold (< 10) indikerer, at kvælstof potentielt er begrænsende for primærproduktionen, mens høje molforhold (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning.



Isætning af gummiåb fra AURORA – Aarhus Universitets forsknings- og overvågningsskib.
Foto: Dorte Krause-Jensen.

Metoder og datagrundlag

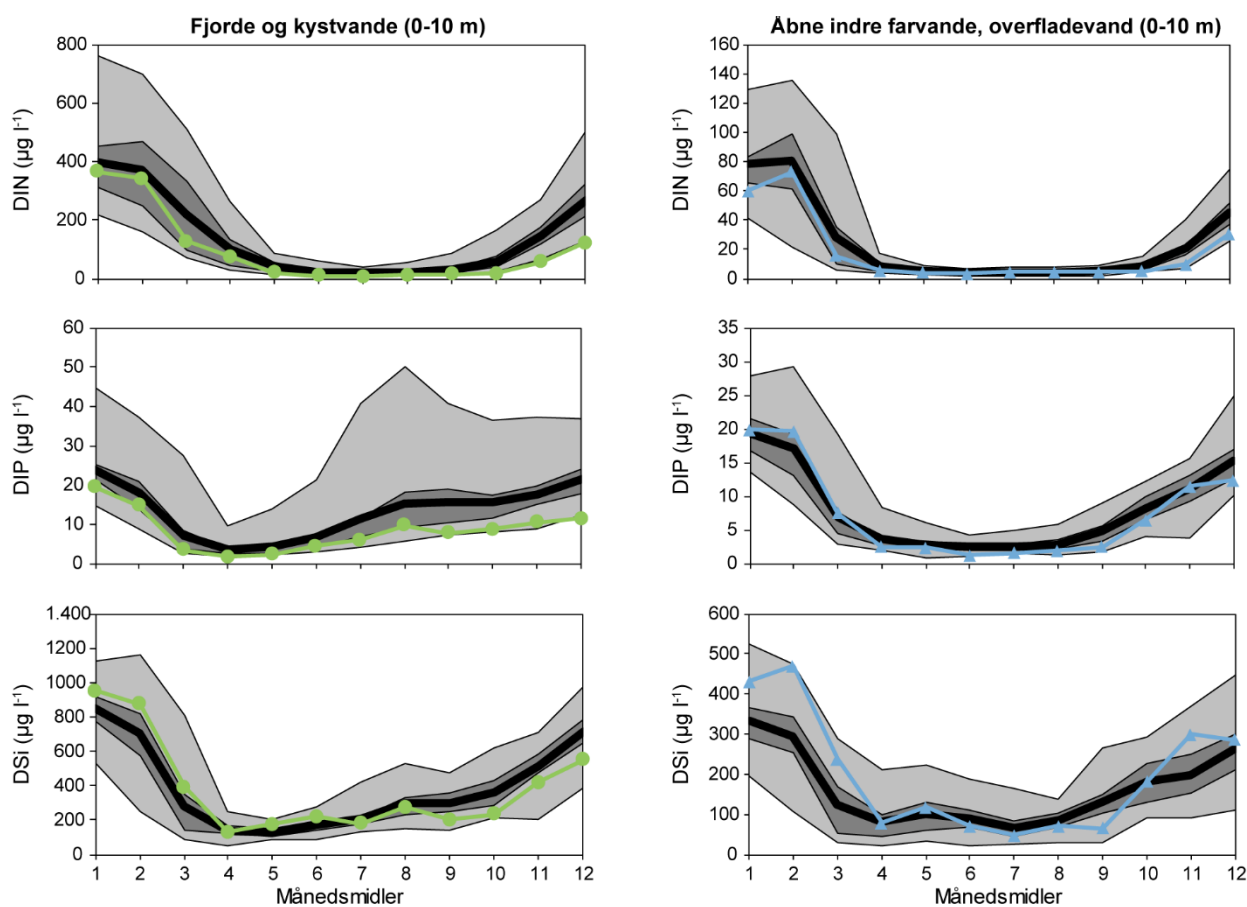
Kapitlet bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2018. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (Fossing & Hansen 2018). For de åbne 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 1989-2018 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 der er anvendt en utilstrækkelig oxidationsmetode fra 2010 til 2017. Miljøstyrelsen har igangsat et projekt til at genoprette målingerne. Totalkoncentrationer af kvælstof og fosfor vil blive afrapporteret, når resultaterne af dette arbejde foreligger.

Sæsonvariation i 2018

Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne for 2018 var, som forventet, overvejende lavere end langtidsmidlerne (1989-2017). For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2018 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 2018 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2017). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var generelt lav i forhold til langtidsmidlerne fra marts og året ud. I årets sidste tre måneder var månedsmidlerne de laveste siden 1989, hvilket skyldes den meget lave afstrømning fra juni og året ud. Derimod var DIN koncentrationen på niveau med langtidsmidlen i januar og februar, hvilket skyldes den store afstrømning i januar samt efterårsmånederne 2017 (kapitel 2).

DIN-koncentrationen i overfladen i de åbne indre farvande i januar og februar var på niveau med den nedre kvartil af månedsmidlerne for de tidligere år (1989-2017). De efterfølgende måneder var DIN-koncentrationerne meget lave

og under $5 \mu\text{g l}^{-1}$ fra maj til oktober. Månedsmidlen for december var kun $30 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er et af de hidtil laveste målte niveauer.

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var på niveau med eller under den nedre kvartil af månedsmidler fra de tidligere år (1989-2017). Koncentrationen af DIP var på niveau med langtidsmidlen i starten af året som følge af større afstrømning i januar og efteråret 2017, hvorefter koncentrationen faldt til meget lave niveauer. De hidtil laveste månedsmidler for april og december blev således observeret i 2018, og desuden var DIP-koncentrationerne i september-november meget lave. På trods af de generelt lave niveauer var der en tendens til relativt højere DIP-koncentrationer i juni-august, hvilket kan skyldes en forøget fosforfrigivelse fra sedimenterne som følge af det forholdsvis tidlige og intense iltsvind (*kapitel 5*). Faldet i DIP-koncentrationen fra august til september kan skyldes øget opblanding af vandsøjlen og forbedrede iltforhold i september efter stormen 'Knud' (*kapitel 2 og 5*).

DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande i 2018 var på niveau med langtidsmidlen i starten og slutningen året, hvorimod koncentrationen var lav i sommerperioden. Den højere koncentration i starten af året skyldes formodentlig udstrømmende Østersøvand (*kapitel 2*). Det samme gjorde sig gældende i november, hvor sydøstlige vinde har givet anledning til udstrømmende Østersøvand med relativt høj fosfatkoncentration.

Koncentrationen af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystvande var på niveau med tidligere år, om end med relativt høje koncentrationer i starten af året og relativt lave koncentrationer i årets sidste fire måneder. De høje niveauer i januar og februar skyldes den større afstrømning i januar og efteråret 2017. Faldet i DSi fra august til september falder tidsmæssigt sammen med faldet i DIP-koncentrationen, hvorimod DIN-koncentrationen steg svagt i samme periode. Det er derfor nærliggende at antage, at de lave DSi-niveauer i disse måneder kan skyldes en reduceret remineralisering og frigivelse fra sedimenter.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande var meget høje i årets første tre måneder og i november, hvorimod koncentrationen var relativt lav fra juni til september. Dette sæsonmønster følger i stor udstrækning ændringer i påvirkningen af Nordsøvand og Østersøvand. Saltholdigheden var lav i de første fem måneder (data ikke vist), som var domineret af vinde fra syd og øst, hvilket resulterer i udstrømning af Østersøvand med højere DSi-koncentration. Det samme gjorde sig gældende i november og december. Sommerperioden og det tidlige efterår var derimod karakteriseret ved vinde fra sydvest og vest, som øgede indstrømningen af Nordsøvand med højere saltholdighed og lavere DSi-koncentration. En medvirkende årsag til de højere niveauer i årets sidste tre måneder kan være øget opblanding af overflade- og bundvand efter stormen i september (*kapitel 2*).

I januar måned blev der målt meget høje DIN-koncentrationer ($150-200 \mu\text{g l}^{-1}$) i bundvandet i det nordlige Kattégat (data ikke vist). Disse prøver var typisk taget lige under springlaget (20-40 m) og havde en saltholdighed omkring 33 ‰, hvilket er signatur for indstrømmende vand fra Den Jyske Kyststrøm. Vinden i november og december året forinden var domineret af kraftig vindtransport fra sydvest, hvilket har bevirket en kraftig transport af vand fra Den Jyske Kyststrøm ind i Kattégat. De ændrede vindforhold, skiftende til vinde fra syd og øst i starten af 2018, betød, at denne vandmasse ikke trængte længere ind i de åbne indre farvande. I februar kunne signaturerne af Den Jyske Kyststrøm stadig spores på de samme stationer som i januar, dog med en lavere DIN-

koncentration. I marts var der meget svage indikationer af denne vandmasse ved Griben, Anholt og Ven, hvor DIN-koncentrationen var reduceret til 120-140 $\mu\text{g l}^{-1}$. Selvom der var et markant signal af Den Jyske Kyststrøm i januar i det nordlige Kattegat, så er denne vandmasse ikke trængt længere ned i de åbne indre farvande og er formentlig blandet med det udstrømmende overfladevand i februar og marts.

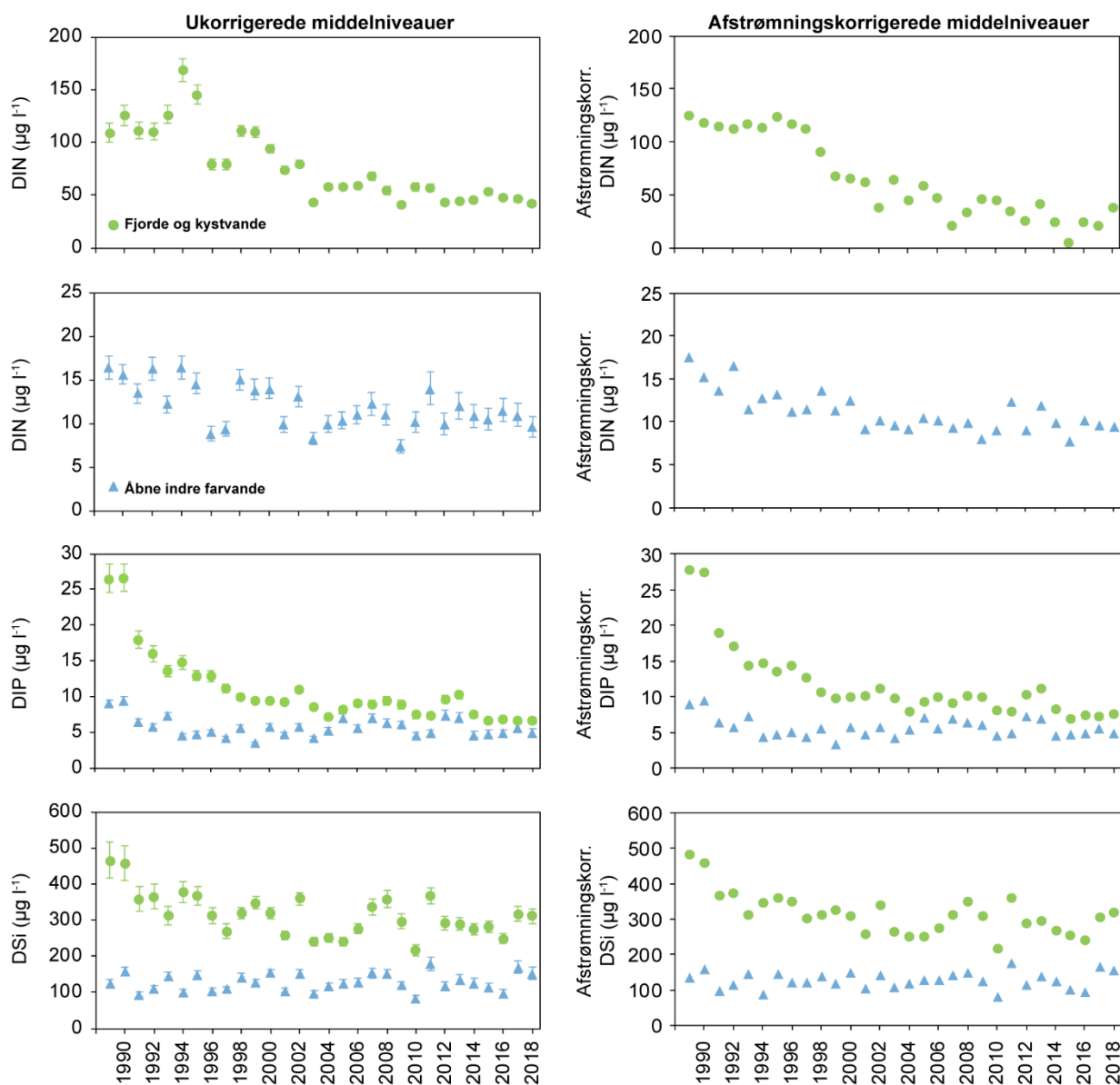
DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande var generelt lav i årets første seks måneder (data ikke vist). Fra juli til september var koncentrationen sammenlignelige med langtidsmidlerne, hvorefter niveauet faldt igen. Således var oktober på niveau med den hidtil laveste middel, og november havde den hidtil laveste DIN-koncentration siden starten af den nationale overvågning i 1989. DIP-koncentrationerne i bundvandet var på niveau med langtidsmidlerne i årets første ni måneder, hvorefter DIP faldt til et meget lavt niveau (data ikke vist). Tilsvarende mønster kunne ses for DSi-koncentrationerne (data ikke vist). Der var ingen tendens til højere DIP-koncentrationer i efterårsmånederne, hvilket tilskrives, at iltsvindet i de åbne indre farvande var ret begrænset i 2018 (*kapitel 5*). De lave DIN-, DIP- og DSi-koncentrationer i den sidste del af året skyldes formentlig en større opblanding med overfladevandet, som har lavere koncentrationer af de uorganiske næringssalte. Denne opblanding skyldes tiltagende vind i september og oktober (*kapitel 2*) og kunne også ses som en udjævning af forskellen i saltholdighed mellem overfladevand og bundvand (data ikke vist).

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2018 var som helhed lave i fjorde og kystvande. Den store afstrømning i efteråret 2017 og januar 2018 resulterede i koncentrationer omkring langtidsmidlerne i starten af året. Relativt høje koncentrationer af DIP og DSi i de åbne indre farvande i februar skyldes formentlig udstrømning af Østersøvand. Derefter faldt DIN og DIP til meget lave niveauer hen over den tørre sommer. I fjorde og kystvande forblev DIN- og DIP-koncentrationerne lave året ud, hvorimod en øget blanding af overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande i efteråret resulterede i relativt høje koncentrationer i overfladen og relativt lave koncentrationer i bundvandet. Fosforfrigivelse fra sedimentet i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var som helhed for året moderat i 2018.

Tidlig udvikling i fjorde og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2018 var årsmidlen for DIN-koncentrationen 42 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er den næstlaveste koncentration siden 1989 (*figur 3.2*). På trods af stor afstrømning i starten af året, så medførte den usædvanlig lave afstrømning fra juni en lav DIN-koncentration som årsmiddel. Koncentrationen faldt markant fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med årsmidler på 40-60 $\mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationen i 2018 var reduceret med 67 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994.

Korrigeres der for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, var DIN-koncentrationen i 2018 forholdsvis høj sammenlignet med de seneste 10 år, hvor der ikke ses nogen generel udvikling. Sammenlignes det afstrømningskorrigerede niveau af DIN i 2018 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 67 %.



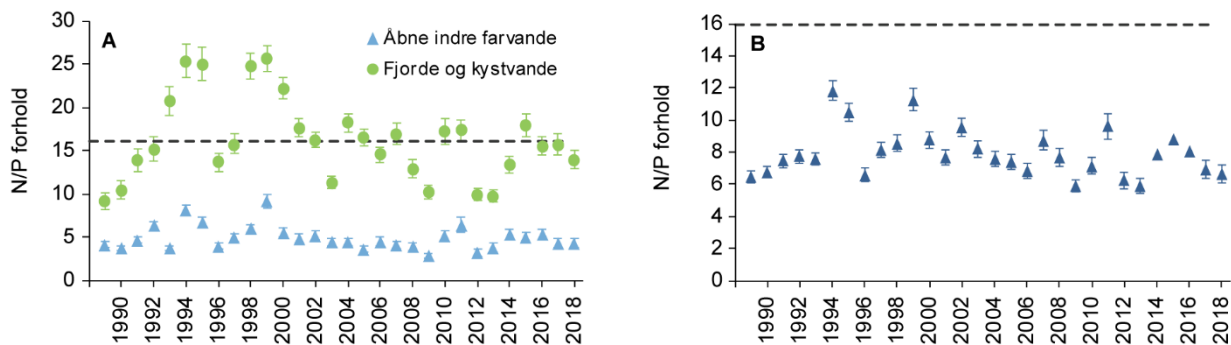
Figur 3.2. Årsmiddelkoncentrationer ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i overfladevandet (0-10 m) uden (venstre kolonne) og med (højre kolonne) korrektion for variationer i afstrømning for fjorde og kystvande (\bullet) og åbne indre danske farvande (\blacktriangle). For DIN er fjorde og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

Fosforkoncentrationerne faldt markant i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen. Årsmidlen for DIP-koncentrationen i 2018 var den tredje laveste hidtil. Den forholdsvis lave koncentration af DIP i 2018 skyldes formodentlig en kombination af et større optag af fosfat som følge af en større afstrømning af uorganisk kvælstof fra land i årets første måneder, en begrænset frigivelse af fosfat fra sedimenterne hen over sensommeren og det tidlige efterår (figur 3.1) som følge af et beskedent omfang af iltsvind i de lavvandede områder i den periode (kapitel 5), og at både tilførsler og de reaktive fosforpuljer i sedimentet er reduceret i forhold til tidligere (Riemann m.fl. 2016). I forhold til 1989 var DIP reduceret med 75 % i 2018. Afstrørningskorrektionen 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 2018 (311 $\mu\text{g l}^{-1}$) var på niveau med 2017 men højere end 2012-2016. 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 relativt høje niveau i 2018 skyldes formodentlig den store afstrømning fra land i årets første måneder og større udstrømninger af Østersøvand i store perioder af foråret og sommeren (kapitel 2).

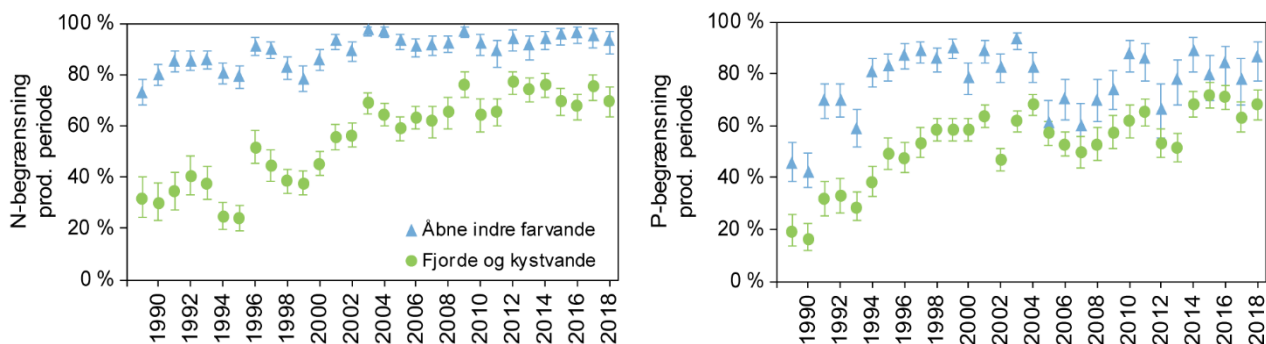
Molforholdet mellem årsmidler af DIN-koncentrationer og DIP-koncentrationer toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige omkring Redfield-forholdet 16:1 (figur 3.3A). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2018 var molforholdet lige under Redfield-forholdet.



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

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden midten af 1990'erne. Kvælstofbegrænsningen i 2018 svarede til niveauet for de forudgående 10 år, hvor kvælstof er potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode (figur 3.4).

Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i 50-70 % af den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2018 var relativt høj (68 %) og den fjerde højeste siden 1989. Den relativt høje fosforbegrænsning i 2018 skyldes hovedsageligt det større optag i forårsmånederne, men kan også i nogle områder skyldes en reduceret frigivelse af fosfor fra sedimentet som følge af beskedent iltsvind efter de to storme i august og september (kapitel 5).



Figur 3.4. Årsmiddel ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof og fosfor i fjorde og kystvande (\bullet) og åbne indre farvande (\blacktriangle) 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 ($\mu\text{g l}^{-1} \text{år}^{-1}$) 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	
		1989-2018	2009-2018	1989-2018	2009-2018
Fjorde og kystvande	DIN	-3,328 (< 0,0001)	-0,492 (0,4991)	-4,034 (< 0,0001)	-2,296 (0,1123)
	DIP	-0,453 (< 0,0001)	-0,244 (0,0945)	-0,463 (< 0,0001)	-0,265 (0,1060)
	DSi	-3,713 (0,0016)	1,269 (0,7950)	-4,230 (0,0002)	-0,053 (0,9917)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,164 (0,0009)	0,081 (0,6881)	-0,201 (< 0,0001)	0,002 (0,9912)
	DIP	-0,044 (0,1344)	-0,077 (0,5195)	-0,044 (0,1289)	-0,078 (0,5141)
	DSi	0,387 (0,4595)	2,790 (0,4358)	0,202 (0,6876)	2,396 (0,5139)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,487 (0,0110)	-0,005 (0,9958)	-0,665 (< 0,0001)	-0,384 (0,5464)
	DIP	-0,074 (0,1309)	-0,125 (0,4099)	-0,074 (0,1314)	-0,125 (0,4106)
	DSi	0,876 (0,1360)	2,659 (0,2360)	0,444 (0,3512)	1,740 (0,3323)

Både de ukorrigerede og de afstørningskorrigerede koncentrationer af DIN, DIP og DSi i fjorde og kystvande udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2018, hvorimod der ikke var nogen signifikante ændringer for nogen af de uorganiske næringsstoffer i de seneste 10 år (2009-2018) (tabel 3.1). Den potentielle næringsstofbegrænsning i perioden 1989-2018 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor (data ikke vist). Derimod var der ingen signifikant ændring i den potentielle næringsstofbegrænsning i de seneste 10 år for hverken DIN eller DIP.

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidten af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2018 var den laveste siden 2009 og den tredje laveste siden 1989 (figur 3.2). Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2001, og denne tendens følges med en årsmiddel på $9,5 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2018. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN i 2018 reduceret med 37 %.

De afstørningskorrigerede DIN-koncentrationer i 2018 var gennemsnitlige for perioden siden 2001. De afstørningskorrigerede DIN-niveauer har været faldende stort set siden 1989, dog med en tendens til stagnation siden 2001 omkring et niveau på $10 \mu\text{g l}^{-1}$.

Årsmidten af DIP-koncentrationen i 2018 var lidt lavere end 2017 men på niveau med 2014-2016. Koncentrationen i 2018 følger dermed den overordnede tendens siden 2000, hvor DIP har stabiliseret sig omkring $4-6 \mu\text{g l}^{-1}$. Der har dog været enkelte år (2005, 2012 og 2013), hvor koncentrationen var noget højere, hvilket kan skyldes stigende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, som har øget eksporten af fosfat fra kystzonen.

DSi-niveauet i 2018 ($152 \mu\text{g l}^{-1}$) var blandt de højere siden 1989, hvilket formentlig skyldes en større udstrømning af Østersøvand i store dele af året. DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmidten 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 højere 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 2018 (4,3) var normalt for perioden siden 2000.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer 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 og var i 2018 på 94 %. Den potentielle fosforbegrænsning i 2018 var forholdsvis høj (87 %) i den produktive periode og inden for de seneste 10 år kun overgået af 2010 og 2014. I de seneste godt 20 år har planteplanktonets vækst været potentiel begrænset af DIP i 70-90 % af den produktive periode undtagen nogle enkelte år, hvor niveauet var 60-70 %. Det betyder, at koncentrationerne af både DIN og DIP har været forholdsvis 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 signifikant 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 1989-2018, og der var ingen signifikante ændringer for hverken potentiel kvælstof- eller fosforbegrænsning i de seneste 10 år (data ikke vist).

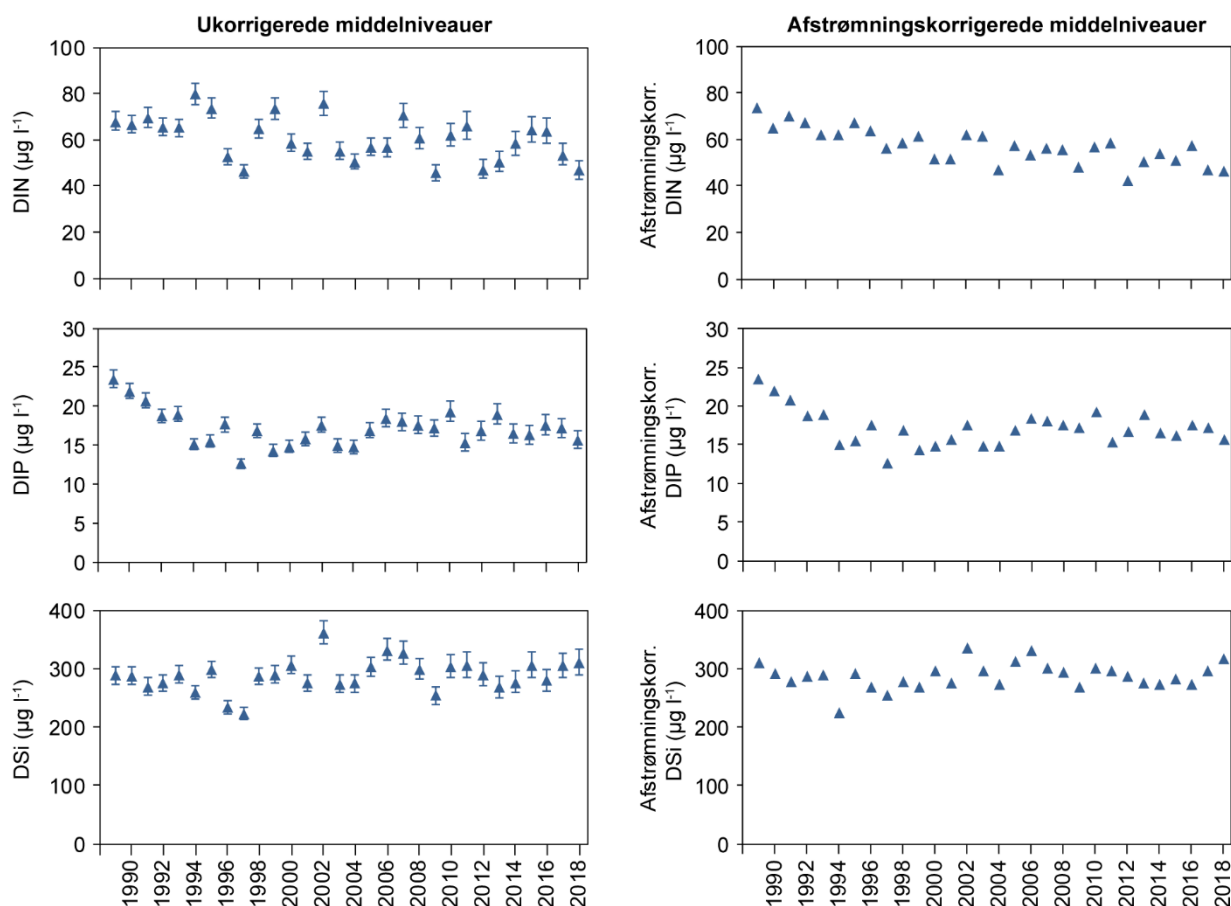
Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

I 2018 var DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande ($47 \mu\text{g l}^{-1}$) den tredje laveste siden 1989 og kun svagt højere end årsmidlerne for de to år med laveste DIN-koncentrationer (1997 og 2009) (*figur 3.5*). Koncentrationen er faldet signifikant siden 1989, mest markant for de afstrømningskorrigerede koncentrationer, men er ikke ændret 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.

DIP-koncentrationen faldt frem mod 1997 til omkring $13 \mu\text{g l}^{-1}$, fulgt af en stigende tendens op til 2005, hvorefter niveauet har været på $17-19 \mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 3.5*). I 2018 var koncentrationen på niveau med de senere år. Det forøgede niveau de seneste 10-15 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. Koncentrationen er ikke faldet signifikant, 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 eller de seneste 10 år (*figur 3.5, tabel 3.1*). Niveauet i 2018 ($310 \mu\text{g l}^{-1}$) var lidt højere end gennemsnittet for både hele perioden og de seneste 10 år (begge $288 \mu\text{g l}^{-1}$). De afstrømningskorrigerede koncentrationer faldt 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 godt 10 år (*figur 3.3B*). I 2018 var forholdet 6,6 og dermed lidt lavere end gennemsnittet for de seneste 10 år.



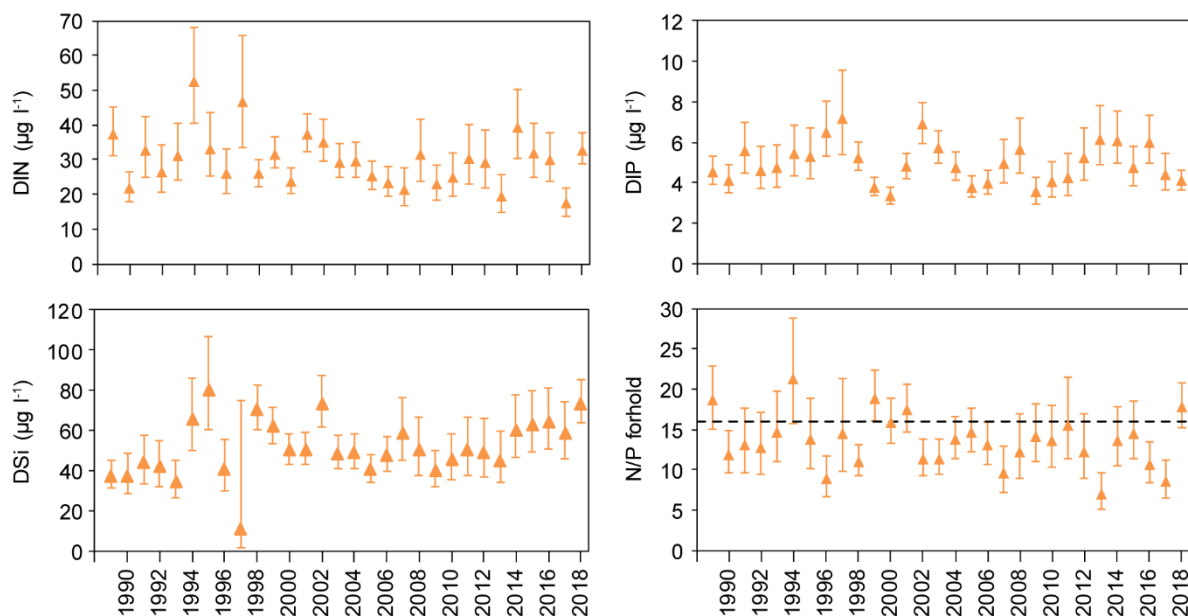
Figur 3.5. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, DIP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande (venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne).

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-koncentrationen var nogenlunde konstante over størstedelen af perioden, dog med en tendens til lidt lavere koncentrationer for 2003-2013, hvorefter niveauet var ganske højt i de efterfølgende år (30-40 $\mu\text{g l}^{-1}$) undtagen i 2017 (figur 3.6).

Årsmidlerne for DIP-koncentrationen har siden 1989 langt de fleste år ligget i intervallet 4-6 $\mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationerne følger nogle svingninger, som kan skyldes tilsvarende cykliske variationer i afstrømningen fra de store floder i den sydlige Nordsø. År med stor afstrømning resulterer i større tilførsler af uorganisk kvælstof og dermed større tilsvarende optag af DIP. DIP-koncentrationen var forholdsvis lav i 2017 og 2018 sammenlignet med årene 2012-2016.



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-koncentrationen steg i starten af perioden og har derefter holdt sig på et nogenlunde konstant niveau frem til 2013. I de seneste fem år har koncentrationen været noget højere med DSi-koncentrationen i 2018 som den hidtil højeste siden 1995. De højere DSi-niveauer kan skyldes et mindre optag fra kiselalger.

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold. DIN/DIP forholdet i 2018 var relativt højt og første gang over Redfield-forholdet siden 2001.

Sammenfatning

- Månedsmidlerne i 2018 for koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i fjerne og kystvande var på niveau med langtidsmidlen (1989-2017) i januar-februar, hvilket skyldtes den store afstrømning i januar og efteråret 2017. I resten af året var koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof meget lave. I de åbne indre farvande var mønstret det samme, med relativt høje koncentrationer ved årets start efterfulgt af generelt lave koncentration.
- Månedsmidlerne i 2018 for koncentrationen af opløst uorganisk fosfor i fjerne og kystvande var også på niveau med langtidsmidlen i årets to første måneder og derefter generelt lavere hen over sommeren. I efterårsmånederne forblev koncentrationen af opløst uorganisk fosfor lav i fjerne og kystvande, hvorimod koncentrationen steg til normalt niveau i overfladevandet i de åbne indre farvande, hvilket skyldes udstrømmende Østersøvand og en øget opblanding af næringsrigt bundvand.
- Der blev ikke observeret væsentlig forhøjede koncentrationer af fosfat i efteråret i hverken fjerne og kystvande eller de åbne indre farvande, hvilket formodentlig skyldes en kombination af, at iltsvindet ikke var så udbredt i efteråret på grund af kraftig vind, og at de reaktive fosforpuljer i sedimentet sandsynligvis er mindsket i forhold til tidligere.
- Månedsmidlerne i 2018 for koncentrationerne af opløst uorganisk silicium i fjerne og kystvande var relativt høje i årets første tre måneder og fulgte

derefter i store træk det forventede mønster. Koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande var meget høj i de samme måneder, hvilket hovedsageligt skyldes udstrømning fra Østersøen. Relativt høje koncentrationer, som følge af udstrømmende Østersøvand med høje koncentrationer af opløst uorganisk silicium, gjorde sig også gældende i november.

- Efter kraftige vinde fra sydvest i slutningen af 2017 kunne Den Jyske Kyststrøm spores i januar og februar i det nordlige Kattegat, men denne vandmasse forplantede sig ikke længere ned i de åbne indre farvande, da vinden skiftede til sydlige og østlige retninger i starten af 2018. Denne vandmasse havde derfor ingen væsentlig indflydelse på koncentrationerne af næringsstoffer i bundvandet i de åbne indre farvande i 2018. Koncentrationerne af de uorganiske næringsalte i bundvandet var meget lave i årets sidste tre måneder, hvilket skyldes en øget opblanding mellem overflade- og bundvand.
- Det forholdsvis moderate iltsvind i efteråret medførte ikke forhøjede fosfatkoncentrationer i bundvandet i de åbne indre farvande.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2018 på niveau med de seneste 10 år. I de åbne indre farvande har den potentielle kvælstofbegrænsning været over 89 % af den produktive periode siden 2001.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2018 i fjorde og kystvande såvel som de åbne indre farvande var relativt høj, hvilket kan skyldes et større fosforoptag som følge af høje vinterniveauer af opløst uorganisk kvælstof. En beskedent fosforfrigivelse fra sedimentet i sensommer og efterår kan have forstærket fosforbegrænsningen.
- 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 slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, men der er ikke sket yderligere fald siden omkring 2000. Koncentrationen i de åbne indre farvande har ligget lidt højere de seneste 10-15 år især i bundvandet, hvilket formentlig bl.a. 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 koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof i 2018 forholdsvis høj sammenlignet med 2003-2013 og på niveau med 2014-2016. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor var i 2018 på niveau med 2017 og en del lavere end 2014-2016.

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 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, indtil den begrænses af mangel på tilgængelige næringsstoffer. I begyndelsen

af vækstsæsonen er fosfor det primært begrænsende næringsstof, men hurtigt bliver kvælstof mest begrænsende. I fjorde kan fosfor være begrænsende i en længere periode om foråret, mens det i de åbne områder stort set er kvælstof, der er begrænsende efter nogle få uger om foråret med fosforbegrænsning.

Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er, at koncentrationerne af de begrænsende uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Planteplankton er som nævnt 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, der 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 usædvanlig, når der er lys og rigeligt med næringsstoffer i vandet. Temperaturen spiller ikke nogen væsentlig rolle, så længe der er overskud af næringsstoffer. Mange arter af planteplankton kan



En ekstrem opblomstring af planteplankton ud for Nuuk i Grønland. Nettene er farvet brune af algen *Phaeocystis sp.*, som i dette tilfælde nyder godt af næringsstoffer, som kommer op til overfladen, hvor en bank presser næringsrigt dybvand op i lyset. Kombinationen af lys og næringsstoffer giver alger optimale betingelser og farver vandet brunt. Farven på vandet under en opblomstring varierer afhængig af de pigmenter, arten indeholder. Ofte bliver vandet grønligt, men brune og rødlige nuancer forekommer også.

Foto: Stiig Markager.

tilpasse sig lave temperaturer ved at danne flere enzymer (*Markager m.fl.* 1999). Dermed er det de samlede tilførsler af næringsstoffer, som hovedsageligt styrer væksten af planteplankton i tempererede farvande som de danske, og den er derfor en god indikator for næringsstofftilførslers påvirkning af 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 en 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 der 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 nemmere at måle og kun findes i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for mængden af planteplankton og 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, hvirvles muddret op i vandet som organiske partikler, der absorberer og spreder lys. Dette, sammen med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at flere næringsstoffer giver mere uklart vand. Vandets klarhed er dermed endnu en central parameter i overvågning af eutrofiering.

Generelt kan alle tre parametre: planteplanktons vækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed, bruges som indikator for eutrofiering, men de responderer lidt forskelligt. Planteplanktons vækst reagerer umiddelbart og kraftigt på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Klorofylkoncentrationen reagerer også på det overordnede plan, men i nogle situationer kan en ændret græsning betyde, at ændringer i tilførslerne af næringsstoffer ikke, eller kun delvist, bevirker en ændring i klorofylkoncentrationen (*Timmermann m.fl.* 2010). Den langsomst reagerende parameter er vandets klarhed og dermed lyssvækkelsen. Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes primært organiske partikler og opløst organisk stof. Det ophobes ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt over år til årtier. Desuden vil tab af bundplanter, især ålegræs, betyde en mindre stabil havbund og dermed en øget ophvirvling af partikler. Lyssvækkelsen stiger derfor ofte hurtigt ved stigende næringsstofftilførsler, men aftager langsomt – over årtier – ved faldende tilførsler. En høj lyssvækkelse er derfor en slags semi-permanent skade på kystnære økosystemer som følge af eutrofiering.

Metoder og datagrundlag

Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1975-2018 (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 2014 og 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 2018. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. fjerde-kystvande og åbne indre farvande. Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer (se kapitel 3), hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjerde, kystvande og åbne farvande (bilag 1).

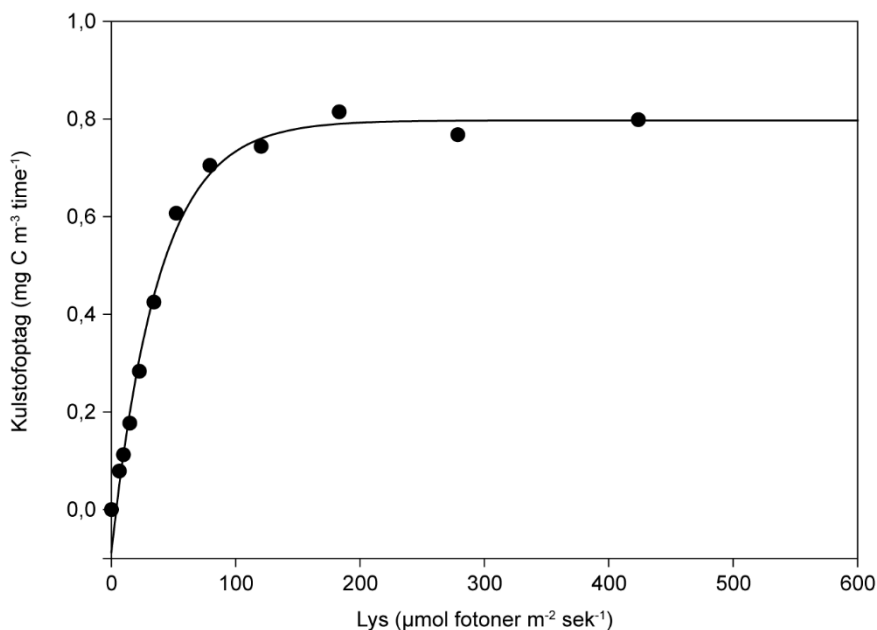
Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i én eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en såkaldt PI-kurve (figur 4.1). Disse data kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons 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. Det er dog langt fra alle stationer, som er målt i alle år. I 2018 blev der målt på 13 stationer fordelt på syv stationer i de åbne indre farvande og seks i fjerde (Ringkøbing, Skive, Løgstør, Mariager, Odense og Roskilde). 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 udjævnes 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 fjerde og åbne indre farvande er PP-% regnet tilbage til enheden ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) i figur 4.2 ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjerde og åbne indre farvande. I figur 4.3 anvendes PP-%, og de øvrige beregninger for årsproduktionen (tabel 4.1 og 4.2) er udført som PP-%.

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

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 %.

I denne analyse har vi analyseret algevæksten i forhold til absolutte kvælstoftilførsler fra februar til august, baseret på resultaterne i *Lyngsgaard m.fl. 2014*. Summen af kvælstoftilførsler til de indre danske farvande fra februar til august er indekseret på samme måde som for algevæksten. Indeks for kvælstoftilførsler for andre perioder, fx september til marts, er også beregnet for at analysere den tidlige variation i algevæksten.

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 en 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 uafsluttet opdatering af databasen for overvågningsdata for disse parametre.

Sæsonvariation 2018

I tempererede farvande, som de danske, starter algevæksten under naturlige forhold med en kraftig opblomstring tidligt om foråret, typisk i februar eller marts, når lyset vender tilbage og vandsøjlen stabiliseres. På det tidspunkt er der rigeligt med næringsstoffer i vandet. Næringsstofferne er ophobet gennem vinteren pga. høj afstrømning af ferskvand fra land, som bringer næringsstoffer ud i havet, og remineralisering fra vinterens nedbrydning af organisk materiale. Efter forårsopblomstringen er algevæksten i ikke-eutrofierede systemer begrænset af tilgangen af næringsstoffer og holder derfor et stabilt lavt niveau igennem sommeren.

I lavvandede områder, hvor vandsøjlen i perioder omrøres helt til bunden, som fx i de fleste danske fjorde, kan der sommeren igennem opstå mindre opblomstringer, når næringsstoffer tilføres overfladevandet fra fjordbunden. Sensommer og efterår stiger algevæksten ofte som følge af frigivelse af næringsstoffer fra bunden i forbindelse med iltsvind, evt. i kombination med en øget afstrømning fra land.

I dybere områder, hvor vandsøjlen er permanent lavdelt igennem hele vækstsæsonen, er algevæksten typisk lav sommeren igennem. Om efteråret kan der igen komme en opblomstring, når afstrømningen fra land stiger og vindenergien tiltager og forårsager en omrøring af vandsøjlen, som bringer næringsstoffer op i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Generelt betyder høje tilførsler af næringsstoffer, at algevæksten i højere grad følger solindstrålingen, dvs. at algevæksten efter forårsopblomstringen fortsætter med at stige til omkring midten af juli. Forårsopblomstringen bliver således ofte mindre markant eller fraværende ved eutrofiering af tempererede

marine områder, og sæsonfordelingen af algevæksten kan bruges som indikator for eutrofiering (Timmermann *m.fl.* 2015).

Fjorde og kystvande

Sæsonfordelingen af algevæksten i 2018 for fjorde og kystvande var i store træk som forventet, men lidt under langtidsmiddelværdien fra marts til maj (figur 4.2A). I januar og februar var algevæksten lav (25 og 154 mg kulstof m⁻² dag⁻¹) og tæt på middelværdien for alle år. I marts var produktionen kun 35 % af det normale pga. en lav indstråling. I april og maj var produktion lavere end normalt, henholdsvis 64 og 86 % af middelværdien. I juni og juli var algevæksten tæt på det normale, hvorefter den steg til over det normale i august (2259 mod 1870 mg kulstof m⁻² dag⁻¹, svarende til 21 % over det normale). Algevæksten var ligeledes over det normale i september, hvorefter den faldt med aftagende indstråling. Samlet fulgte sæsonfordelingen i høj grad indstrålingen, hvilket viser, at niveauet af næringsstoffer stadig er så højt i fjordene, at algevæksten i hovedsagen er lysbegrænset. Det er dog positivt, at algevæksten i maj og juni ligger under det normale på trods af en høj afstrømning gennem vinteren og foråret. Det viser, at der er en positiv effekt af indsatsen for at begrænse tilførslerne af næringsstoffer. De høje værdier for algevæksten i august og september optræder på trods af en meget lav afstrømning om sommeren (kapitel 2) og dermed lave tilførsler af næringsstoffer. De skyldes antagelig den meget varme sommer og deraf følgende iltsvind (kapitel 5), som forstærkede frigivelsen af næringsstoffer fra bunden.

Ovenstående beskriver det generelle sæsonmønster for de seks fjorde, som indgår i overvågningsprogrammet. Der var kun mindre forskelle mellem fjordene. Således var udviklingen positiv for Roskilde Fjord og Ringkøbing Fjord, *status quo* for Odense og Mariager Fjord, mens de to lokaliteter i Limfjorden havde en algevækst, som i 2018 var højere end langtidsmiddelværdien.

Koncentrationen af planteplankton i vandet er målt som klorofylkoncentration. Mængden af planteplankton bestemmes af forholdet mellem algevæksten (beskrevet ovenfor) og tabet pga. af græsning fra dyr og sedimentation.

I fjorde og kystvande fulgte sæsonmønsteret for 2018 det normale med få undtagelser (figur 4.2C). Den mest markante afvigelse var i juni måned, hvor klorofylkoncentrationen var 48 % højere end normalt. Årsagen til denne afvigelse kan være det usædvanlig varme vejr, som har betydet en lagdeling af vandsøjlen. Normalt er vandsøjlen lagdelt med et relativt ferskt overfladelag, som ligger oven på et saltare bundlag. Denne lagdeling forstærkes, når overfladelaget varmes op af solen, og betyder, at algerne i overfladelaget ikke kommer i kontakt med bunden, og derfor ikke græsses så intenst af især muslinger.

Mindre afvigelser fra det normale mønster i klorofylkoncentrationen ses også for februar (negativ) og december (positivt). I disse måneder var algevæksten primært lysbegrænset, og afvigelserne skyldes antagelig udsving i timingen mellem algevækst og græsning.

Sigtdybden er et udtryk for vandets klarhed, hvor især opløst organisk stof, partikler og alger kan give uklart vand. Større sigtdybde betyder klarere vand. Sigtdybden i fjorde og kystnære områder var i 2018 omkring 4 meter for alle månederne. Det er tæt på langtidsmiddelværdien. Af figur 4.2 E fremgår det, at vandet normalt er lidt klarere om vinteren, men generelt er udsvingene over året små. Således er gennemsnittet for månederne oktober til januar 4,3 m for langtidsmiddelværdien, mens den er 3,96 m for vækstperioden februar til

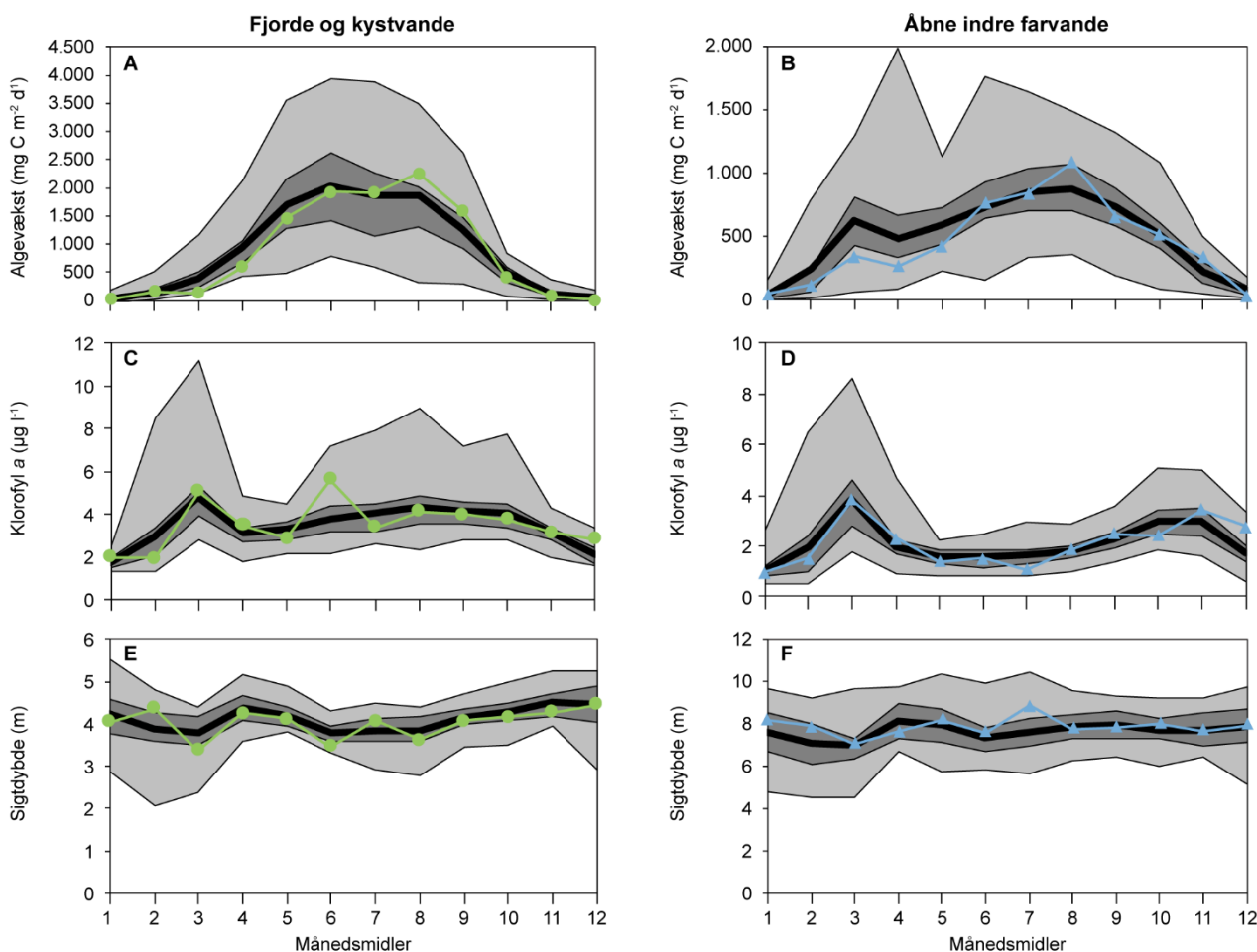
september. Det skyldes to modsatrettede mekanismer: Om vinteren er der få alger i vandet, men ofte kraftig vind, som forårsager ophvirvling af partikler fra bunden. Effekten forstærkes af eutrofiering, som betyder, at der over tid er akkumuleret mudder på fjordbunden, som let hvirvles op. Om sommeren er der flere alger i vandet (*figur 4.2C*), som direkte påvirker sigtddybden. I 2018 var sigtddybden for månederne januar og oktober til december på 4,2 m, dvs. en anelse lavere end langtidsmiddelværdien. For perioden februar til september var sigtddybden i 2018 3,9 m, dvs. marginalt lavere end langtidsmiddelværdien.

Åbne indre farvande

I de åbne farvande fulgte algevæksten i 2018 hovedsageligt det samme forløb som i fjordene. Det absolutte niveau var dog væsentligt lavere. Algevæksten i forårsperioden var betydeligt under langtidsmiddelværdien (*figur 4.2B*), og som for fjorde og kystvande skyldes dette den lave indstråling i perioden. Således lå værdierne for 2018 på omkring det halve af langtidsmiddelværdien fra februar til april og på 72 % af langtidsmiddelværdien i maj. De øvrige måneder var algevæksten meget tæt på det normale niveau undtagen i august, hvor algevæksten var på 1.085 mg kulstof m⁻² dag⁻¹, hvilket er 25 % over det normale. Generelt følger alle de otte havstationer det samme mønster.

Klorofylkoncentrationen i 2018 fulgte sæsonmønsteret og langtidsmiddelværdierne for hver måned meget tæt. Kun i juli og december var der afvigelser uden for intervallet af middelværdien ± 25 % percentilen (*figur 4.2D*).

Sigtddybden var ligeledes meget tæt på middelværdien for alle måneder, og i øvrigt er sigtddybden i de åbne farvande ret stabil over årene. Kun i juli måned var der en afvigelse, idet vandet var markant klarere end normalt (*figur 4.2F*). Det kan tilskrives den meget varme og tørre sommer, som både giver en lav afstrømning (se *kapitel 2, figur 2.1*) og en stabil lagdeling. En stabil lagdeling betyder, at de næringsstoffer, som er bundet i partikler, der synker ned under springlaget, er taget ud af omsætningen i overfladelaget. Dette forstærker næringsstofbegrænsningen af algernes vækst og giver klarere vand.



Figur 4.2. Månedsmidler for 2018 for algevekst/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 (1989-2017 for klorofyl a og sigtdybde, 1975/1977-2017 for algevekst) 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

Algeveksten i 2018 var på 330 g kulstof m⁻² år⁻¹ (gennemsnit for de 6 stationer, vist som indekseret værdi i figur 4.3A), hvilket er en markant stigning på 29 % i forhold til 2017 (figur 4.3A). Stigningen var størst i Mariager Fjord og Løgstør Bredning, moderat i Ringkøbing og Skive Fjord, mens algeveksten var uændret i forhold til 2017 i Odense Fjord. Kun i Roskilde Fjord var algeveksten faldet siden 2017. Årsagen til den højere algevekst i 2018 skal findes i kombinationen af en våd vinter og et vådt forår med tilhørende stor tilførsel af kvælstof fra land og den meget varme sommer. Figur 4.2 viser, at algeveksten i forårsmånederne var lavere end langtidsmiddelværdien, men værdierne for 2018 var ikke så langt under langtidsmiddelværdien som fx i 2017.

Klorofylkoncentrationen i 2018 var på 3,3 µg l⁻¹ og dermed lidt højere end i 2017 men lavere end i 2016 (figur 4.4A). Samlet er klorofylkoncentrationen dog steget med 45 % siden 2012 og er nu på samme niveau som i 1990'erne.

Sigtdybden var 4,0 m i 2018, hvilket er et fald på 0,09 meter i forhold til 2017 (figur 4.4C). Tendensen til mere uklart vand siden 2012 fortsætter dermed i 2018, og faldet i sigtdybden er på 10 % siden 2012.

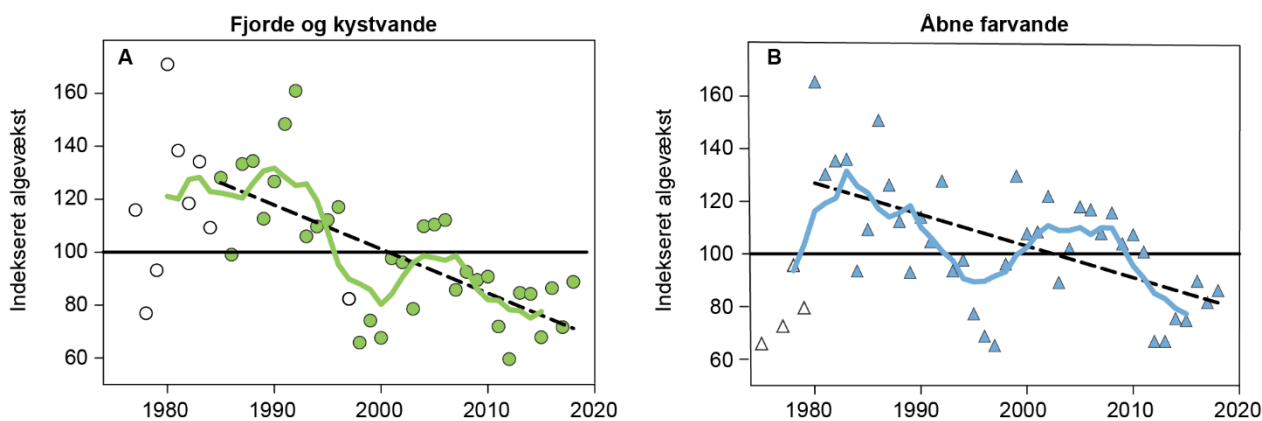
Samlet var kvælstoftilførslen fra dansk land på 50.000 tons i kalenderåret 2018 (Thodsen m.fl. 2019), hvilket er noget lavere end de foregående år, men det lave niveau skyldes den ekstremt tørre sommer, som reducerede afstrømningen fra maj og resten af året. En lav afstrømning sidst på året har kun lille indflydelse på algevæksten i samme kalenderår, så den positive miljøeffekt af en lav afstrømning i anden halvdel af 2018 kan først forventes i 2019.

Afstrømningen var således over middel i alle måneder fra september 2017 (Hansen (red.) 2019) til marts 2018 (kapitel 2, figur 2.1). Indekset (se 'Metoder og datagrundlag') for kvælstofafstrømning fra september til marts var knap 50 % højere (92 mod 66) end for vækstsæsonen 2017 og det tredje højeste siden 2008, kun overgået af de våde vintre i 2014/15 og 2015/16. Derefter fulgte en varm og tør sommer, hvor afstrømningen godt nok var meget lav, men hvor høje temperaturer førte til lagdeling af vandsøjlen og udbredt iltvind. Iltvind betyder, at næringsstoffer frigives fra bunden, og specielt i lavvandede systemer kan det forstærke algevæksten. Figur 4.2A viser således en meget høj algevækst i august måned. Samlet var vejrforholdene i 2018 meget ugunstige for miljøet, hvor en våd vinter blev fulgt af en varm sommer, og det havde tydelige negative effekter for miljøet i form af høj algevækst, høje klorofylkoncentrationer og mere uklart vand.

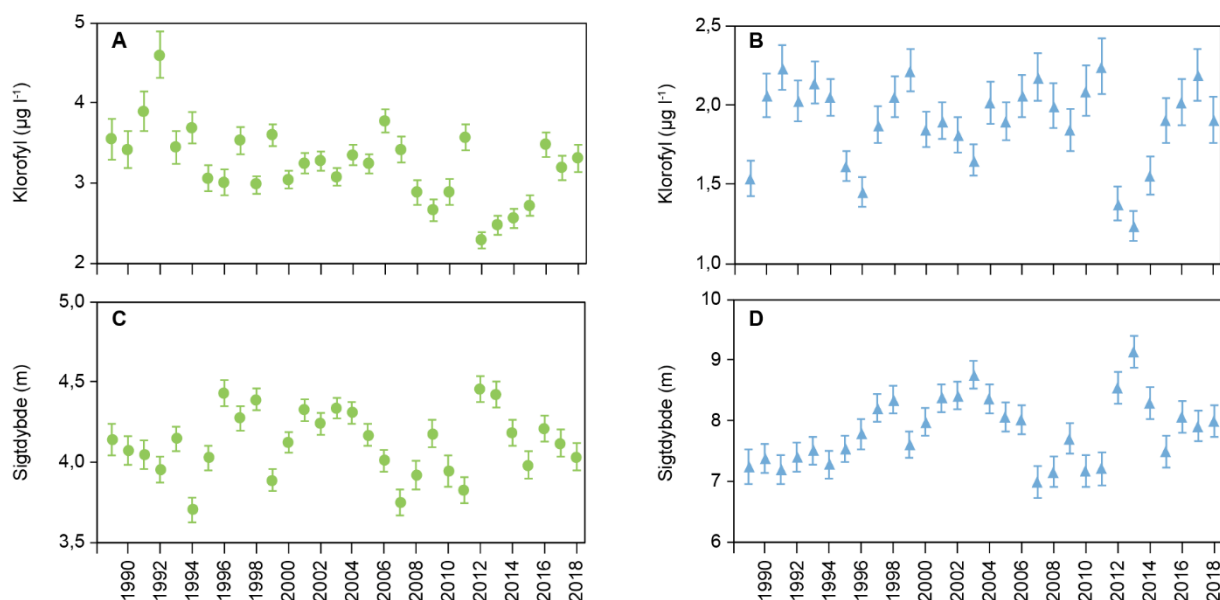
Figur 4.3 viser udviklingen i algevæksten siden ca. 1980. Generelt har algevæksten været faldende med -1,74 % pr. år siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af især fosfor (fra ca. 1985 og frem), men også at kvælstoftilførslerne blev ca. halveret fra 1994 til 2011. Siden 2011 har de afstrømningskorrigerede kvælstoftilførsler været stigende med ca. 800 tons pr. år, svarende til 1,3 % pr. år. Det har medført en tendens til stigende algevækst. Stigningen i algevæksten er på 2,3 % pr år fra 2012 og frem, men er ikke signifikant for fjorde og kystnære områder. Tabel 4.1 viser ændringerne i årligt gennemsnit for algevæksten for forskellige perioder.

Tabel 4.1. Statistisk analyse af den tidslige 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 2018. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråt. Resultatet af denne type analyse er følsom over for periodens starttidspunkt. Analysen er derfor 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 ≥	-1,32	< 0,0001	-0,38	0,20
1980 ≥	-1,74	< 0,0001	-1,20	0,0001
1985 ≥	-1,67	< 0,0001	-0,93	0,0071
1990 ≥	-1,74	0,0004	-0,72	0,091
1995 ≥	-0,76	0,12	-0,57	0,34
1998 ≥	-0,32	0,56	-1,97	0,0009
2000 ≥	-1,00	0,11	-2,15	0,0011
2005 ≥	-2,09	0,024	-3,40	0,0014
2010 ≥	0,47	0,76	-1,49	0,45
2012 ≥	2,27	0,32	3,62	0,0097



Figur 4.3. Tidslig udvikling for algevækst i A) fjorde og kystvande og B) åbne farvande. Åbne symboler: år med data fra få stationer (ikke medtager ved beregning af lineær regressionslinje). Farvede symboler: øvrige år. Linjer repræsenterer 7 års glidende gennemsnit og stiplede linje den lineære udvikling. Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.



Figur 4.4. Koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (A, B) og vandets klarhed målt som sigtdybde (C, D) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Årsmiddelt ± 95% konfidensgrænser. Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på 167 g kulstof $m^{-2} \text{ år}^{-1}$ i 2018 (vist som indekssværdi i figur 4.3B). Det er en stigning på 6,4 % i forhold til 2017, dvs. samme tendens som for fjordene, men meget mindre udtalt (figur 4.3). Det skyldes et ret forskelligt mønster mellem de otte stationer. Stigninger i algevæksten i forhold til 2017 ses på to stationer syd for Fyn, i Storebælt og det nordlige Lillebælt, mens den falder i Øresund og Læsø Rende. Ligesom for fjordene må stigningen tilskrives kombination af høj vinterafstrømning og en varm sommer, og også i de åbne farvande ses en markant forhøjet algevækst i august måned (figur 4.2). Frigørelsen af næringsstoffer fra havbunden pga. af iltsvind har dog en forsinket og ofte mindre effekt i de åbne farvande.

Klorofylkoncentrationen i 2018 var noget lavere end i 2017 (1,90 mod 2,28 $\mu g l^{-1}$) (figur 4.4B). Dermed er den konstant stigende tendens siden 2013 afbrudt.

Sigtdybden var 8,0 m i de åbne farvande i 2018 (figur 4.4D). Det er en lille stigning på 0,09 m i forhold til 2017.

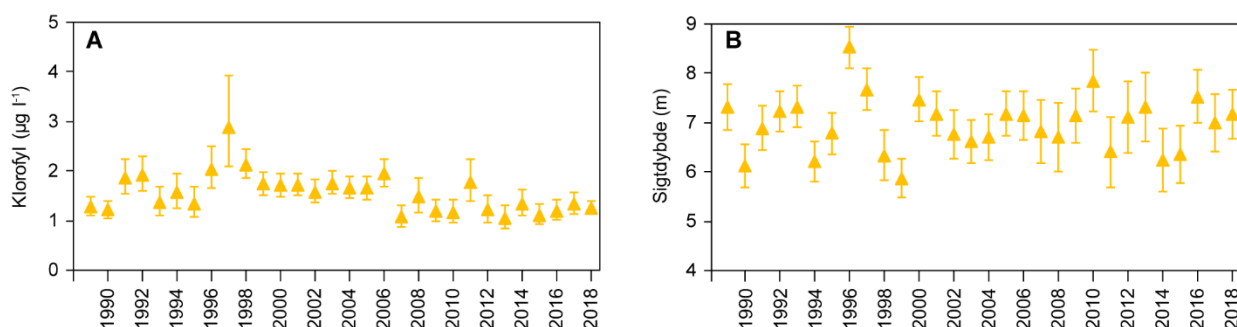
Samlet var tilstanden i 2018 for de åbne områder dermed ca. den samme som i 2017 med en lidt højere algevækst, men lavere niveauer for klorofyl og lidt klarere vand.

Nordsøen

Miljøtilstanden i Nordsøen er kun vurderet ud fra målinger af klorofylkoncentration og sigtdybde, da der ikke er målinger af algevæksten.

Klorofylkoncentrationen er vist på figur 4.5A. Overordnet har klorofylkoncentrationen været faldende over hele perioden fra 1982 til 2018. Faldet er på $-0,015 \mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (std. fejl. $\pm 0,006$, $p = 0,02$) svarende til ca. 1 % pr. år. Faldet var kraftigst i perioden 1997-2009 ($-0,085 \pm 0,023 \mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{ år}^{-1}$, $p = 0,003$), og siden 2007 har der ikke været nogen udvikling i koncentrationen. Faldet i klorofylkoncentrationen afspejler en støt faldende tilførsel af næringsstoffer fra de fleste lande omkring Nordsøen og i den atmosfæriske deposition af kvælstof.

Sigtdybden i Nordsøen er i gennemsnit på 6,9 m (figur 4.5B). Der er ingen udvikling i sigtdybden over perioden. Fra 1999 til 2010 var der en tendens til stigende sigtdybde, dvs. klarere vand ($0,062 \text{ m år}^{-1}$, $p = 0,14$). Det er ca. samme periode, hvor klorofylkoncentrationen faldt mest, så de to variable viser sammenhængende en positiv udvikling i 00'erne, som så er ophørt omkring 2009.



Figur 4.5. A) Koncentration af klorofyl i Nordsøen, B) Sigtdybde i Nordsøen. Årsmiddel \pm 95 % konfidensgrænser. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer, da der fra 2007 til 2013 ikke blev målt i den åbne del af Nordsøen. 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.

Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

Regressionsanalysen af algevækst mod år (tabel 4.1) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidslige udvikling i eutrofiering, da år til år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslerne. En statistisk bedre metode til vurdering af udviklingen er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de absolutte danske kvælstoftilførsler (tabel 4.2 og figur 4.6) og derefter vurdere udvikling i kvælstoftilførsler (Thodsen m.fl. 2019). Denne analyse giver også information om den kvantitative sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst. Analysen inkluderer år til år variationer i overfladeindstrålingen, da lys, sammen med næringsstoffer, er de faktorer, som styrer planteplanktons vækst. Analysen er en multipel regressionsanalyse med kvælstoftilførsler og overfladeindstråling som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel. Fosfor kan potentielt også inddrages, men da der er en betydelig samvariation mellem fosfor og

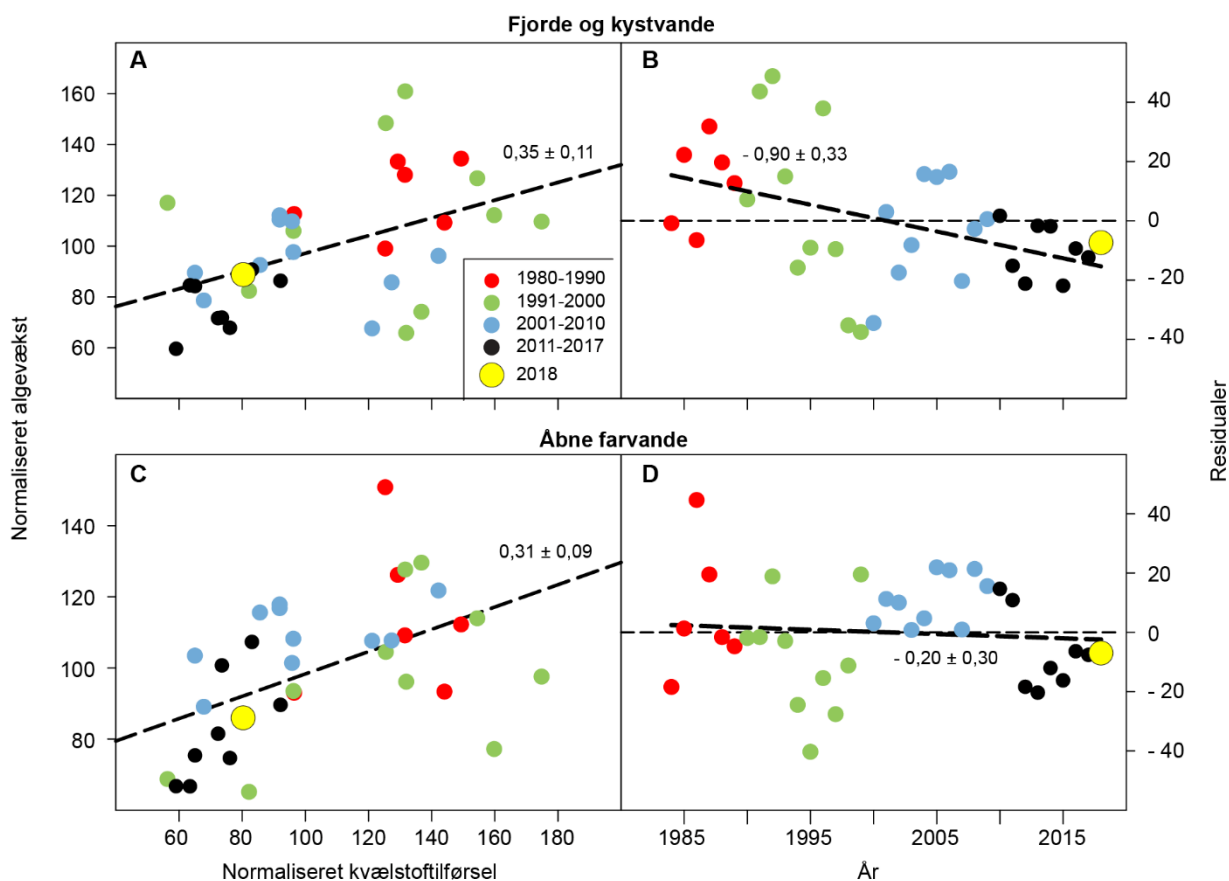
kvælstoftilførsler, specielt fra midt 90'erne og frem, er det vanskeligt at skelne effekten af de to næringsstoffer fra hinanden (se *Erichsen m.fl. 2017* for en nærmere analyse af problemet). Koefficienterne for sammenhængen til kvælstof vil derfor i et vist omfang også repræsentere en sammenhæng til fosfor. Ideelt bør analysen laves for hvert fjord-/havområde separat, men det ligger uden for rammerne af denne rapport.

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*). Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser samme mønster for data fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til 2018. På *figur 4.6* er sammenhængen vist for alle data fra 1984 og frem. De generelt lavere kvælstoftilførsler de sidste 8 år viser sig ved, at alle punkter fra 2010 og frem (sorte symboler og gult for 2018) er under 100 for kvælstoftilførsler. Samtidig er algevæksten under henholdsvis 96 (fjorde og kystnære områder) og 107 åbne farvande. De højeste tilførsler var i 1994 og 1995. Bemærk at kvælstoftilførslerne er beregnet for perioden februar til august (jf. *Lyngsgaard m.fl. 2014*), og år til år variationen kan derfor afvige fra mønsteret for kalenderår eller hydrologiske år (*Thodsen m.fl. 2019*).

De signifikante koefficienter for sammenhængen mellem tilførsler og algevækst er mellem 0,32 og 0,57 %/% (*tabel 4.2*). Det vil sige, at når kvælstoftilførslen reduceres med 1 % reduceres algevæksten med 0,32-0,57 %. Usikkerheden omkring sammenhængen stammer fra andre faktorer, som påvirker algevæksten, fx iltsvind, som frigiver næringsstoffer fra bunden, tilførsler fra andre kilder og hydrologiske/biologiske forhold.

Residualerne er et udtryk for den del af ændringen i algevæksten, der ikke kan forklares ved ændringer i kvælstoftilførsel og indstrålingen, og repræsenterer dermed andre forhold. Analysen af residualer viser en nedadgående tendens, som er signifikant for fjorde og kystnære områder (*figur 4.6B og D*). Dvs. at der er en nedadgående tendens, som ikke er forklaret med en nedgang i den nuværende kvælstoftilførsel. Vi ved fra tidligere analyser (*Knudsen-Leerbeck m.fl. 2017*), at remineralisering af kvælstof står for 85-88 % af det kvælstof, algerne har til rådighed midt på sommeren. Det er derfor rimeligt at antage, at nedgangen i residualerne, og dermed algevæksten, skyldes, at de generelle puljer af næringsstoffer, primært i sedimentet men også i opløst organisk stof (*Jørgensen m.fl. 2014*), gradvist udtømmes efter en længere årrække med tilførsler, som ligger på et lavere niveau end i 1980'erne, hvor tilførslerne toppede. Faldet i algevækst over tid kan dermed deles op i en umiddelbar effekt på ca. 0,33 % pr. procent fald i kvælstoftilførsler og en akkumuleret effekt på omkring 0,9 % pr. år. Det sidste er positivt og giver håb om en langsigtet positiv udvikling, hvis kvælstoftilførslerne igen begynder at falde.

Samlet bekræfter analysen tidligere års konklusion om, at tilførsler fra dansk land har en signifikant effekt på algevæksten i danske farvande, og at den kvantificerer den umiddelbare effekt til omkring 0,3 til 0,5 % pr. procent reduktion i tilførslerne. Residualanalysen viser, at der i tillæg er en forsinket effekt over en årrække, så den samlede effekt er noget større. Alt i alt er det positivt, idet algevæksten i vandsøjlen er den primære parameter, der forbinde en kaskade af økosystemeffekter til eutrofiering, og analysen viser dermed, at den kan reduceres ved en forvaltning, som reducerer de danske tilførsler. Samtidig er det dog bekymrende, at de stigende tilførsler siden 2011 tydeligt slår igennem som en større algevækst.



Figur 4.6. Sammenhænge mellem kvælstoftilførsler fra dansk land og algevæksten for fjorde og kystvande (A, B) og åbne farvande (C, D). Værdierne er normaliseret således, at den gennemsnitlige tilførsel og algevækst er 100 for hver station. Farverne angiver hver dekade, og 2018 er markeret med gult. A og C viser sammenhængen mellem normaliserede kvælstoftilførsler og normaliseret algevækst, og hældninger er angivet som procent ændring i algevækst pr. procent ændring i kvælstoftilførsel \pm standardfejl (se også tabel 4.2). B og D viser residualer fra linjen over år og de tilhørende hældninger (ændring over tid). Denne er signifikant for fjorde og kystvande (B), men ikke for de åbne områder (D).

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 2018. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Perioden fra 1984 er valgt, da det er det første år med et fyldestgørende datagrundlag for både algevækst og kvælstoftilførsler. Perioden fra 1998 er valgt, fordi der skete et skift i metoden for måling af algevækst i 1998.

	Fjorde og kystvande				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 \geq	0,38	0,004	0,55	0,43	0,32	0,003	0,07	0,89
1990 \geq	0,32	0,02	1,09	0,18	0,30	0,005	0,39	0,53
1998 \geq	0,16	0,26	1,26	0,06	0,57	0,0003	0,97	0,11

Sammenfatning

- Miljøtilstanden i de åbne vandmasser er forværret siden 2012-2013 vurderet ud fra algevækst (primærproduktion), mængden af planteplankton (klorofyl) og vandets klarhed. Data for 2018 bekræfter denne udvikling. For 2018 skyldes forværringen især ugunstige vejrforhold med en meget våd vinter efterfulgt af en ekstremt varm sommer. Det havde i 2018 en markant effekt i fjorde og kystnære områder, mens de åbne farvande var mindre påvirket. Den underliggende faktor er dog et højt niveau af især kvælstoftilførsler, som har været stigende siden 2011. Situationen i 2018 viser, at

klimaforandringer med højere sommertemperaturer og rolige vindforhold, evt. kombineret med høj vinterafstrømning, forstærker de negative effekter af høje tilførsler af næringsstoffer.

- I 2018 var algevæksten højere end i 2017 både i forårmånederne og i august måned. Niveauet var lavere end i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, men der er en stigende algevækst siden omkring 2012, mest markant i de åbne indre farvande.
- Mængden af planteplankton (klorofylkoncentrationen) i 2018 fulgte den generelle stigning over de sidste syv år for fjorde og kystvande. Koncentrationen for både fjorde og kystvande og de åbne indre farvande svarede til niveauet i 1990'erne og i 00'erne. De observerede forbedringer i miljøtilstanden i de åbne vandmasser fra ca. midt i 00'erne til 2012 er således brudt.
- Stigningen i algevæksten, koncentrationen af klorofyl og mere uklart vand de sidste syv år bekræfter den dokumenterede tætte kobling mellem disse miljøparametre og tilførslen af kvælstof fra dansk land, som har været stigende de seneste år.

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. Forbrugets størrelse afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof og af temperaturen. 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. Niveaue mellem 2 og 4 mg l⁻¹ kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind forekommer hovedsageligt fra juli til november.



Fjordbunden på 6 meters dybde dækket af svovlbakterier, det såkaldte liglagen, i Bjørnsholm Bugt i Limfjorden 2. august 2018. Foto: Peter Stæhr.

Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, varighed og intensitet som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer og organisk stof) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og nedbrydes. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden i områder, hvor vandsøjlen er lagdelt. Klimaforandringer i form af stigende temperatur, øget nedbør og ændrede vindforhold påvirker også iltforholdene. Stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind, idet iltens opløselighed i vand falder, og iltforbruget stiger med temperaturen. Øget nedbør kan medføre en større tilførsel af næringsstoffer og organisk stof samt medvirke til at stabilisere lagdelingen af vandsøjlen. Vindforholdene påvirker opblandingen af vandmasserne samt vandstrømmene og dermed iltforholdene.

De aktuelle vejræssige 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 opblandingen 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 og/eller saltlagdeling af vandsøjlen. Ved temperaturlagdeling flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere og dermed tungere bundvand. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind.

Iltsvind forekommer også naturligt, dvs. uden eutrofiering eller klimaforandringer, men kun i meget begrænset omfang og typisk i dybere sedimentationshuller. Det er således eutrofiering, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud over det naturlige, mens det er de vejræssige forhold, som ud-

løser iltsvind og er afgørende for år til år variationen i dets udbredelse, varighed og intensitet. Klimaforandringer vil som oftest forstærke effekten af eutrofiering.

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Larvestadiet af nogle bunddyr og fisk påvirkes af faldende iltindhold endnu inden, at der er tale om egentligt iltsvind. Ved moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved også fisk og mobile bunddyr kan blive fanget i det iltfattige vand.

Iltsvind påvirker desuden den kemiske og biologiske omsætning i havbunden, fx mindsker iltsvind havbundens evne til at tilbageholde næringsstoffer og svovlbrinte. I havbunden er en del af næringsstofferne bundet til iltede forbindelser. Ved længerevarende iltsvind reduceres de iltede forbindelser, og de tilknyttede næringsstoffer frigives til vandfasen (intern belastning). Længerevarende iltsvind kan også føre til, at der dannes hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen. Svovlbakterierne i liglaget bruger det sidste ilt i bundvandet til at ilte svovlbrinte, der er trængt helt op i de øverste millimeter af havbunden, til gullighvid, elementær svovl. Liglaget repræsenterer derfor den sidste barriere, inden svovlbrinte frigives til vandfasen. Den ændrede stofomsætning i forbindelse med iltsvind medfører også en større produktion af metan i havbunden. Metanbobler, som strømmer ud af havbunden, kan løfte den øverste del af havbunden op i vandet (bundvending), og herved frigives svovlbrinte til vandfasen. Svovlbrinte 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) ophører. Bunddyrenes bioturbation er vigtig for at holde havbunden veliltet og dermed reducere frigivelsen af næringsstoffer og svovlbrinte fra havbunden. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, arts-sammensætning 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 iltsvindperioden (juli-november) er beregnet på baggrund af målinger på de nationale overvågningsstationer 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 samt i de åbne indre farvande.

Iltsvindets arealudbredelse er beregnet med en model, som angiver iltsvindets udstrækning beregnet ud fra iltprofiler målt på en lang række repræsentative stationer og dybdeforholdene i farvandene (Rytter m.fl. 2017).

Udviklingen i 2018

Iltsvind påvirkes især af mængden af næringsstoffer og de vejrsmæssige forhold. I det følgende gennemgås de væsentligste vejrhændelser i 2018 med betydning for iltsforholdene, dvs. vind og temperatur. Fra midt i april til midt i august var der meget varmt, tørt og solrigt både i forhold til normalen (1961-1990) og seneste referenceperiode (2008-2017), således var sommeren den mest solrige siden registreringerne startede i 1920 (*kapitel 2, Cappelen 2019*). Sommeren var også den varmeste (sammen med 1997) siden målingerne begyndte i 1874. Den megen varme resulterede i høje vandtemperaturer, hvor årsmidlen blev den næsthøjeste (efter 2014) for overfladevandet og den tredjehøjeste (efter 2007 og 2014) for bundvandet siden 1965. Afstrømningen og dermed tilførslen af næringsstoffer til havet fra land var høj i slutningen af 2017 og de fire første måneder af 2018. Omvendt var perioden fra maj og året ud meget tør og med tilsvarende lav afstrømning og tilførsel af næringsstoffer. I 2018 var der tre episoder med meget markant vind repræsenteret ved hændelserne 11. februar, 10. august og 21. september, hvor de to sidste blev kategoriseret som officielle storme (*Den danske stormliste*). I alle tre tilfælde var middelvinden af stormstyrke nogle steder i landet og med vindstød af orkanstyrke. Stormen i august var meget kortvarig, mens stormen i september strakte sig over længere tid og blev efterfulgt af godt en uge med kraftig vind. Vindmæssigt var 2018 derudover kendetegnet ved, at der som månedsmiddel var relativt lidt vind maj-juli, mens det på dags- og ugebasis periodisk var blæsende især i juni, og middelvindhastigheden for juli-september var lidt højere end i 2016 og 2017 (*kapitel 2, Hansen & Rytter 2018A, B, C, D*).

Iltsvindets forløb i 2018 var ud over de specielle vejrsmæssige forhold påvirket af, at iltsvindet i 2017 stoppede markant tidligere end i 2016, hvilket betød, at havbunden havde rimelig tid til at geniltes inden iltsvindssæsonen i 2018. Derfor var havbunden mere robust over for udvikling af iltsvind end året før. Det var formodentlig en væsentlig årsag til, at iltsvindet i 2018 ikke startede så tidligt som i 2017 i flere af de sårbare områder.

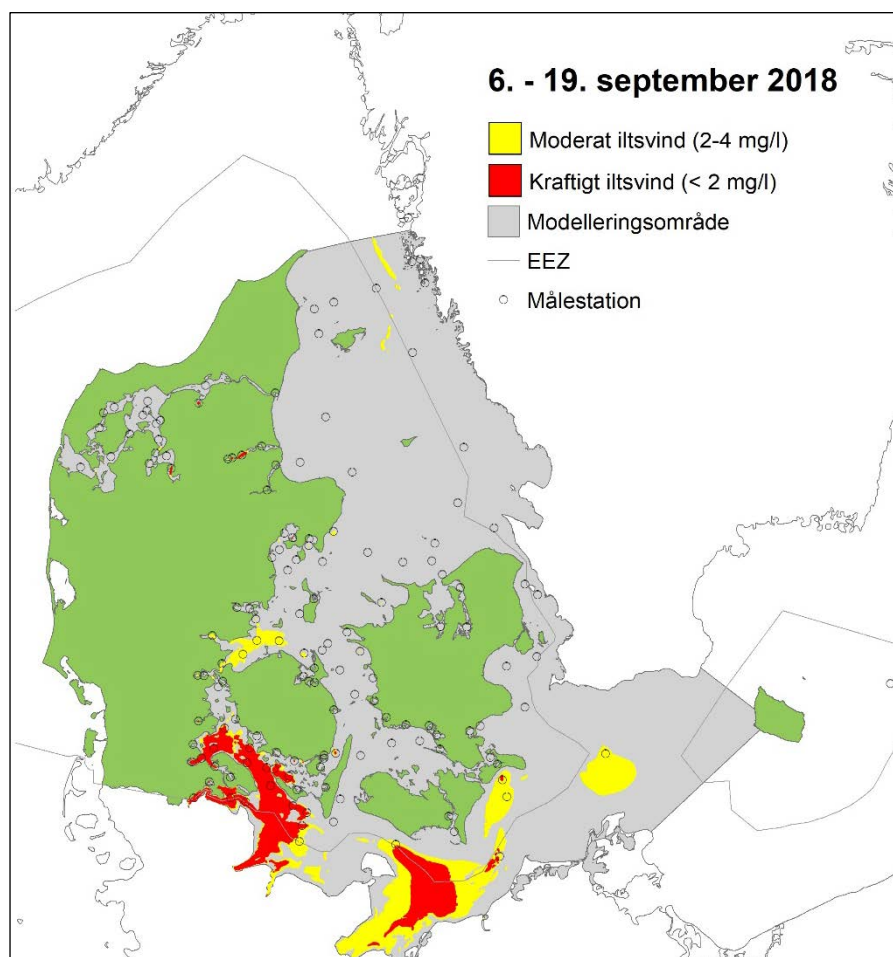
I 2018 blev det første iltsvind registreret i den inderste del af Mariager Fjord (slutningen af maj), Limfjorden (starten af juni), det sydlige Lillebælt (midt i juni) samt Flensborg Fjord og Det Sydfynske Øhav (begge starten af juli) (*Hansen & Rytter 2018A*). Det varme vejr fra april til august betød, at bundvandets temperatur lå markant over det normale i perioden juni-september, hvilket stimulerede udviklingen af iltsvind hen over sommeren. Den kraftige men kortvarige storm i august bremsede dog iltsvindets udvikling i de mere lavvandede områder. I de dybere områder blev iltsvindet først reduceret i forbindelse med den mere langstrakte vindhændelse i slutningen af september.

Iltsvindet var meget intenst i slutningen af juli og starten af august (*Hansen & Rytter 2018A*). I Limfjorden var der på det tidspunkt iltfrit flere steder og frigivelse af giftig svovlbrinte fra bunden, hvilket bevirkede døende og døde bunddyr i de mest udsatte områder. I Mariager Fjord var der også iltfrit ved bunden og i det hele taget ikke ret meget ilt tilbage i vandsøjlen, så forholdene var foruroligende tæt på situationen i 1997, hvor fjorden døde. Men stormen 10. august forbedrede iltholdene markant i både Limfjorden og Mariager Fjord ved at ilte overfladevandet og blande det iltede vand ned til bunden. Midt i september var iltsforholdene stadig relativt gode i Limfjorden, mens iltsvindet atter var tiltaget i Mariager Fjord og fortsat intenst i en del andre områder (*figur 5.1, Hansen & Rytter 2018B*).

Iltsvindet i de danske farvande var i 2018 særlig udbredt og intenst i Limfjorden, Mariager Fjord, de dybere områder i det nordlige Bælthav, det sydlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og i de sydøstjyske fjorde. Der blev også registreret udbredt iltsvind i Femern Bælt, Kiel Bugt, Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt samt Arkonabassinet i en stor del af iltsvindsperioden. Fra sidst i august til sidst i september blev der registreret iltfrie forhold ved bunden og frigivelse af svovlbrinte i yderligere en del områder. Den langvarige, kraftige vind sidst i september forbedrede iltforholdene markant, og midt i oktober var der således kun enkelte områder med moderat iltsvind tilbage, og midt i november var iltsvindet helt væk (Hansen & Rytter 2018C & D).

Der var en del områder i de indre farvande, hvor der enten slet ikke eller kun sporadisk blev konstateret iltsvind i 2018. Det gjaldt bl.a. for den åbne del af Kattegat, nogle østjyske fjorde, og farvandene rundt om Lolland og Falster. I Aarhus Bugt og omgivende farvande (bortset fra Knebel Vig), Storebælt og farvandene rundt om Sjælland var der også relativt lidt iltsvind. De rimeligt gode iltforhold i disse områder sammen med overvejende vestlige og sydvestlige vinde i maj-september og stigende saltholdighed indikerer en horisontal transport af bundvandet fra Nordsøen til Kattegat og bælteerne, som har tilført ilt til bundvandet (kapitel 2).

Figur 5.1. Kortet viser den modelerede udbredelse af iltsvind medio september 2018. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande (Hansen & Rytter 2018B).



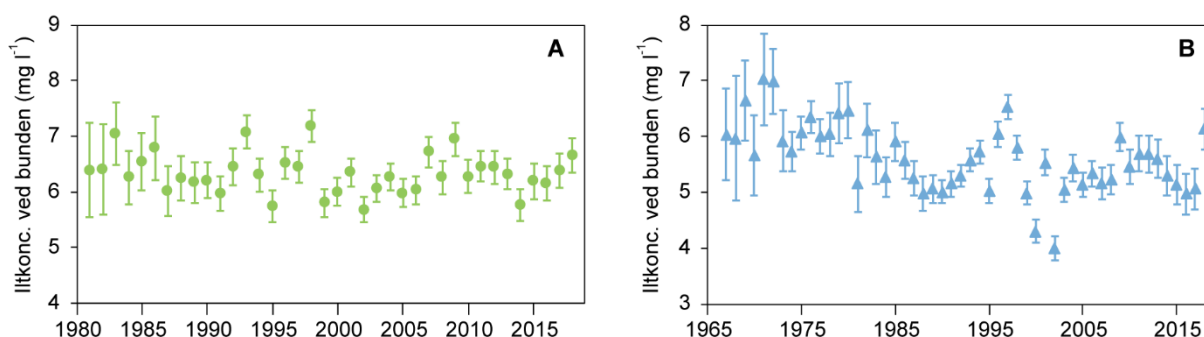
Langtidsudviklingen i iltforhold

Iltindhold i bundvandet i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande
Iltkoncentrationen ved bunden under lagdeling i iltsvindsæsonen var i 2018 lidt højere end det gennemsnitlige niveau for hele perioden i både fjorde og

kystvande og de åbne indre farvande (figur 5.2). Iltforholdene har endnu ikke responderet fuldt ud på reduktionen i tilførslen af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne, hvilket formodentlig skyldes en kombination af intern tilførsel af næringsstoffer fra havbunden, strukturelle forandringer i økosystemet (såsom ændrede fysisk-kemiske-biologiske forhold), øget lagdeling, højere temperatur 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. Dog har der været en tendens til en forbedring af iltkoncentrationen i fjorde og kystvande de seneste år, og i 2018 var der en markant øget iltkoncentration i de åbne indre farvande (højeste siden 1997 og næsthøjeste siden 1980).

De forbedrede forhold i 2018 hænger nok i en vis udstrækning sammen med, at iltsvindet i 2017, sammenlignet med de tre forudgående år, ophørte forholdsvis tidligt, hvilket har givet en længere periode til iltning af havbunden og dermed øget systemets bufferkapacitet mod iltsvind i 2018. Desuden var 2018 kendetegnet ved, at selv om vindstyrken for året som helhed var forholdsvis svag, så var vinden svarende til niveauet de seneste 10 år i den for iltsvind vigtige periode juni-oktober (kapitel 2, figur 2.1F).

I overvågningsperioden har iltkoncentrationen i fjorde og kystvande varieret inden for et forholdsvis snævert interval, mens der har været forholdsvis store udsving i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande. Den tidlige udvikling indikerer, at der er indlejret nogle svingninger i iltindholdet i begge farvandstyper med lavpunkter i iltkoncentrationen omkring 1989-90, 2002-03 og 2014-16. Disse svingninger er formodentlig relateret til variationer i klimatiske forhold og vandstrømme, hvilket dog ikke er undersøgt nærmere.



Figur 5.2. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet (nederste 2,5 m) i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande for juli-november i perioder med lagdeling på stationer med vanddybder på mindst 5 m (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Bemærk at data for åbne indre farvande omfatter en længere årrække end for fjorde og kystvande.

Iltindhold i bundvandet i regionale områder

Langtidsudviklingen

Der er store regionale forskelle i udviklingen i iltkoncentrationen. Langtidsudviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i den typiske iltsvindperiode (juli-november) viser 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 60 % af områderne var ændringen statistisk signifikant, og i disse områder var iltforholdene forringet med 0,014-0,051 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹ undtagen i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet, hvor iltforholdene var forbedret med 0,046 mg O₂ l⁻¹ 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 1-1,5 °C de sidste 30-40 år (*kapitel 2*), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og øger iltforbruget, og samtidig er hyppigheden af lagdeling af vandsøjlen 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. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lysere grå = stigning, mørkere grå = fald).

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)
Vestjyske fjord- og kyststationer	27	4	1989-2018	0,2129	0,015
Limfjorden	39	9	1980-2018	0,0799	-0,021
Østjyske fjorde	46	11	1972-2018	0,4852	-0,004
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	41	3	1977-2018	0,0180	-0,021
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	33	12	1985-2018	0,0015	0,046
Kattegat	53	18	1966-2018	0,2343	-0,006
Nordlige Bælthav og Storebælt	47	9	1970-2018	0,0407	-0,018
Lillebælt og Femern Bælt	53	6	1965-2018	0,0012	-0,030
Øresund	52	4	1967-2018	0,0425	-0,014
Østersøen	51	9	1966-2018	<0,0001	-0,051

Tiårstrenden (2009-2018)

For at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne fokuseres her på udviklingen de senere år. I perioden 2009-2018 er sket en positiv ændring af iltforholdene i bundvandet i knap halvdelen af farvandsområderne sammenlignet med langtidstrenden (*tabel 5.2*). Denne tendens til en forbedring i disse områder er sket på trods af de relativt dårlige iltforhold i 2014-2017. De øvrige områder er de kendte 'problemområder' i form af sårbare fjorde og kystvande samt bælteerne. Der er således en 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 næringsstoffebegrænsning er størst (*kapitel 3*).

Tabel 5.2. Lineære 10-års trendanalyser (2009-2018) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Evt. statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med gråtone (lysere grå = stigning, mørkere grå = fald). Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (*tabel 5.1*) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓ (forringet).

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling (mg l ⁻¹ år ⁻¹)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,8474	0,005	↓
Limfjorden	8	0,9249	0,010	↑
Østjyske fjorde	9	0,0874	-0,066	↓
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,1233	-0,105	↓
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	11	0,2493	0,138	↑
Kattegat	18	0,5520	0,019	↑
Nordlige Bælthav og Storebælt	7	0,2371	-0,106	↓
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,1593	-0,143	↓
Øresund	4	0,7342	-0,022	↓
Østersøen	8	0,7126	0,010	↑

Udviklingen i arealudbredelsen af iltsvind

Der har været meget store udsving mellem årene i det areal af havbunden, som er blevet berørt af iltsvind (*figur 5.3*). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002 og opstod som følge af en uheldig kombination

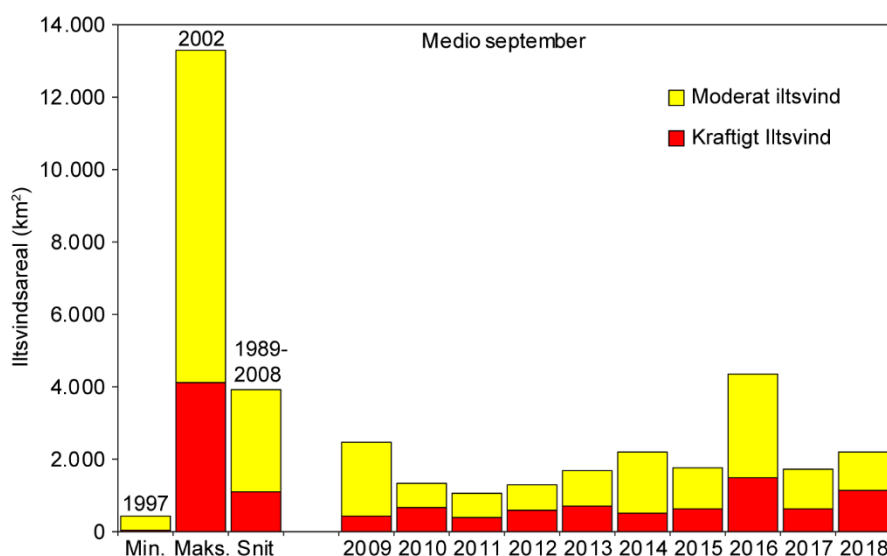
af en stor tilførsel af næringsstoffer, forholdsvis lidt vind og relativt høj bundvandstemperatur. Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer og lave temperaturer i bundvandet.

I 2018 var udbredelsen af iltsvind medio september lidt større end i 2017, markant mindre end i 2016, på niveau med 2014 (hidtil varmeste år) og markant større end i 2010-2012, hvor iltsvindets udbredelse var begrænset. Med baggrund i det solrige og varme vejr helt fra midt i april til ca. midt i august kan det virke lidt overraskende, at iltsvindets udbredelse midt i september 2018 ikke var større sammenlignet med 2017, hvor sommeren var kølig. Forklaringen er formodentlig bl.a., at iltsvindet forsvandt forholdsvis tidligt i 2017, hvorfor havbunden havde længere tid til at geniltes, hvorfor iltsvindet ikke startede specielt tidligt i 2018. Det modsatte var tilfældet i 2017, da iltsvindet i 2016 sluttede meget sent i en del områder. Desuden blæste det en del midt i september 2017, mens blæsten først kom sidst på måneden i 2018 og dermed efter arealopgørelse af iltsvindets arealudbredelse midt i september (Hansen J.W. (red) 2019). Vejret (vind, indstråling, afstrømning og lufttemperatur) i sommeren 2018 mindede en del om forholdene i 2014, som også var kendetegnet ved især høje sommertemperaturer (kapitel 2, Hansen m.fl. 2014, Hansen & Rytter 2018C). Dog var bundvandstemperaturen fra midt i maj til midt i september noget højere i 2018 end i 2014, mens der i 2014 var længere sammenhængende perioder med svag vind end i 2018.

I 2018 var ca. halvdelen af iltsvindsarealet påvirket af kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$), hvilket er markant højere end de forudgående fire år, men kun lidt over niveauet i årene 2010-2013 med relativt gode iltforhold. Dette indikerer, at iltsvindet medio september 2018 især forekom i de mest sårbare områder (figur 5.1), mens de mere robuste områder ikke var berørt af iltsvind i særlig stor udstrækning. Denne fortolkning af status medio september skal dog ses på baggrund af, at iltsvindssituationen i slutningen af juli og starten af august var meget alvorlig i en del områder, men at stormen 10. august forbedrede iltforholdene markant især i de lavvandede områder.

Den større udbredelse af iltsvind i perioden 2013-2018 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 udviklingen af iltsvind.

Figur 5.3. Udviklingen i arealet af moderat iltsvind ($2-4 \text{ mg l}^{-1}$) og kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) medio september i de indre danske farvande for perioden 2009-2018 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2018 og gennemsnittet for perioden 1989-2008. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2 .



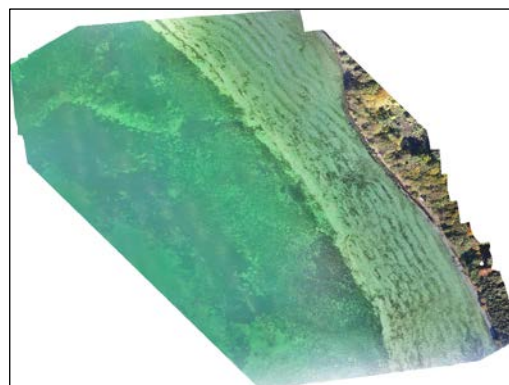
Sammenfatning

- Iltsvindet udviklede sig markant i 2018 i en række områder, ligesom det var tilfældet i 2014-2017. Iltsvindet aftog væsentligt sidst i september og sluttede i november, hvilket er normalt.
- De tidligste iltsvind opstod i den indre del af Mariager Fjord (slutningen af maj), Limfjorden (starten af juni), det sydlige Lillebælt (midt i juni) samt Flensborg Fjord og Det Sydfynske Øhav (begge starten af juli).
- Iltsvindet i 2018 var meget intenst i slutningen af juli og starten af august, men stormen 10. august forbedrede forholdene markant i en del lavvandede områder.
- Det totale iltsvindsareal medio september var i 2018 lidt større end i 2017, markant mindre end i 2016 og på niveau med udbredelsen i 2014, hvor sommeren også var meget varm. Halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, de dybere områder af det nordlige Bælthav, Lillebælt, Det Sydfynske Øhav samt de sydøstjyske fjorde. I juli, august og september var der iltfrit i bundvandet i en del områder, og der blev frigivet giftig svovlbrinte fra havbunden i nogle af disse områder.
- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har siden 1980'erne varieret inden for et forholdsvis snævert interval. Iltindholdet i 2018 var forøget i forhold til niveauet de seneste fire år og på et niveau lidt over gennemsnittet for perioden siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har varieret en del, men overordnet været faldende siden midten af 1960'erne. Iltkoncentrationen i 2018 var markant højere end i 2017 og på det højeste niveau siden 1997 og næsthøjeste niveau siden 1980.
- I flere regionale farvandsområder har der i perioden 2009-2018 været en tendens til en forbedring af iltforholdene i bundvandet, dog hovedsageligt i de mere åbne vandområder. De områder, som har haft en negativ udvikling de forudgående 10 år, er de kendte 'problemområder' i form af fjorde og kystvande samt bælteerne.
- Arealudbredelsen af iltsvind medio september var kun lidt større i 2018 end i 2017 til trods for, at sommeren var varm i 2018 men kølig i 2017. Det skyldes formodentlig bl.a., at iltsvindet i 2017 startede tidligere end i 2018 i en del områder.

6 Bundplanter - ålegræs og makroalger

Dorte Krause-Jensen, Annette Bruhn, Karsten Dahl, & 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 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. Desværre er ålegræs og verdens øvrige havgræsser stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove. Skove af flerårige tangplanter viser ikke en generel global udviklingstendens, selvom der er eksempler på tilbagegang flere steder.



Ålegræseng ved Rødsand fotograferet fra en drone i 100 meters højde; efterfølgende er serien af fotos sammensat som en billedmosaik.

Foto: Michael Bo Rasmussen.

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. Desværre er ålegræs og verdens øvrige havgræsser stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove. Skove af flerårige tangplanter viser ikke en generel global udviklingstendens, selvom der er eksempler på tilbagegang flere steder.

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 énarige makroalger og dermed bedre lysforhold for de flerårige bundplanter, især i de mere påvirkede kystområder (Sand-Jensen & Borum 1991). Endelig fører en reduktion i tilførslen af 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 ud-

bredelse lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og nedgræsning af bundplanter er bl.a. observeret i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere, hummere og fisk (Little & Kitching 1996; Tegner & Dayton 2000). Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed højere 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 graveaktivitet og skrab efter muslinger eller fisk på lavt vand skade ålegræsenge (Erftemeijer & Lewis 2006).

I dette kapitel analyseres udviklingen i ålegræssets forekomst i kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden gennem perioden 1989-2018. 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 for perioden 1990-2018. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af løstdrivende makroalger. Kapitlet slutter med en gennemgang af udviklingen i makroalgers dækning 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 og analyser grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', så udviklingen inden for de forskellige farvandstyper fremgår.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2018. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Bruhn m.fl. 2017). De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved et metodeskifte i 2001 blev metoden ændret 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. Tidligere blev ålegræssets hovedudbredelse i nogle tilfælde beregnet ud fra dækningsgrader, hvilket var behæftet med usikkerhed, specielt for data fra før 2001. Hovedudbredelser i denne rapport omfatter udelukkende observerede hovedudbredelser. Metoden for fastlæggelse af ålegræssets dybdegrænse er også blevet forbedret, så den siden 2001 bygger på 7-10 observationer pr. transekt fremfor

kun én observation pr. transekt. Efter overførsel af data til et nyt databasesystem er data for ålegræs blevet gennemgået og opdateret i foråret 2019.

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*. For hver farvandstype er beregnet årsmidler for både dybdegrænser og dækningsgrader. Disse analyser inkluderer samtlige data om dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse, ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækning fra databasen, eksklusiv 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. Ålegræssets dækningsgrad (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 tager dermed højde for, at der er variationer i dataindsamlingen mellem områder og år. Derfor er de marginale middelværdier ikke påvirket af, at der ikke er fuldstændigt sammenfald mellem prøvetagningsstationer gennem hele overvågningsperioden.

Den tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2018) og for de seneste ti år (2009-2018) (JMP 13.0, 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 1989-2018. 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', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 2*. 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. blev den artsspecifikke dækningsgrad tidligere 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 for indikatoren 'makroalgerne 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. Tidligere rapporter har omfattet makroalgerne 'totale dækningsgrad', dvs. den samlede dækning set ovenfra (0-100 %), som en supplerende indikator, men da den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer, er der i denne rapport udelukkende fokuseret på den. Dog er makroalgerne totale dækningsgrad inkluderet i analyser af udvalgte stenrev. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter er vurderet af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle delområder inden for hver farvandstype. Data for makroalgerne dækningsgrad for samtlige år gennemgår p.t. en 'datavask', hvor en ekstra faglig kvalitetssikring opsporer og retter eventuelle uoverensstemmelser i data i forbindelse med overførsel af data til et nyt databasesystem. Det forventes ikke, at datavasken vil resultere i større ændringer i datagrundlaget.

Modellering af dækningsgrader

Trendanalyserne bygger på 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.

Modelleringsdybden for den kumulerede dækning varierer mellem de forskellige farvandstyper. Det skyldes primært forskelle i sigtdybde og lystilgængelighed mellem områderne. Modelleringsdybderne er 3 m i Limfjorden, 5 m i inderfjorde, 10 m i yderfjorde og i kystvande og 15 m på stenrev. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, når blot der er tale om vanddybder, hvor vegetationen er lysbegrænset, men dækningsgraderne er ikke direkte sammenlignelige mellem områder med forskellig modelleringsdybde.

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for overvågningsperioden (1990-2018, dog 1994-2018 for stenrev), samt for de seneste ti år (2009-2018) (JMP 13.0, SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

Ålegræs

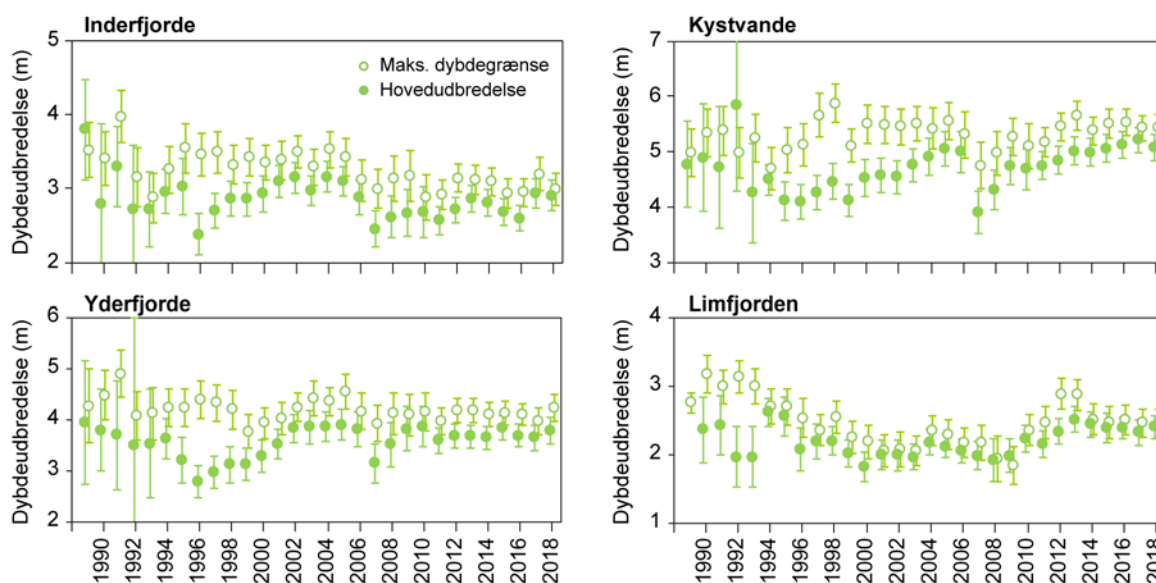
Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2018 var størst i kystvande (4,7-5,9 m), mindre i yderfjorde (3,8-4,9 m) og mindst i inderfjorde (2,9-4,0 m) og i Limfjorden (1,8-3,2 m) (*figur 6.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse, især efter metodeskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (3,9-5,8 m), mindre i yderfjorde (2,8-3,9 m) og mindst i inderfjorde (2,4-3,8 m) og i Limfjorden (1,8-2,6 m) (*figur 6.1*).

For den samlede overvågningsperiode 1989-2018 ses en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (15 %), yderfjorde (6 %) og Limfjorden (17 %). Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande har derimod ikke udviklet sig signifikant set over overvågningsperioden som helhed. I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant mindre i inderfjorde (11 %), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre farvandstyper. Som det fremgår af figur 6.1, er usikkerheden på bestemmelsen af ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden i takt med, at både definitionen af hovedudbredelsen og målemetoderne er blevet mere præcise.

Over de seneste 10 år (2009-2018) viser ålegræssets maksimale dybdegrænse ingen signifikant udvikling i nogen af farvandstyperne. Udviklingen var generelt positiv i kystvande og Limfjorden frem til 2013, men er siden afløst af en stagnation/reduktion. Specielt i Limfjorden er den maksimale dybdegrænse markant lavere i 2014-2018 sammenlignet med 2012-2013. Ålegræssets hovedudbredelse er blevet signifikant dybere gennem de seneste 10 år i kystvande (11 %) og i Limfjorden (15 %), selvom niveauet i Limfjorden er reduceret siden 2013, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling i inder- og yderfjorde. Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger af flere faktorer heraf ikke mindst af vandets klarhed, hvilket afspejles i den tidlige udvikling, som i store træk svarer til udviklingen i sigtdybden (kapitel 4).



Figur 6.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2018 for kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Det forekommer i enkelte tilfælde, at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Dette kan forekomme, fordi hovedudbredelsesdybden og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samholdende. Bemærk forskellige y-akser. Bilag 2 viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

Den samlede udvikling i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (Hansen (red.) 2012, kapitel 12), som ikke er analyseret i denne landsdækkende rapport.

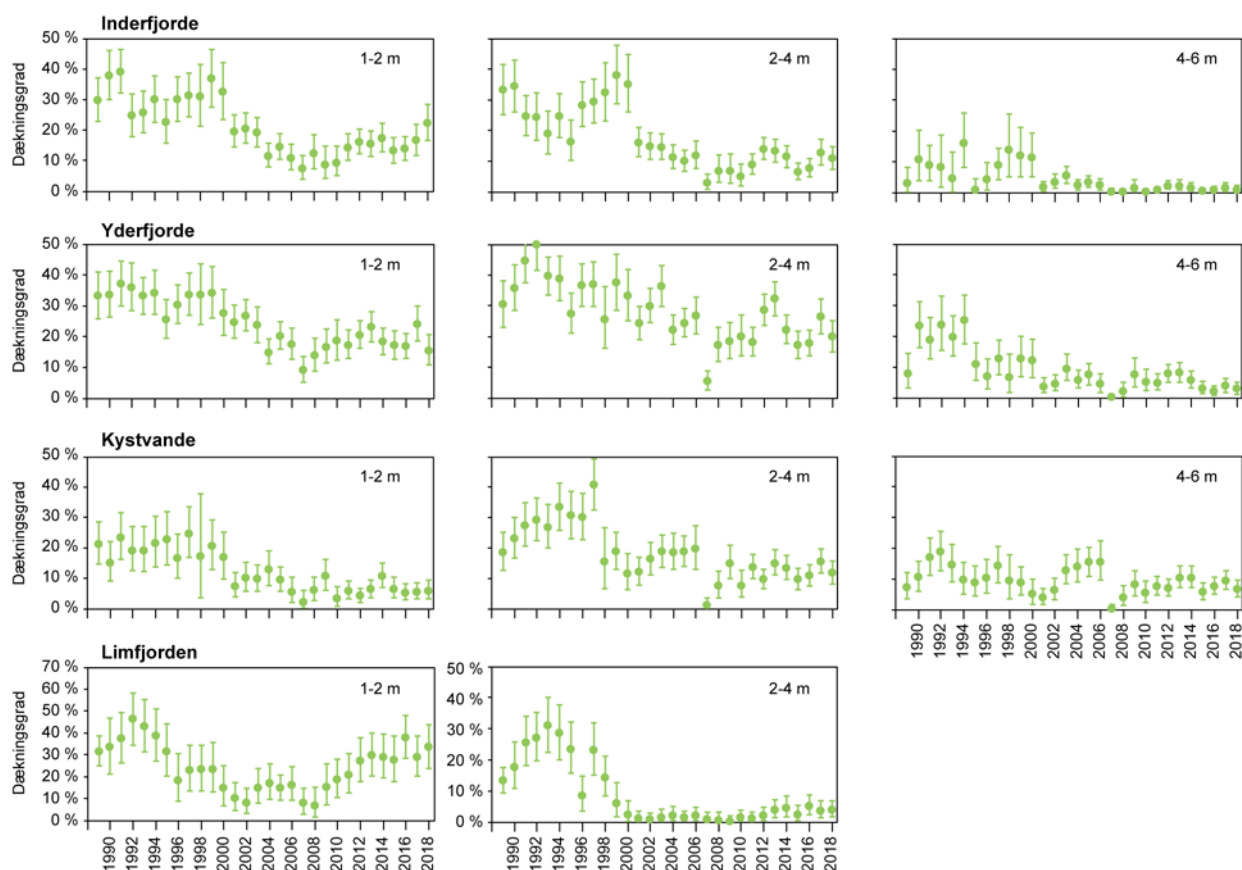
Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

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 næringsstofftilførslen.

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 farvandstyper. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 1-41 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-50 % i yderfjorde, 3-38 % i inderfjorde og 0-31 % i Limfjorden i perioden 1989-2018 (*figur 6.2*).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2018) er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter (*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. I de seneste 10 år (2009-2018) er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjorde, mens den er øget signifikant på 1-2 og 2-4 m i Limfjorden og på 1-2 m i inderfjorde.



Figur 6.2. Ålegræssets dækningsgrad i perioden 1989-2018 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 dybder (4-6 m). *Bilag 2* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

Diskussion af ålegræssets udvikling

Over den tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i alle fjordområder, men er uændret langs åbne kyster. Desuden er der gennem overvågningsperioden sket et fald i ålegræssets dækningsgrad. Det seneste årti har dog vist tegn på forbedringer i form

af en signifikant øget hovedudbredelsesdybde i kystvande og i Limfjorden, specielt styret af udviklingen frem til 2013 efterfulgt af en stagnation/reduktion, og lidt blandede tendenser for dækningsgraden. De seneste års stagnation i den positive udvikling i ålegræssets dybdegrænse er i tråd med de seneste års relativt lave sigtddybder (*kapitel 4*). De særdeles kraftige iltsvind i Limfjorden i 2014, 2016 og til dels i 2018 kan også have bidraget til den seneste reduktion i dybdeudbredelsen (*Hansen (red.) 2015; Hansen (red.) 2018*). Derimod er der ikke tendens til sammenfald mellem høje vandtemperaturer i 2014 og 2018 og det generelle niveau for den maksimale dybdegrænse og dækningsgrad; det viser en analyse af dybdegrænsen i hvert af disse år sammenlignet med de tre foregående år (upubliceret analyse ved Jacob Carstensen og Dorte Krause-Jensen).

De spæde tegn på forbedringer fra 2008 til 2013 kunne med en vis forsigtighed tolkes som en forsinket respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden starten af 90'erne (*Riemann m.fl. 2016*). Forbedringerne indikererede en begyndende forskydning i primærproduktion fra planteplankton i vandsøjlen til bundplanter (*Krause-Jensen m.fl. 2012*), altså tegn på en tilbagevenden til et mindre næringsbelastet havmiljø efter tre årtiers indsats for at reducere udledningen af næringsstoffer (*Riemann m.fl. 2016*). Vandet er blevet mere uklart siden 2013, bl.a. som følge af mere klorofyl, hvilket har forringet forholdene for ålegræs. Udviklingen siden 2013 viser, at systemet fortsat er meget sårbart, og at der er behov for et mere robust havmiljø for at opnå en stabil fremgang for ålegræs.

Internationalt er der også nylige eksempler på positive udviklingstendenser for havgræsser efter en målrettet forvaltningsindsats, fx i USA (*McCrackin m.fl. 2017, Sherwood m.fl. 2017, Lefcheck m.fl. 2018*). For europæiske havgræsenge viser en ny analyse ligeledes en markant positiv udvikling siden år 2000 sammenfaldende med et øget forvaltningsfokus på at opnå god økologisk tilstand (*de los Santos m.fl. 2019*).

En lang responstid på forbedret tilstand for bundplanterne og for økosystemer generelt er et velkendt fænomen, som bl.a. hænger sammen med, at strukturskift eller ændrede miljøforhold i øvrigt forsinker eller forhindrer en tilbagevenden til situationen fra før, eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009*). Sådanne feedback mekanismer kan fx bidrage til at fastholde havgræsøkosystemer i en ugunstig tilstand (*Maxwell m.fl. 2017*). Når ålegræsenge 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*). Desuden er rekolonisering af ålegræs generelt en langsommelig proces med tidshorisonter på op til årtier (*Olesen & Sand-Jensen 1994*). Global opvarmning kan også påvirke ålegræs i negativ retning, specielt nær plantens sydlige udbredelsesgrænse (*Hammer m.fl. 2018*) bl.a. ved at stimulere respiration mere end fotosyntese og dermed øge ålegræssets lyskrav (*Stæhr & Borum 2011*). Ud over en direkte effekt på ålegræsset, øger højere temperaturer også risikoen for iltsvind, 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*).

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 kumulerede dækning, som er summen af de enkelte arters dækning. For udvalgte stenrev i Kattegat er også den totale dækning opgjort (den samlede dækning set ovenfra) (nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*).

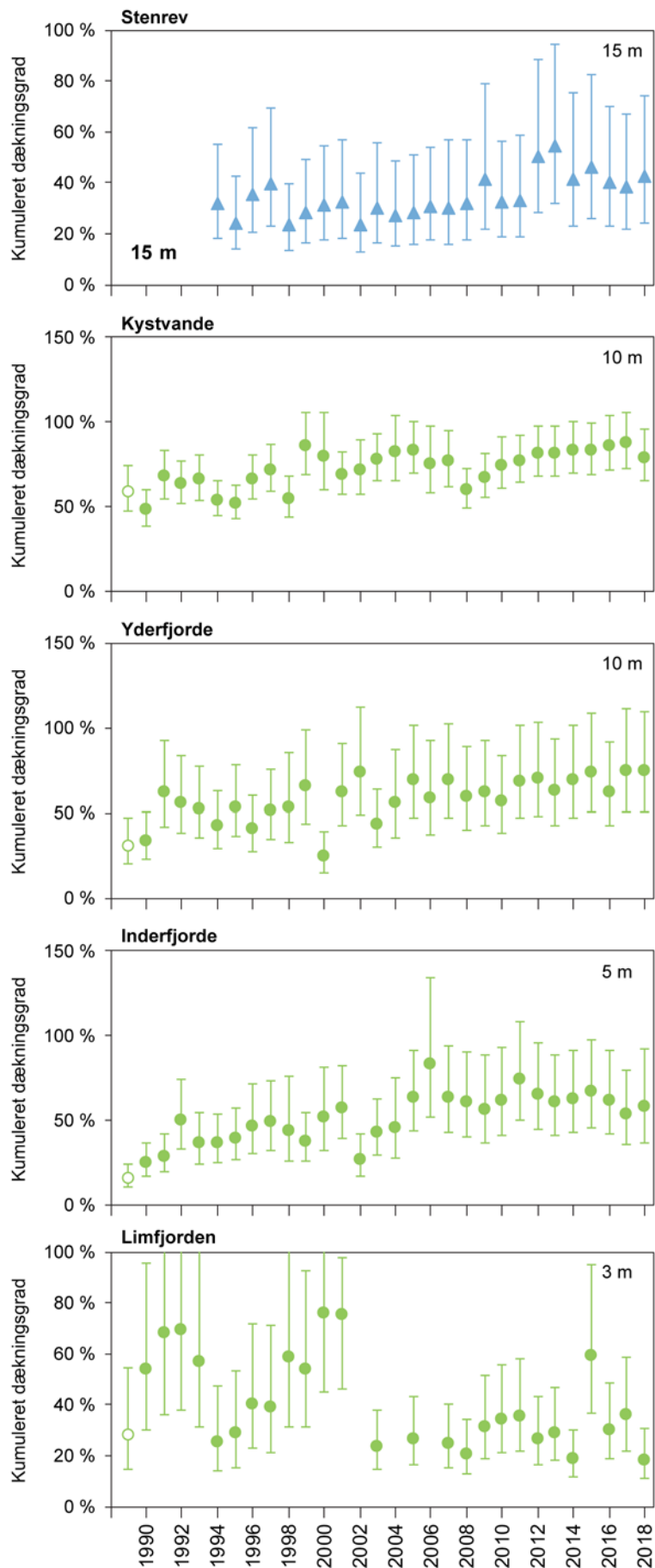
I kystvande med ringe sigtddybde aftager algedækningen hurtigt mod dybere vand, mens man på stenrev i åbne farvande med bedre lysforhold kan observere flerlaget vegetation ned til 10-12 m's dybde. Med stigende dybde aftager den oprette algevegetations dækning på stenene, men på større dybder kan man fortsat finde skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af indstrålingen ved overfladen (*Dahl & Carstensen 2008*).

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

Makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder var størst i kystvande (48-87 %, 10 m) og lidt lavere på samme dybde i yderfjorde (24-75 %, 10 m). I inderfjorde var den kumulerede dækning 25-84 % (5 m) og i Limfjorden lidt lavere (18-76 %, 3 m) på trods af den lavere modelleringsdybde i Limfjorden (*figur 6.3*). På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, lå den kumulerede dækning på 23-55 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2018) er der sket en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækning i inderfjorde, yderfjorde, kystvande og på stenrev, mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden. Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden kendes ikke. De overordnede udviklingstendenser 1990-2018 viser, at det kumulerede makroalgedække er øget med 43 % i kystvande, 58 % i yderfjorde, 96 % i inderfjorde og 64 % på stenrev, mens det er reduceret med 54 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år (2009-2018) har der været en svag, men signifikant, fremgang i den kumulerede dækning i kystvande (19 %) og yderfjorde (20 %), mens udviklingen i inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.

Figur 6.3. Makroalgenes kumulerede dækningsgrad i perioden 1989-2018 for stenrev i åbne farvande og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middel \pm 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 og for stenrev også fra 1990-1993 er udeladt af trendanalyserne (åbne symboler) – nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*. Bemærk at modelleringsdybden og skalaen på y-aksen varierer mellem farvandstyperne (se metodeafsnittet). *Bilag 2* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. åbne farvande (stenrev), kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.



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

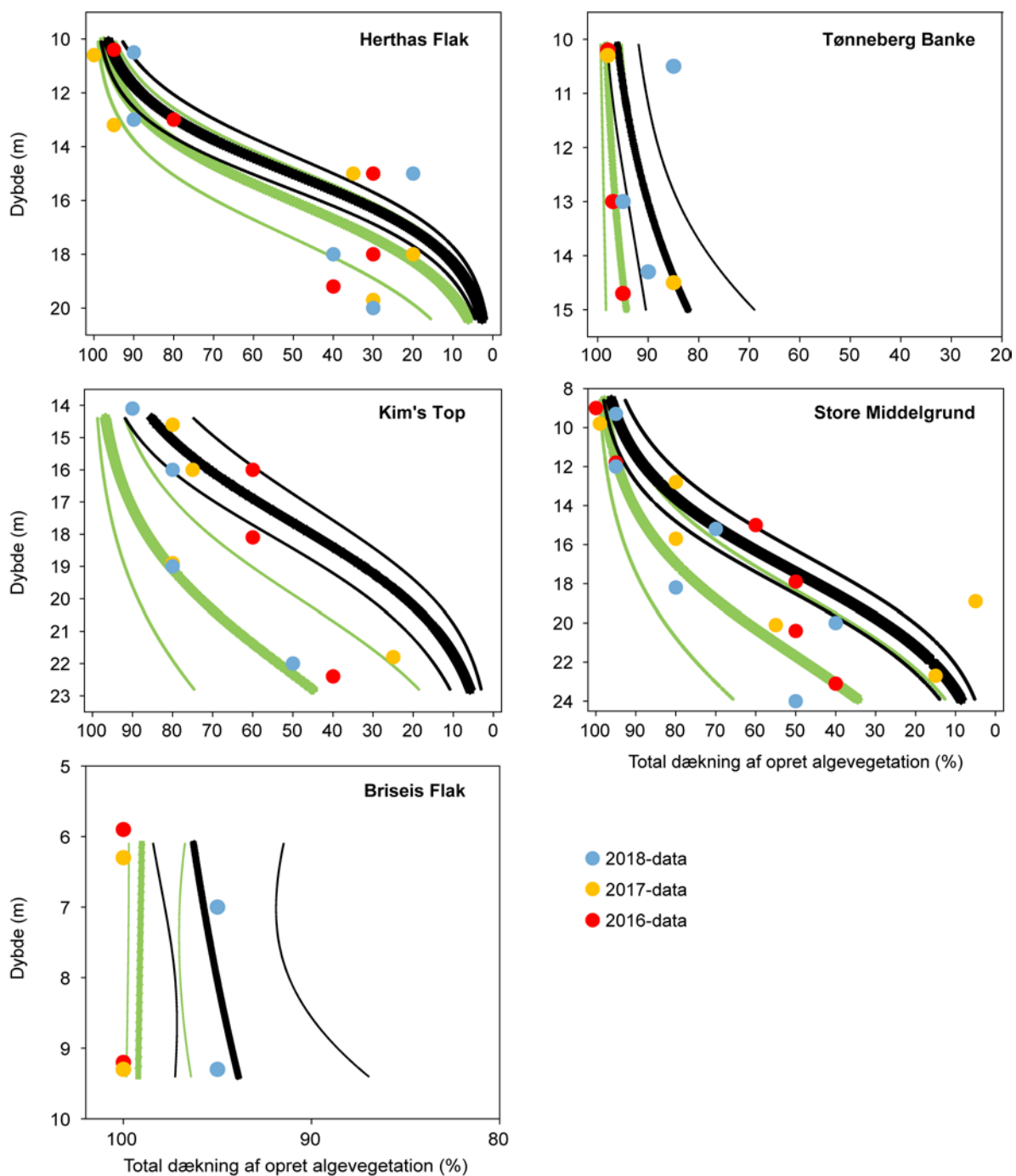
Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algernes totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (Dahl & Carstensen 2008). Modelbeskrivelserne af de to makroalgeindikatorer 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 algernes 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 desuden mulighed for at beregne algedække i relation til kvælstoftilførsel og lysindstråling for de enkelte stenrev. Algernes dybdeudbredelse kan således modelleres 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 scenarie repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af kvælstof til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006 (se nærmere beskrivelse i figurtekst). Det andet scenarie repræsenterer en tilstand med stærkt reduceret kvælstoftilførsel i forårshalvåret (Dahl & Carstensen 2008). De modellerede scenarier viser, at en reduktion af kvælstoftilførslen har en gunstig effekt på den totale dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øger algernes dybdeudbredelse.

Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var generelt høje, og algernes dækningsgrad var god i perioden 2014-2018, men ikke helt på niveau med dækningsgraden i 2013 (figur 6.4, Hansen m.fl. 2016). I flere tilfælde var dækningsgraden på niveau med de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignede forhold. Det indikerer bedre lysforhold på de pågældende rev, end sigtddybden for de åbne farvande generelt tyder på.

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 makroalgerne og epifaunens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen været under bedring. I 2017 blev der igen observeret en markant tilbagegang i den oprette vegetation på 18 m's dybde, uden at der blev observeret græssende søpindsvin af betydning, men dækningsgraden var forbedret markant på denne dybde i 2018.



Figur 6.4. Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2016-2018 (farvede prikker). Desuden er vist modellerede dækninger (uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret) for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. Det første scenarie (sorte linjer) angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser ved en tilførsel på 48.000 tons total kvælstof (TN) i forårshalvåret svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel i forårshalvåret for perioden 1994-2006. Det andet scenarie (grønne linjer) med tilhørende 95 % konfidensgrænser 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 samt i kystvande siden 1990 er højst sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet (Riemann *m.fl.* 2016; Dahl & Carstensen 2008), da dækningsgraden udviser en generel positiv respons på faldende kvælstofkoncentrationer (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 & 4). Det stimulerer makroalgernes vækst og mulighed for at etablere sig på større dybder. Samtidig har reduktionen i næringsstofkoncentrationer i løbet af overvågningsperioden 1989-2018 formentlig begrænset mængden af enårige 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 end enårige makroalger 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; Bartsch *m.fl.* 2008). Disse arter har derfor en konkurrencefordel af de faldende næringsstofkoncentrationer sammenlignet med de mere næringsstofkrævende enårige alger.

Sammenfatning

- I perioden 1989-2018 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens den har været uændret i kystvande. I samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ind på lavere vand i inderfjorde, mens den har været uændret i de andre farvandstyper.
- Gennem det seneste årti er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse uændret. Hovedudbredelsen er rykket ud på dybere vand i kystvande og i Limfjorden, specielt styret af en fremgang mellem 2009 og 2013. I inder- og yderfjorde har dybdeudbredelsen været uændret.
- For perioden 1989-2018 er der generelt tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Siden 2009 er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjordene, mens den er øget på 1-2 og 2-4 m i Limfjorden og på 1-2 m i inderfjorde.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2018) er makroalgernes kumulerede dækningsgrad øget på stenrev, i inderfjorde, yderfjorde og kystvande, mens den er faldet i Limfjorden.
- I de seneste 10 år er makroalgernes kumulerede dækning øget i yderfjorde og kystvande, mens udviklingen er stagneret i de andre farvandstyper.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var stort set på niveau med dækningen i 2014-2017, men ikke helt på højde med dækningen i 2013.

7 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen

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 til en stor del af havets samlede biodiversitet. Desuden omsætter bundfaunaen en stor del af det organiske stof, der produceres i havet.



Sigtning af haps-prøve fra Ålborg Bugt.
Foto: Berit Langkilde Møller.

Traditionelt deler man bundfaunaen op i blødbundsfauna og hårbundsfauna. Blødbundsfaunaen, som rapporteres i dette kapitel, lever i og på havbunden, mens hårbundsfaunaen er knyttet til faste substrater såsom sten. Sammensætningen af arter i bundfaunasamfundet varierer meget fra sted til sted. Den totale artsrigdom afhænger især af vandets saltholdighed, og det kommer til udtryk som en gradient med faldende artsrigdom fra Nordsøen/Kattegat ind gennem de indre danske farvande til Østersøen. Artssammensætningen afhænger også af forhold som fx sedimentets struktur og sammensætning, redoxforholdene i bunden, størrelsen af planteproduktionen, vandets iltindhold og 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. 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.

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 friske 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 at der 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 da 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 og forstyrrelser over en længere periode.

Påvirkninger fra det omgivende miljø vil ofte komme til udtryk som signifikante ændringer i samfundets sammensætning. Herudover vil sådanne forstyrrelser, hvad enten de skyldes forurening med organisk materiale, tungmetaller, iltvind 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*). En specifik forstyrrelse kan resultere i langtidsændringer i faunasamfundet, hvor særligt tolerante arter bliver mere dominerende. Korttidsændringer, hvor en type af påvirkning varierer fra år til år, kommer tydeligst til udtryk i artsdiversiteten. Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indekserer 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. Indekset beskriver således den overordnede miljøkvalitet i et område ud fra bundfaunasamfundets sammensætning.

I Danmark er der udviklet et indeks, DKI, der vurderer miljøkvaliteten ud fra artsdiversitet, som udtrykkes med Shannon-diversiteten og ud fra sammensætningen af følsomme og tolerante arter. De to mål vægtes ligeligt i beregningen (*Josefson m.fl. 2009*). I de fleste andre europæiske lande er der på tilsvarende vis udviklet indeks, der anvender både artsdiversitet og artssammensætningen til at beskrive miljøtilstand (*Hering 2010; Borja m.fl. 2015*). 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 beskriver de seneste versioner af DKI (DKI v.2 og DKI v.3) miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi. Da der er store saltgradienter i de danske farvande, som påvirker bundfaunasamfundets diversitet og sammensætning, er referenceværdien fastsat i forhold til vandets saltholdighed. Referenceværdien angiver dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

Metoder og datagrundlag

I 2018 blev der taget bundfaunaoprøver i 80 forskellige områder i de danske farvande med i alt 1.945 prøver på 1.233 forskellige prøvetagningssteder. Prøvetagningslokaliteternes geografiske placering kan ses på *figur 1.3* i rapportens indledning. Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 64.960 individer fordelt på mindst 417 forskellige arter eller artsgrupper og ca. 13.400 registreringer af artsspecifik tæthed i prøverne. 37 ud af de 80 prøvetagningsområder ligger i vandområder defineret iht. vandrammedirektivet. Den øvrige prøvetagning kommer fra de åbne områder i den vestlige Østersø, Bælthavet, Øresund, Kattekat, Skagerrak og Nordsøen, hvor overvågningen primært sker i regi af havstrategidirektivet.

Denne rapportering er i lighed med tidligere år delt op i:

I) Beskrivelse af tilstanden i fjorde og kystvande, som primært dækker vandområdernes overvågning i relation til vandramme- og habitatdirektivet, og hvor prøvetagningen i de fleste tilfælde består af 42 stationer.

II) Tilstanden i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange tidsserier. Disse er blevet videreført under havstrategi-overvågningen, og her er der tillige udpeget syv beskyttede områder. Et af disse områder, der ligger i det centrale Kattegat mellem Anholt og Læsø (område D), blev undersøgt i 2018 (se *Pedersen & Deding 2017*).

III) Prøvetagning i Nordsøen og Skagerrak, som i 2018 bestod af ni stationsområder i Nordsøen og et område i Skagerrak, hvor alle er blevet undersøgt en gang tidligere i 2016.

Alle prøver er analyseret i henhold til de tekniske anvisninger for prøvetagning af marin blødbundsfauna (*Hansen & Josefson 2019*). Det vil sige, at alle individer > 1 mm er blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau (i de fleste tilfælde til artsniveau), og det endelige dataformat er artsspecifik tæthed og biomasse for hver prøve.

I rapporten anvendes DKI v3, hvor beregningerne af indekset, modsat tidligere versioner af DKI, foretages for hver enkelt prøve. Anvendelsen af forskellige metoder til beregning af DKI er beskrevet i *Hansen (2018)*.

Fjorde og kystvande

Prøvetagningen i de i alt 33 stationsnet, der er udlagt i vandområder, repræsenterer et bredt udsnit af primært lavvandede blødbundshabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (*tabel 7.1*), og de dækker en saltgradient gående fra ca. 7 i de områder, der ligger tættest på Østersøen og op til > 30 i de vandområder, der ligger langs den jyske vestkyst.

Prøvetagningsdybden varierede fra 0 m (Vadehavet) til ca. 29 m i Flensborg Fjord. De dybeste prøvetagningsområder har således vanddyder større end 12-18 m, hvor saltspringlaget typisk ligger i de indre danske farvande. Det betyder, at bunden er dækket af vand, der har sin oprindelse i Nordsøen eller Skagerrak, og det faunasamfund, man finder her, er tilpasset høj saltholdighed.

Biomasser og individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 2.250 individer pr. m^{-2} og varierede fra 171 individer pr. m^{-2} i Flensborg Fjord til 16.400 individer pr. m^{-2} i Nakskov Fjord. Disse meget høje tætheder skyldtes store forekomster af havbørsteormen *Pygospio elegans*. I prøvetagningsområdet ved Seden Strand i Odense Fjord var der en tæthed på omkring 13.000 individer m^{-2} , og her var det to arter af dyndsnegle (*Hydrobia ulvae* og *Hydrobia ventrosa*) samt krebsdyret *Corophium insidiosum*, der var dominerende.

Biomassen af bunddyr varierede næsten tre størrelsesordener fra 2,3 g vådvægt m^{-2} i Det Sydfynske Øhav til ca. 2 kg vådvægt m^{-2} i Mariager Fjord, hvor der var høje biomasser af blåmuslinger (*Mytilus edulis*) i prøverne. Gennemsnittet for alle områder, hvor biomassen blev bestemt som vådvægt (tørvægtsbestemmelser udeladt), var 241 g vådvægt m^{-2} . Dette er den samme gennemsnitlige biomasse, som blev fundet på de (andre) vandområder, der blev undersøgt i 2017.

Tabel 7.1. Bundfaunastationsområder (lokalitet) i fjorde og kystvande indsamlet i 2018. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området, og spændet i prøvetagningsdybder er angivet i parentes. Prøveantal angiver, hvor mange haps-prøver, der er taget i området. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal arter i én haps-prøve (S_1) og som det samlede antal for alle 42 prøver i prøvetagningsområdet (S_{42}). Værdier i parentes angiver for S_1 , at værdien ikke umiddelbart kan sammenlignes med de fleste andre områder, da prøvearealet kun er 79 cm² (mod 143 cm² i de andre områder). For S_{42} angiver parentes, at det samlede antal prøver er mindre end 42 og ikke umiddelbart er sammenligneligt med de øvrige områder, S_{42} angiver i disse tilfælde det samlede antal arter for de undersøgte prøver. Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten (H'). Biomasse og individtæthed er angivet som henholdsvis vådvægt og antal individer pr. kvadratmeter. Manglende værdier for biomasse skyldes, at tørvægtsbestemmelser er udeladt.

Lokalitet	Dybde (m)	Prøve-antal	S_1 antal arter	S_{42} antal arter	Diversitet (H')	Biomasse VV (g m ⁻²)	Indv. antal (m ²)
Ebeltoft Vig	14 (12,1-16,8)	42	2,4	20	1,0	-	317
Flensborg Fjord	26,8 (25-29,4)	42	1,7	6	0,6	1,1	171
Frederiksværk Bredning	7,3 (4,7-50)	41	2,2	17	0,7	65	292
Grådyb tidevandsområde	0	78	(5,3)	(30)	1,5	235	6,329
Helnæs Bugt	9,7 (5,2-18)	42	4,0	43	1,3	50	1.888
Hevring Bugt	12 (9,7-14,8)	42	6,0	46	1,3	-	2.955
Horsens Fjord	4,7 (4,1-6,3)	42	2,8	22	1,1	-	341
Isefjord Yderbredning	9,8 (9-10,4)	42	1,9	15	0,6	258	304
Kalundborg Fjord	15,1 (13,1-16,5)	42	3,3	20	1,4	33	491
Kalø Vig	10 (8,9-12,8)	42	3,0	28	1,2	-	381
Karrebæksminde Bugt	12,5 (11,8-13,5)	42	4,8	22	0,9	24	4.267
Kattegat, centrale del	6,2 (4,4-7,6)	42	10,1	66	2,9	123	1.692
Langelandssund	13,8 (10,7-20,4)	42	3,5	30	1,2	26	685
Lillebælt Bredningen nord, omr. 96	14,8 (13,8-15,6)	42	13,1	67	3,1	1094	2.294
Lillebælt Bredningen nord, LBBR0017	16,6 (13,4-19)	42	1,2	18	0,3	120	228
Lillebælt øst	23,2 (22,6-23,9)	42	2,0	13	0,7	2,3	218
Lister Dyb tidevandsområde	0	13	(3,5)	(9)	0,4	84	5.218
Løgstør Bredning	7,3 (6,8-8,2)	42	3,5	40	1,2	155	420
Mariager Fjord	6,9 (4,2-10)	42	2,4	17	0,7	2011	1.269
Nakskov Fjord	1,3 (0,9-1,8)	42	17,9	43	2,8	239	16.435
Nissum Bredning	6,5 (5,9-6,9)	42	3,9	49	1,5	571	673
Nordlige Bælthav, Horsens	19,5 (18,8-22,6)	42	3,5	21	1,5	-	398
Nordsøen, åbne del	19,7 (18,8-20,3)	42	7,9	21	2,5	431	1.225
Odense Fjord	3,7 (0,2-8,7)	29	8,5	62	2,2	800	2.985
Randers	1	45	3,3	13	0,8	-	4.341
Ringkøbing Fjord	1,9 (0,5-4,2)	42	6,1	24	1,9	325	3.673
Roskilde Inderfjord	4,6 (4,4-4,8)	42	4,7	16	1,9	394	849
Seden Strand	1,2 (0,3-2,2)	42	10,1	32	2,0	134	12.985
Sejerøbugten	5,4 (4,3-6)	42	5,9	35	1,8	38	1.718
Storebælt vest	19,2 (13,4-29,7)	42	7,5	53	2,2	77	1.385
Sydfynske Øhav	13,6 (6,2-20,4)	42	1,9	16	0,5	2,3	592
Øresund nord	19,4 (17,2-24,1)	42	12,4	66	2,7	424	3.645
Aarhus Bugt	15,3 (14,8-16)	42	8,0	60	2,5	-	1.097
Gennemsnit	-	-	5,42	31,5	1,5	241	2.246

Biodiversitet

Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte haps-prøve (S_1) og som antallet af arter registreret for hele områder (S_{42}), viser store variationer (tabel 7.1). I beregningen af artsrigdommen er individer, der kun er bestemt til slægt eller familie, konsekvent medregnet som arter. Dette kan, især for S_{42} , give et overestimat på op til et par procent.

Det gennemsnitlige antal arter i en haps-prøve (S_1) var 5,42 for alle områder, men som det har været tilfældet de tidligere år, var der stor variation mellem områderne. Den laveste artsrigdom (S_1) blev fundet i Det Sydfynske Øhav, Isefjord Yderbredning, Frederiksværk Bredning, Ebeltoft Vig, Flensborg Fjord, Lillebælt øst og Mariager Fjord, hvor der gennemsnitligt kun blev fundet omkring to forskellige arter i hver haps-prøve (tabel 7.1), og hvor der forekom prøver helt uden dyr.

De højeste værdier for S_1 blev fundet i Nakskov Fjord (17,9), habitatområde nr. 96 i Lillebælt Bredningen (13,1) og i Øresund nord (12,4). I Lillebælt Bredning findes to stationsområder, som kun ligger få kilometer fra hinanden og har omtrent samme dybde: habitatområde 96 og LBBR0017. Det var særligt bemærkelsesværdigt, at de to områder var markant forskellige. I det ene område (habitatområde nr. 96) var der det næsthøjeste (13,1) antal arter pr. prøve, mens der i området ved siden af (LBBR0017) var den laveste artsrigdom med kun 1,2 arter pr. prøve. De øvrige faunaparametre, dvs. biomasse, individtæthed, diversitet og samlede område artsrigdom (S_{42}), understreger alle denne markante forskel mellem disse to naboområder. Dette er analyseret mere detaljeret senere i kapitlet.

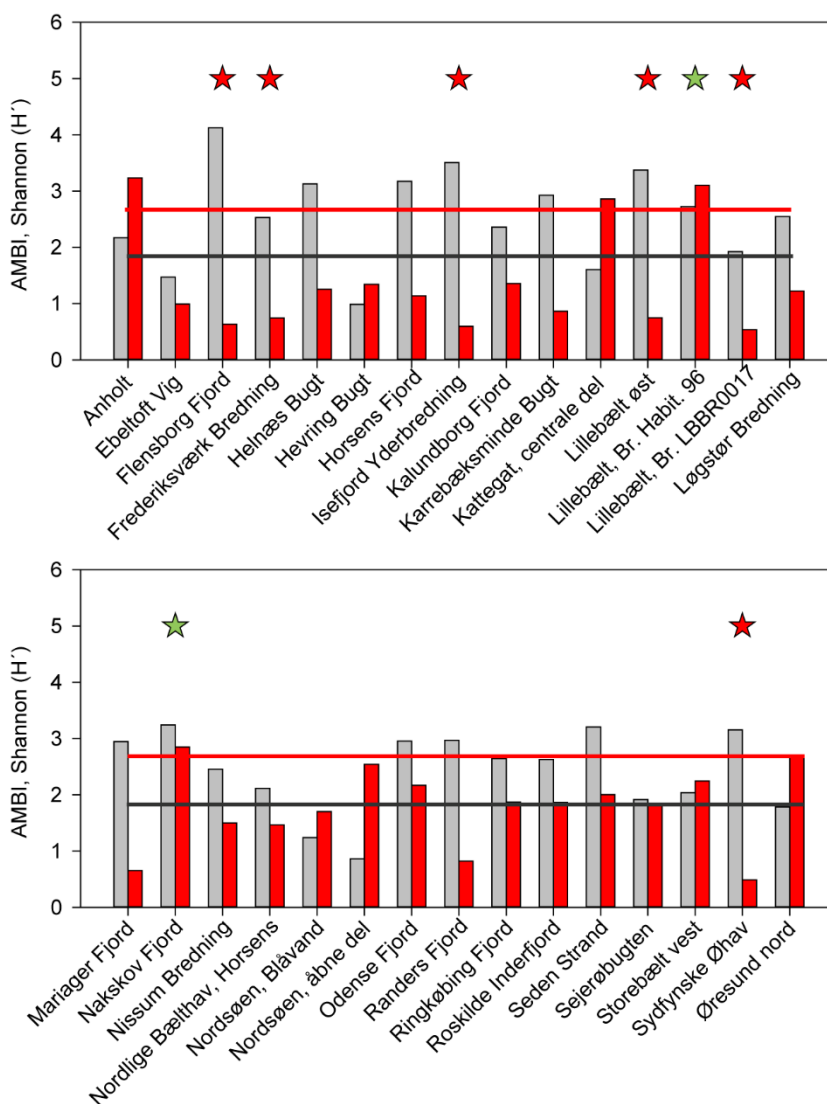
Den samlede artsrigdom i områderne (S_{42}), der relaterer sig til områdernes heterogenitet og placering i forhold til Nordsø-Østersø saltgradienten, viste ligeledes store forskelle fra område til område. De områder, der havde den laveste, samlede artsrigdom var Flensborg Fjord (6), Isefjord yderbredning (15), Det Sydfynske Øhav (16), Roskilde Inderfjord (16), Frederiksværk Bredning (17) og Mariager Fjord (17). De områder, der havde den højeste diversitet var, som det er set de tidligere år, områder, der støder op til Kattegat, eller har en stor vandudveksling med Kattegat, dvs. Øresund (66 arter) det centrale Kattegat (66), Storebælt (53) og Aarhus Bugt (60). Odense Fjord er et lukket område og havde 62 arter, hvilket dog skal ses i sammenhæng med, at prøvetagningsområdet er stort og fylder hele Odense Fjord (stor område-heterogenitet). Som S_1 viste S_{42} også høj artsrigdom i det ene område i Lillebælt Bredning (habitatområde nr. 96) med den næsthøjeste værdi (66 arter).

Shannon-diversiteten (H') viste nogenlunde samme fordeling som artsrigdommen (S_1) med de højeste værdier på lokaliteter langs åbne kyststrækninger samt i habitatområde nr. 96 og i Nakskov Fjord.

Følsomhedsindekset, AMBI, som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, viste værdier fra ca. 1 (Blåvand, Nordsøen) til ca. 4 (Flensborg Fjord) (figur 7.1). Lave værdier for AMBI indikerer gode miljøforhold, som tillader, at følsomme arter kan være i området. Høje værdier indikerer, at samfundet er domineret af arter, der er tolerante over for belastning med organisk materiale (eutrofe forhold). Kombination af høje værdier for AMBI og lave værdier for diversiteten tolkes ofte som et tegn på, at bundfaunaen er negativt påvirket af eutrofiering. I 6 områder (Flensborg Fjord, Frederiksværks Bredning, Isefjord Yderbredning, Lillebælt øst, LBBR0017, Sydfynske Øhav) var der således tegn på at

bundfaunaen var i en relativ dårlig tilstand. I to områder var forholdene særdeles gode: habitatområde nr. 96 og i Nakskov Fjord (figur 7.1).

Figur 7.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (røde søjler) og AMBI-indeksværdi (grå søjler) for haps-prøver for hver af de 30 fjorde og kystvande, hvor prøvetagningen er sket med hapsbunthenter (143 cm²). For sammenligning er tilsvarende gennemsnitlige værdier for Shannon-diversitet (rød linje, $H' = 2,67$) og AMBI (sort linje, AMBI = 1,84) for de åbne dele af de indre danske farvande i 2018 angivet. Bemærk at høje værdier for AMBI udtrykker forstyrrede (dårlige) forhold, mens høje værdier for Shannon-diversiteten udtrykker gode miljø-/økologiske forhold. Røde stjerner angiver fjorde og kystvande, hvor tilstanden er dårligere end forventet og grønne stjerner indikerer meget gode forhold.



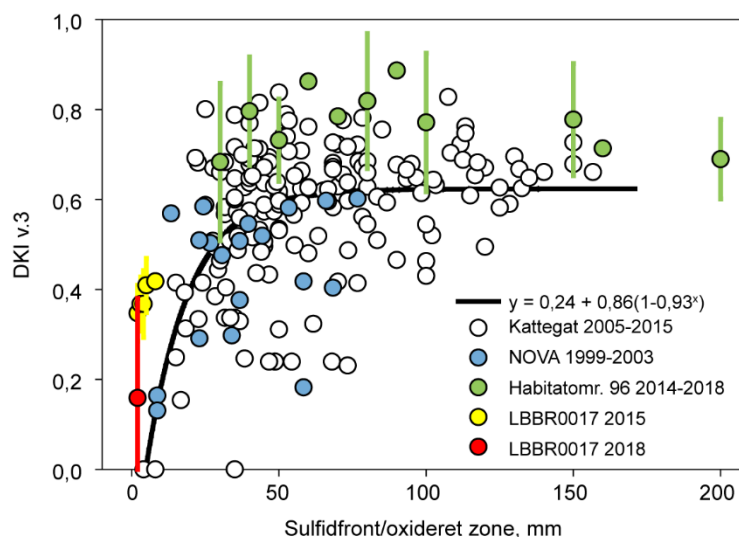
Udvikling i Lillebælt Bredning

I 2018-datasættet er det særligt bemærkelsesværdigt, at to prøvetagningsområder i Lillebæltets nordlige bredning (habitatområde nr. 96 og LBBR0017) har udviklet helt forskellige tilstande. Området LBBR0017 er samlet set i meget ringe tilstand, mens habitatområdet nr. 96 er i virkelig god tilstand.

Der er tidligere påvist en meget tæt korrelation mellem dybden af den sulfidfrie zone på den ene side, og bundfaunaens diversitet og bundfaunaens miljøkvalitet (DKI) på den anden side (Høgslund m.fl. 2019). Sammenhængen beskriver en mætningskurve således, at diversiteten stiger stejlt med tykkelsen af den sulfidfrie zone og flader derefter ud, når svovlbrintefronten er 3-4 cm nede i sedimentet.

Data fra Lillebælt Bredning underbygger denne sammenhæng. På begge stationer er der foretaget målinger af dybden af den oxiderede (iltede) zone af sedimentet i perioden 2011-2018. Herudover er eventuel lugt af svovlbrinte i sedimentet registreret. I habitatområde nr. 96 viste målinger fra 2014, at den iltede zone i gennemsnit var ca. 24 cm dyb, mens målinger fra 2018 viste, at zonen var reduceret til en gennemsnitlig dybde på ca. 6 cm. På station LBBR0017

viste tilsvarende målinger fra 2011 og 2015, at den iltede zone var meget tynd med en gennemsnitlig tykkelse på kun 0,3 cm begge år. DKI-beregninger for de to områder i Lillebælt Bredning er plottet på kurven fra Høgslund *m.fl.* (2019) og viser en tæt sammenhæng mellem DKI og tykkelsen af den iltede zone, der følger samme kurveforløb som DKI-svovlbrintefront-relationen (figur 7.2). Bundfaunaens miljøkvalitet i de to områder i Lillebælt Bredning er således nøje relateret til tykkelsen af den iltede zone i sedimentet. Alle prøver fra habitatområde nr. 96 har en iltet zone, der er så dyb, at der ikke forventes en negativ effekt på bundfaunaen, og det er afspejlet i de faktiske værdier for DKI, som er meget høje. Tilsvarende er den meget ringe tilstand af bundfaunaen i LBBR0017 forventelig grundet det meget tynde iltede lag.

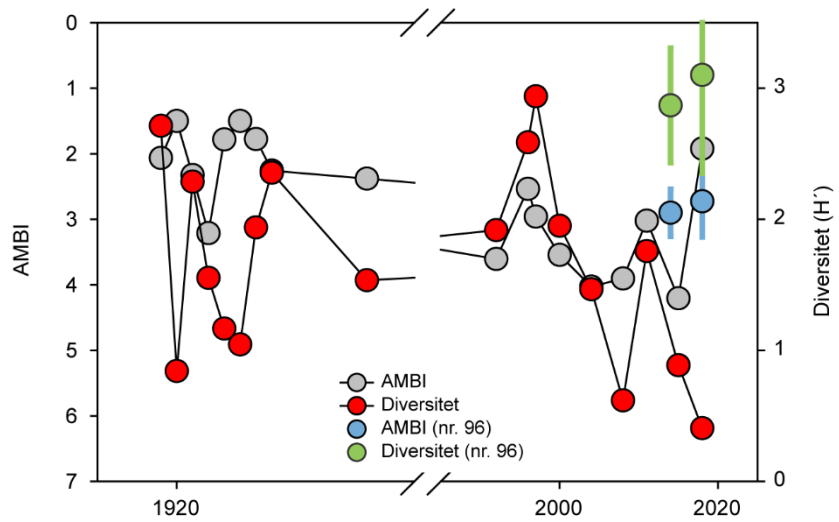


Figur 7.2. DKI versus dybden af den oxiderede zone i Lillebælt Bredning (2014-2018) og dybden af svovlbrintefronten (sulfid) fra sedimenter i de indre danske farvande og fjorde (1999-2003, 2005-2015). Hvide symboler repræsenterer observationer fra de åbne områder (2005-2015), blå symboler repræsenterer data fra fjorde og kystvande (1999-2003). Grønne symboler er data fra habitatområde nr. 96 (2014-2018), gule symboler data fra LBBR0017 (2015) og røde symboler fra LBBR0017 (2018). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse mellem delprøver på DKI-estimat. Sort kurve er non-lineært fittet til data fra åbne farvande og fra NOVA-programmet (reproduceret fra Høgslund *m.fl.* 2019).

Tidlig udvikling i Lillebælt Bredning

I området LBBR0017 blev der i perioden 1919-1932, foretaget prøvetagning med en Petersen grab på 0,1 m² (af den danske biologiske station), som svarer til en Van Veen grab. I perioden 1992 til 2018 blev Petersen grabben erstattet med en haps-bundhenter, og fra 2004 blev punktstationen omlagt til et stationsområde med 25-42 delprøver. De forskellige prøvetagningsmetoder gør, at beregninger af Shannon-diversitet og DKI for de to perioder ikke er helt sammenlignelige, da man vil forvente højere diversitet i en Petersen grab grundet det større prøvetagningsareal. Omvendt var der færre dyregrupper, der blev bestemt til artsniveau dengang, og det skulle give en lavere diversitet. AMBI antages at være mindre følsomt for metodeskiftet.

Figur 7.3. Tidslig udvikling af Shannon-diversiteten (røde symboler) og AMBI (grå symboler) på station LBBR0017 i en 100 års periode fra 1919 til 2018 samt tilsvarende data fra habitatområde nr. 96 i 2014 og 2018. Vertikale linjer angiver standardafvigelse. Data fra 1919 til 1932 er taget med Petersen grab og er uden replikering. Data fra 1992 til 2018 er replikeret enten som delprøver (10) eller som stationsnet (25-42). Bemærk at skala for AMBI er vendt.

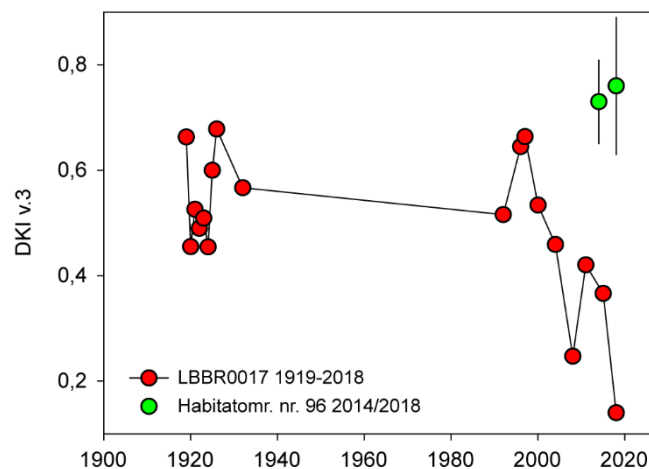


Ved prøvetagning af LBBR0017 i 2018 var diversiteten den hidtil laveste, der er målt på stationen de sidste 100 år i området (figur 7.3). I perioden fra 1997 til 2018 faldt diversiteten hvert år med undtagelse af 2011, hvor der skete en midlertidig stigning. Med forbehold for at der er færre år med prøvetagning på LBBR0017 end i de åbne farvande, så svarer udviklingen i biodiversitet fra 1996 til 2011 til den udvikling, der er set i Kattegat og Bælthavet i samme periode med et jævnt fald fra 1995 til 2008 og en stigning i perioden 2009-2011 (se næste afsnit). Modsat de åbne farvande så nåede diversiteten på LBBR0017 dog ikke efterfølgende (2013-2018) tilbage til det høje niveau fra midten af 1990'erne, men fortsatte derimod med at falde.

DKI viser samme tidslige udvikling som diversiteten (figur 7.4) med en top omkring 1996 efterfulgt af et fald frem til minimummet i 2018. De ni historiske datapunkter fra 1919 til 1932 viser alle et niveau for DKI på omkring 0,6, svarende til perioden 1992-2004.

Langtidsudvikling i habitatområde nr. 96 er ukendt. Der blev taget prøver i 2014 og data viser, som for 2018, høj diversitet og miljøkvalitet (figur 7.3 og 7.4).

Figur 7.4. Tidslig udvikling af DKI 1919-2018 på station LBBR0017 (røde symboler) og habitatområde nr. 96 (grønne symboler). Vertikale linjer angiver standardafvigelse. Data fra 1919 til 1932 er taget med Petersen grab og er uden replikering. Prøver fra 1992 til 2018 er replikeret enten som delprøver eller som stationsnet.



Åbne indre danske farvande

I de åbne dele af de indre danske farvande overvåges bundfaunaen i regi af havstrategidirektivet. I 2018 blev der taget prøver og indrapporteret data fra 22 punktstationer i de indre danske farvande (Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø) samt fra et stationsområde i den østlige del af det beskyttede 'område D', der ligger i det centrale Kattegat sydvest og syd for Fladen og dækker et område med meget forskelligartet bund på dybder fra ca. 20-100 m (tabel 7.2, se figur 1.3 for oversigt over placering af prøvetagningsstationer i 2018).

Biomasser og individtæthed

Den gennemsnitlige biomasse for alle stationer var ca. 388 (g vådvægt m⁻²). Som det dog oftest ses, var biomassen domineret af sporadiske fund af store molboøsters (*Arctica islandica*), og medianen var kun 156 g vådvægt m⁻².

Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 3.414 m⁻² (median 2.423 m⁻²) og spændte fra mere end 18.000 individer m⁻² i Ålborg Bugt (st. 409) til omkring 700 individer m⁻² i Femern Bælt (st. 952) og i Arkona (st. 444). Den meget høje tæthed på station 409 skyldtes hovedsageligt hestekoormen, *Phoronis sp.* På en anden station (P46), hvor individtætheden ligeledes var høj (> 8.000 m⁻²), var det især den lille musling *Mysella bidentata* (synonym *Kurtiella bidentata*) og den lille snegl *Hyala vitrea*, der dominerede antallet.

På station 444 i Arkona Bassinet i den vestlige Østersø, hvor der ofte sker store variationer i bundfaunasamfundet fra år til år, skal den lave tæthed på ca. 700 individer m⁻² ses på baggrund af, at der kun var 153 individer m⁻² året forinden, og at der altså er tale om en forbedring, og der er sket en rekruttering til dette bundfaunasamfund siden 2017. Dette er også afspejlet i biomassen for de enkelte arter, der var lidt lavere end i 2017. Det viser, at det er unge (og små) individer, som er rekrutteret i den mellemliggende periode.

Biodiversitet

Analyser af bundfaunaens sammensætning i henhold til AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet ved følsomme arter, idet værdien for AMBI var relativt lav med en middelværdi 1,84, hvor skalaen går fra 0 (bedst) til 7 (dårligst), og det vidner om, at der ikke er tydelige eutrofieringsproblemer. Som det er set de tidligere år, så er der dog en tendens til relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø (st. 444 og 952). Denne tendens ses også på de stationer i Kattegat og Bælthavet, der ligger på dybder omkring springlagsdybden (fx stationerne P21, 14, 42 og 49), hvor bunden indeholder relativt mere organisk materiale.

Artsrigdom (S₁) varierede fra 3,6 (Arkona) til ca. 18 i Storebælt og Bælthavet (st. 939, 14 og P23). Gennemsnittet for alle lokaliteterne var på 12 arter pr. haps-prøve, og det er stort set det samme niveau som sidste år (12,6). Den høje værdi på 37 for 'område D' (tabel 7.2) skyldes, at der i dette område blev taget 4 van Veen-prøver, som hver især har et ca. 7 gange så stort prøveareal som hapsen. Tallet indgår derfor ikke i gennemsnitsberegningen. Inden for Kattegat var artsrigdommen relativt lav på nogle af de dybe stationer i den centrale og nordlige del. Her var artsantallet kun omkring det halve af niveauet for Kattegat som helhed. I det beskyttede 'område D', som også er blevet prøvetaget i 2015 og 2017, viste prøvetagningen i 2018 kun ca. det halve af niveauet fra 2017 og 2015. Prøvetagningen var dog ikke placeret i helt den samme del af området som i 2015 og 2017 og forskellen kan skyldes rumlig variation.

Artsdiversiteten (Shannon, H') og beregninger af DKI på de enkelte prøver viste generelt, og i overensstemmelse med artsrigdommen, relativt høje værdier og dermed gode forhold (tabel 7.2). Den gennemsnitlige Shannon-diversitet var 2,67, hvilket er ca. samme niveau som i 2017 (2,88) og den gennemsnitlige værdi for DKI var næsten den samme (0,67 mod 0,69 i 2017). Både diversitet og miljøkvalitetsindekset var dog signifikant bedre i 2018 end i 2017 på Arkonastationen. Diversiteten (S_1) steg fra 0,31 til 1,43, og DKI fra 0,12 til 0,39. De rumlige forskelle i diversitet og miljøkvalitet er stort set de samme som for artsrigdommen (tabel 7.2), og de rumlige forskelle fra station til station var stort set identiske med observationerne fra 2017.

Tabel 7.2. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande indsamlet i 2018. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Salt angiver den forventede (modellerede) saltholdighed, som er anvendt til beregning af DKI Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, VV angiver vådvægten pr. kvadratmeter, artsrigdommen angiver det gennemsnitligt antal fundne arter i én haps-prøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. DKI-værdien er angivet med \pm standardafvigelsen.

Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m^{-2}	VV $g\ m^{-2}$	S_1	AMBI	H'	DKI v.3
Bælthavet 14	5	17	17	3273	994	18,2	1,71	3,43	0,84 \pm 0,14
Kattegat 42	5	17	14	1986	92	12,8	2,22	3,24	0,83 \pm 0,09
Kattegat 49	5	28	24	2476	90	14,0	2,17	3,24	0,68 \pm 0,04
Kattegat 155	5	19	14	1161	80	11,0	1,41	3,15	0,8 \pm 0,07
Kattegat 158	5	32	36	1399	196	5,4	1,47	2,04	0,55 \pm 0,06
Kattegat 409	5	19	14	18112	759	15,2	1,71	1,50	0,65 \pm 0,09
Kattegat 413	10	33	54	2182	164	7,9	1,46	2,13	0,59 \pm 0,03
Arkona 444	10	15	45	734	69	3,6	2,63	1,43	0,56 \pm 0,09
Storebælt 939	10	28	36	2371	69	18,8	1,66	3,79	0,77 \pm 0,05
Femern Bælt 952	4	20	28	671	1659	4,0	2,15	1,61	0,5 \pm 0,08
Kattegat 1402	5	31	27	2741	132	16,0	1,65	3,12	0,74 \pm 0,08
Kattegat 1416	5	31	24	3944	210	13,6	1,56	2,32	0,7 \pm 0,18
Kattegat 16N21	5	31	16	979	95	9,0	1,86	2,90	0,63 \pm 0,03
Kattegat HSD1	5	-	19	2685	56	5,8	1,13	1,46	0,55 \pm 0,05
Område D 2 Haps	14	33	41	1349	148	7,7	1,96	2,37	0,58 \pm 0,07
Område D 2 VV	4	33	41	4448	112	37,3	2,42	3,24	0,59 \pm 0,05
Kattegat P6	5	32	32	2098	291	16,2	1,78	3,57	0,68 \pm 0,09
Kattegat P11	5	32	28	5405	303	15,1	1,58	2,64	0,64 \pm 0,01
Kattegat P21	5	23	15	930	123	6,2	2,21	2,12	0,6 \pm 0,09
Kattegat P23	5	-	45	4336	890	18,0	1,55	2,75	0,75 \pm 0,14
Kattegat P35	5	27	22	3636	1754	14,2	1,65	2,76	0,66 \pm 0,05
Kattegat P46	5	28	15	8587	270	14,0	1,74	2,68	0,66 \pm 0,05
Kattegat P9	5	32	30	1678	93	12,8	1,77	3,15	0,68 \pm 0,15
Øresund S31	10	12	20	4825	183	17,2	1,64	3,38	0,95 \pm 0,11
Gennemsnit	-	26	27	3414	368	12,03	1,84	2,67	0,67\pm0,14

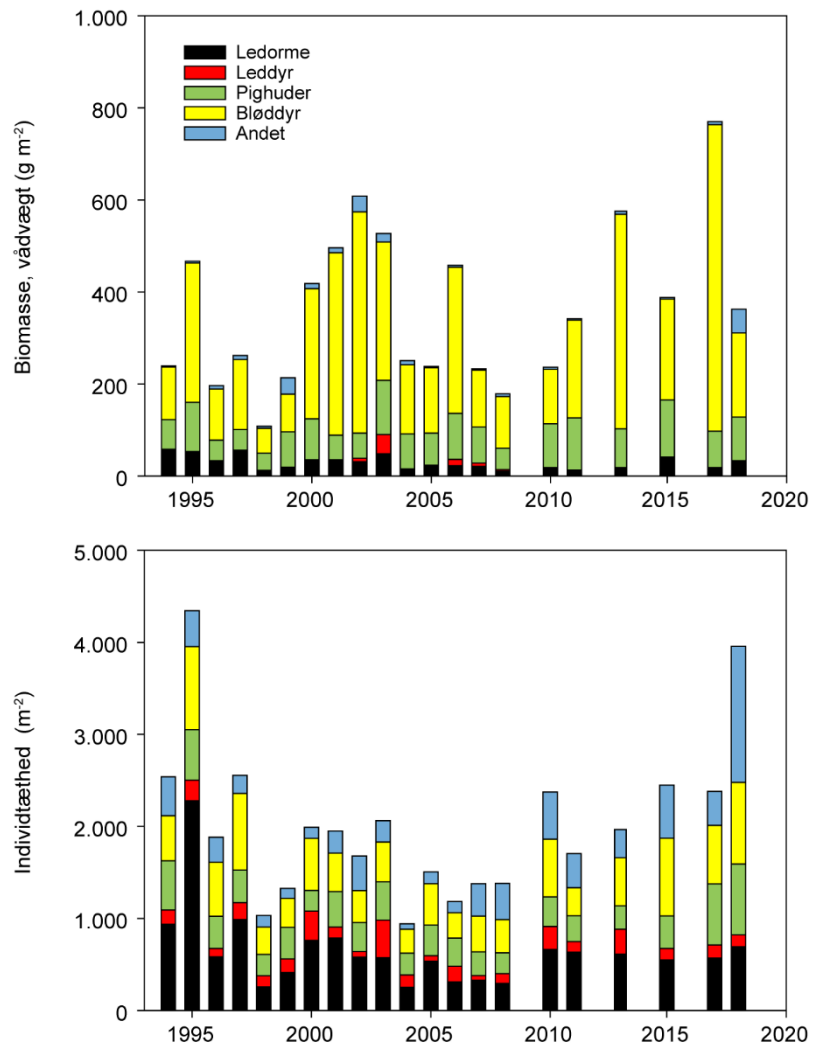
Tidlig udvikling i de åbne indre farvande

I Kattegat, Bælthavet og Øresund er der 16 stationer med tidsserier på 29-39 år, og hvor der er anvendt den samme prøvetagningsmetodik siden 1989. Der har været årlig prøvetagning med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016, hvor der ikke var programsat prøvetagning.

Biomasser og individtæthed

I 2018 var den samlede biomasse kun ca. det halve af niveauet fra 2017. Men, som beskrevet oven for skyldes dette tilfældige fund af store molboøsters (*Arctica islandica*). Ses der bort fra *Arctica*, er forskellen meget mindre, og de øvrige taksonomiske hovedgrupper viste den samme, eller kun lidt lavere, biomasser end i 2017 (figur 7.5). I 2018 var individtætheden ca. 4.000 individer pr. kvadratmeter som gennemsnit for hele området, hvilket er højere end ved prøvetagningen i 2017 (2.400 individer m^{-2}). Øgningen skyldes især store forekomster af hesteskoormen, *Phoronis sp.*, der tilhører gruppen af 'andre' dyrerækker (figur 7.5), og som var specielt talrig på station 409 (se tabel 7.2). Ser man bort fra denne ene forekomst af *Phoronis*, så var individtætheden 3.400 pr. kvadratmeter i 2018. Dermed har der været en svag tendens til øget individtæthed fra 2011 og frem for de øvrige taksonomiske hovedgrupper tilsammen (leddyr, ledorme, bløddyr og pighuder).

Figur 7.5. Biomasse (øverst) og individtæthed (nederst) af bundfaunaen i den åbne del af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper.

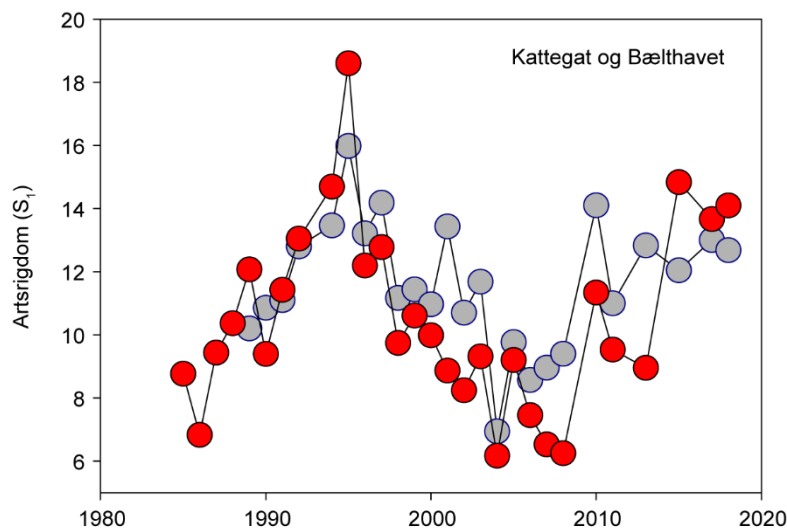


Biodiversitet

Den gennemsnitlige artsrigdom i en haps-prøve (S_1) fra 18 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund var ca. 14 arter pr. prøve i de dybe områder med muderbund og ca. 12 arter pr. prøve på lavere stationer med mere sandet bund. Artsrigdommen var dermed på samme høje niveau som ved de to foregående indsamlinger i 2015 og 2017, og den var næsten på højde med artsrigdommen i midten af 1990'erne, hvor den toppede (figur 7.6). I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen kun det halve af, hvad den var i 1995 og i perioden 2015-2018.

Som det er beskrevet i tidligere havrapporter, har udviklingen i artsrigdommen i hele perioden været ens på tværs af stationer. Således var artsrigdommen også relativ høj på alle stationer i 2018. I gruppen af dybe stationer med mudderbund var der dog, i lighed med de tidligere år, enkelte stationer, hvor artsrigdommen stadig er påfaldende lav med kun ca. halv så mange arter som i resten af området. Det gælder især station 413 og station 158 i henholdsvis det centrale og nordlige Kattegat. Ligeledes viste 2018-prøvetagningen i den østlige del af 'område D' kun ca. halvdelen af den artsrigdom, der tidligere er registreret i andre dele af området.

Figur 7.6. Udviklingen i artsrigdom på 18 stationer i Kattegat og Bælthavet (inkl. Øresund) i perioden 1989-2018. Røde symboler angiver stationer, der ligger på dyb mudderbund, mens grå symboler angiver den gennemsnitlige artsrigdom på de stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.



Nordsøen og Skagerrak

Bundfaunaen i Nordsøen og Skagerrak overvåges i regi af havstrategidirektivet. Der er udlagt i alt 20 prøvetagningsområder hver med 42 prøvetagningspositioner, som hver især har været prøvetaget hvert andet år siden 2015. Der indsamles prøver fra 10 stationsområder hvert år, således at de stationer, der blev indsamlet i 2018 (tabel 7.3, se figur 1.3 for oversigt over placering af prøvetagningsstationer i 2018), også blev prøvetaget i 2016.

Biomasser og individtæthed

Den gennemsnitlige biomasse for alle områder var 237 g m⁻², hvilket var mindre end ved den tidligere indsamling i 2016, hvor gennemsnittet lå på 350 g m⁻². Dette fald i biomasse er sket på 8 ud af de 10 stationer, og i modsætning til de indre danske farvande, hvor biomassen er usikkert bestemt grundet sporadiske få fund af meget store muslinger, så er biomassen mere jævnt fordelt i Nordsøen og faldet er dermed ikke et udtryk for tilfældigheder.

Den gennemsnitlige individtæthed var som for biomasserne faldende og var i 2018 på ca. 2.257 individer pr. m² mod 3.100 individer pr. m² i 2016. Data fra 2018 underbygger tidligere observationer af væsentligt lavere individtætheder og biomasser på de stationsområder, der ligger i Skagerrak (tabel 7.3).

Biodiversitet

Den gennemsnitlige artsrigdom for Nordsøen og Skagerrak (S₁) var ca. 9,1 arter pr. prøve. Dette er nogenlunde samme niveau, som blev observeret i 2016 (9,8). De øvrige mål for faunasamfundets tilstand, dvs. artsdiversiteten (H'), følsomhed (AMBI) og miljøkvalitetsindekset DKI, var alle stort set uændrede i forhold til prøvetagningen i 2016. For diversiteten var de gennemsnitlige værdier for 2016 og 2018 hhv. 2,16 og 2,27, for AMBI var tallene tilsvarende

1,62 og 1,54 og for DKI var det 0,59 og 0,57. Bortset fra den lavere biomasse og lavere tæthed så viser prøvetagningen fra Nordsøen/Skagerrak i 2018 uændrede forhold sammenlignet med prøvetagningen i 2016.

Tabel 7.3. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i Nordsøen og i Skagerrak indsamlet i 2018. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. S₁ angiver det gennemsnitlige antal arter i en haps-prøve. Tætheden angiver individtætheden pr. kvadratmeter, VV angiver vådvægten pr. kvadratmeter, S₄₂ angiver artsrigdommen i hele prøvetagningsområdet med 42 stationer. AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. DKI-værdien er beregnet under antagelse af, at saltholdigheden er ca. 30. Usikkerheden angives ved standardafvigelsen.

Lokalitet	Antal prøver	Dybde m	S ₁	Tæthed antal m ⁻²	Vådvægt g m ⁻²	S ₄₂	AMBI	H'	DKI v.3
Nordsøen 1025	42	38	9,1	2.586	102	65	1,45	2,02	0,58 ± 0,07
Nordsøen 1026	42	47	8,9	4.955	304	54	1,61	1,56	0,54 ± 0,06
Nordsøen 1027	42	57	12,9	2.501	136	81	1,89	2,78	0,64 ± 0,04
Nordsøen 1044	42	32	11,4	2.384	229	53	1,35	2,81	0,68 ± 0,05
Nordsøen 1046	42	45	6,5	714	163	64	1,21	2,36	0,58 ± 0,11
Nordsøen 1047	42	54	11,1	3.079	228	71	1,75	1,93	0,56 ± 0,05
Nordsøen 1048	42	42	8,2	1.019	293	75	1,76	2,65	0,6 ± 0,07
Nordsøen 1052	42	19	7,4	964	438	40	1,01	2,56	0,64 ± 0,07
Nordsøen 1072	42	35	9,4	3.723	210	55	1,40	1,88	0,58 ± 0,07
Skagerrak 1133	42	79	5,8	648	267	50	1,96	2,14	0,5 ± 0,14
Gennemsnit	-	-	9,1	2.257	237	60,8	1,54	2,27	0,59 ± 0,09

Diskussion

Bundfaunaen i danske farvande er udsat for to dominerende presfaktorer: en fysisk forstyrrelse fra bundtrawling af havbunden, der især foregår i de åbne farvande, og dårlige iltforhold i vandsøjle og sediment, som kan relateres til eutrofiering (Hansen (red.) 2019).

Begge presfaktorer kan have både direkte og indirekte påvirkninger på bundfaunasamfundet. Den direkte påvirkning kan fx være kvælning i det tilfælde, hvor dyrene oplever iltsvind. I tilfældet med trawling kan det være den direkte skade, der sker på de dyr, der er i fysisk kontakt med bundtrawlet.

Indirekte effekter af dårlige iltforhold kan fx være forekomst af giftig svovlbrinte i sedimentet, der presser dyrene til at vandre opad i sedimentet. Det øger individtætheden i overfladesedimentet og herved øges dødeligheden pga. øget konkurrence om plads eller øget predation fra rovdyr. På tilsvarende vis kan bundtrawling forstyrre sedimentoverfladen og dermed forringe bunddyrenes mulighed for at opbygge de sedimentstrukturer, der er vigtige for at opretholde bundfaunasamfundets funktion og artsdiversitet.

Bundfaunaens aktivitet ilter sedimentet og gør sedimentbunden til et velegnet levested. Der er derfor en vigtig positiv tilbagekoblingsmekanisme mellem bundfaunaen og sedimentbunden, de lever i. Jo flere dyr, jo dybere bliver sedimentet iltet, og jo flere dyr er der derfor plads til osv. Hvis sedimentet er iltet ned til en stor dybde, vil svovlbrinteudviklingen i sedimentets øverste lag forsinkes, hvis der opstår iltsvind i vandsøjlen. Det gør bundfaunasamfundet robust. Omvendt vil en sedimentbund, hvor der allerede er sket iltsvindsskader på bundfaunaen, være mere følsom over for nye iltsvind. I dette tilfælde vil det tage tid for de overlevende dyr at genilte sedimentet, og i den periode der går, før både bundfaunasamfundet og dets habitat er genskabt,

må det antages, at de er meget følsomme over for nye iltsvind eller forstyrrelser.

Disse selvforstærkende vekselvirkninger mellem bunddyr og deres habitat betyder, at der ikke nødvendigvis er en lineær relation mellem en presfaktor og ligevægtstilstanden i bundfaunasamfund. Det afhænger af udgangspunktet for bundfaunaens tilstand, og i teorien vil selv ganske små ændringer i et sådant system kunne afgøre, om bundfaunasamfundet tipper til den ene eller anden side og efterfølgende fastholdes i en enten god eller dårlig tilstand.

Lillebælt Bredning 1919-2018

Eksempler på de to forskellige tilstande kunne i 2018 observeres i Lillebælt Bredning. Habitatområdet nr. 96 var blandt de absolut mest artsrige områder overhovedet, mens det nærliggende område LBBR0017 var det mest artsfattigste område, der blev undersøgt i 2018. Faunasamfundets biomasse og tæthed var ligeledes 10 gange højere i habitatområde nr. 96 og understregede denne forskel.

Forskellene i bundfaunasamfundet var nøje afspejlet i sedimentets iltningstatus, idet habitatområde nr. 96 havde et meget veliltet sediment, mens sedimentet på LBBR0017 kun havde et tyndt iltet lag, og hvor der forekom svovlbrinte. Det er bemærkelsesværdigt, at begge områder har nogenlunde samme vanddybde og sedimenttype, og disse fysiske forhold kan derfor ikke forklare, hvorfor tilstanden af bunden og bundfaunaen er udviklet så forskelligt. Andre relevante fysiske forhold bør dog også vurderes i denne sammenhæng.

Begge områder antages at være produktive med stor tilførsel af organisk materiale til bunden. En mulig forklaring på de forskellige forhold på bunden kan derfor være, at der hersker lokale forskelle i sedimentationen af organisk materiale til bunden, eller at der er rumlige variationer i, hvor effektivt bundvandet ventileres i det strømfyldte farvand. For at afklare dette vil det imidlertid kræve en detaljeret undersøgelse/modellering af de hydrografiske forhold i området.

En anden mulig (men spekulativ) forklaring kan være, at områdernes forskellighed skyldes de selvforstærkende tilbagekoblinger mellem sediment og bundfaunasamfundet, der er beskrevet ovenfor. Den rige bundfauna i habitatområde nr. 96 er i sig selv den primære årsag til, at sedimentet er iltet helt ned til 20 cm dybde og dermed har en stor bufferkapacitet, der gør, at sedimentet kan tåle perioder med iltsvind, uden at der udvikles giftig svovlbrinte. Omvendt er sedimentet på LBBR0017 meget følsomt og vil forventeligt kunne udvikle svovlbrinte selv ved kortvarige iltsvind.

Den historiske udvikling bekræfter, at der er sket en kraftig ændring på LBBR0017, og viser, at forholdene ikke altid har været dårlige. Både i perioden 1992-2004 og for 100 år siden lignede forholdene på LBBR0017 dem, der i dag er kendetegnende for habitatområde nr. 96. Tidsserien viser, at tilbagegangen startede i 1996-1997 og fortsatte frem til 2008 efterfulgt af en midlertidig bedring i perioden 2009-2011. Det ligner den udvikling, der er beskrevet Bælthavet og Kattegat i samme periode. Men, i modsætning til udviklingen i Kattegat og Bælthavet, så fortsatte faldet efterfølgende på LBBR0017 og nåede de hidtil laveste niveau i 2018. Hvad det er, der har startet tilbagegangen på LBBR0017 er ukendt. Det er sandsynligvis iltsvind, der har startet en selvfor-

stærkende proces, men det kan i princippet være en hvilken som helst påvirkning, der har skadet bundfauna så meget, at dyrene med deres aktivitet ikke har kunne vedligeholde den iltede zone i sedimentet.

Hvis antagelserne om de selvforstærkende tilbagekoblinger mellem fauna og sediment er korrekte, og hvis samtidigt antagelsen om, at de fysiske forhold i de to områder er nogenlunde ens, også er korrekt, så kan data fra Lillebælt Bredning give et meget vigtigt indblik i, hvordan der kan opstå regimeskift i et bundfaunasamfund med konsekvenser for hele havbundens fødekæde. Udviklingen i Lillebælt Bredning kan tolkes på den måde, at et bundfaunasamfund kan blive fastholdt i to vidt forskellige tilstande over lang tid, selvom det ydre miljø skifter fra år til år:

- I) En tilstand med lille biomasse, lille individtæthed og lille biodiversitet, som samtidig er sårbar over for enhver form for forstyrrelse og derfor nemt skades eller forsvinder helt.
- II) En tilstand med høj biodiversitet og høj produktivitet, der omsætter en meget stor del af primærproduktionen til gavn for de højere led i fødekæden, samtidig med at bundfaunasamfundet og sedimentbunden i sig selv er robuste over for midlertidige iltsvind og forstyrrelse.

Den udvikling, som LBBR0017 beskriver med et gradvist kollaps af bundfaunasamfundet, kan have foregået andre steder i de indre danske farvande. Fx ligner den tidlige udvikling af bundfaunaen i Læsø Rende i perioden 1994-2018 meget udviklingen på LBBR0017 i Lillebælt Bredning.

Øvrige fjorde og kystvande

Ud over prøvetagningen i Lillebælt Bredning omfattede prøvetagningen i 2018 en lang række andre fjorde og kystnære områder, der udgør meget forskellige habitater. Det er derfor forventeligt, at data viser meget forskellige niveauer for bundfaunaens artsdiversitet og sammensætning. Som det er set i de tidligere års rapporteringer, så er artsantallet i undersøgelsesområdet meget afhængigt af, hvor området ligger i forhold til Kattegat, hvor god vandudveksling der er med det åbne hav og områdets saltholdighed.

Generelt er der flere arter i det salte oceaniske vand, end der er i det brakvand, der findes i estuarier (som de indre danske farvande). Det afspejles som en gradient af faldende artsrigdom ind gennem de indre danske farvande mod Østersøen. For de mere lukkede områder er vandudvekslingen med det åbne hav vigtig, fordi det er vandudvekslingen, der tilfører det larveplankton, som bidrager til rekrutteringen til bundfaunasamfundet og kan øge artsrigdommen (fx *Josefson & Hansen 2004*).

Artsrigdommen og Shannon-diversiteten i den helt lille skala, som her udtrykkes som det gennemsnitlige antal arter og diversitet i den enkelte hapsprøve, er i højere grad påvirket af de helt lokale forhold i sedimentet, og dette mål er derfor lidt mere sammenligneligt på tværs af områder. I fem områder (ud over det omtalte område i Lillebælt Bredning) var bundfaunaens tilstand dårligere end forventet. Der gælder Isefjord yderbredning, Frederiksværk bredning, Det Sydfynske Øhav, Lillebælt Øst og Flensborg Fjord. I de tre sidstnævnte områder ses det ofte, at bundfaunaen er i en ringe tilstand, og det kan ofte relateres til dårlige iltforhold. Isefjordens yderbredning er derimod ikke specielt følsom over for at udvikle iltsvind. Fjorden har ikke nogen stærk lagdeling, og der er relativt stor vandudveksling med Kattegat. Det er forhold

som normalt vil fremme en relativt høj diversitet af bunddyrene. En mulig årsag til den dårlige tilstand af bundfaunaen kan være skrabning efter blåmuslinger, men der er ikke tilgængelige data om fiskeriets fordeling, der kan belyse dette. Årsagen til at der er få arter i Frederiksværk Bredning er ukendt.

Åbne indre farvande

Bundfaunaen i de åbne indre danske farvande i Kattegat, Bælthavet og Øresund i 2018 var samlet set i relativt god tilstand og på samme relativt høje niveau, som er set de senere år fra 2013 til 2017. Biomassen, individtætheden, og fordelingen af individtæthed på taksonomiske hovedgrupper afveg ikke væsentligt fra prøvetagningerne i 2015 og 2017. Artsrigdommen og artsdiversiteten har ved de seneste tre prøvetagninger (2015, 2017 og 2018), været på samme høje niveau som i midten af 1990'erne, hvilket er næsten det dobbelte af det meget lave niveau i perioden 2004-2008.

På stationen i Arkona (st. 444) i den vestlige Østersø er diversiteten og artsrigdommen sædvanligvis lavere end i Kattegat, Bælthavet og Øresund begrundet i den lavere saltholdighed og tilbagevendende dårlige iltforhold. I 2018 var der dog sket en stigning i både tæthed og artsrigdom i forhold til 2017. Dette til trods var den gennemsnitlige artsrigdom i en prøve stadig under en tredjedel af niveauet for de øvrige områder, og individtætheden var kun en femtedel af niveauet i de øvrige områder.

De øvrige stationer, som afveg fra de ellers gode forhold, var især station 413, HSD1 og 'område D2' i det centrale Kattegat samt station 158 i det nordlige Kattegat. Disse stationer i det centrale Kattegat havde kun ca. det halve antal arter pr. prøve i sammenligning med de øvrige stationer på samme bundtype. På station 158, hvor bunden består af blåler, har der været en lav artsdiversitet siden 1989, hvor prøvetagningen påbegyndte. På station 413 har der været en relativt lav artsdiversitet siden årtusindskiftet, mens artsdiversiteten tidligere var meget høj på denne station. Tidligere prøvetagninger i 'område D' har vist en høj artsrigdom og gode forhold. Den lavere artsrigdom i 2018 skal ses i forhold til, at prøverne blev taget i en anden del af området. HSD1 har kun været prøvetaget en gang før og den historiske udvikling er dermed ukendt. Som beskrevet tidligere (*Hansen (red.) 2019; Hansen & Blomqvist 2018; Sköld m.fl. 2018*), er det sandsynligt, at de relativt ringe forhold på disse stationer, skyldes intensiv trawling af havbunden. Der foreligger imidlertid ikke tilgængelige data for trawlfiskeriets fordeling, som kan belyse dette yderligere.

Som det er beskrevet i de tidligere års rapporter af bundfaunaen i Kattegat og Bælthavet, så har der været store udsving i bundfaunaens diversitet og artsrigdom i de sidste 30 år med en meget høj diversitet i midten af 1990'erne og en periode med meget lav diversitet fra 2004 til 2008, hvorefter niveauet steg igen i 2010. Efterfølgende er artsrigdommen nået næsten op på det høje niveau fra midten af 1990'erne. Det er særlig bemærkelsesværdigt, at denne langtidsudvikling har foregået næsten synkront på alle stationer, selvom stationerne rummer meget forskellige bundfaunasamfund. Den mest sandsynlige forklaring på disse udsving i artsdiversiteten, som også er blevet fremført tidligere (se fx *Hansen & Petersen (red.) 2011*) er, at der i perioden med faldende artsdiversitet har været meget mindre rekruttering af nye individer til bundfaunasamfundet, snarere end at udviklingen skyldtes øget dødelighed blandt voksne bunddyr (dvs. de bunddyr der har etableret sig på bunden). Teorien underbygges af, at fordelingen af bunddyrarter med høj levealder stiger i perioder med nedgang i artsdiversiteten (ikke vist i denne rapport). Det er netop, hvad man vil forvente, hvis den artsspecifikke dødelighed er konstant

over tid. Det er endnu uvist om den svigtende rekruttering skyldes forhold på bunden eller i vandsøjlen.

Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak

De ti stationsområder, der blev prøvetaget i 2018 i Nordsøen og Skagerrak, er tidligere blevet prøvetaget en gang i 2016. Prøvetagningen i 2018 bekræfter mønstret fra de tre foregående års prøvetagninger, hvor Nordsøen, i sammenligning med Kattegat, udviste en lav individtæthed, ca. samme biomasse og en relativt lav artsrigdom (S_1) (Hansen (red.) 2019).

Shannondiversiteten og DKI indekset viste ligeledes lavere værdier for Nordsøen som helhed end for Kattegat, mens AMBI i lighed med tidligere år indikerede, at sammensætningen var domineret af følsomme arter. Det tyder på, at bundfaunaen generelt ikke er negativt påvirket af forhold, der kan relateres til eutrofiering.

Stationsområderne i Skagerrak havde, i lighed med prøvetagningerne 2015-2017, en lavere artsrigdom end i de fleste andre stationsområder i Nordsøen. Som anført i rapporteringen sidste år, anses bundtrawling for at være den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet i Nordsøen (van Loon m.fl. 2018; Hansen & Blomqvist 2018), og i modsætning til Kattegat, hvor trawlingen næsten eksklusivt foregår på mudderbund, så trawles der både på mudder- og sandbund i Nordsøen (Eigaard m.fl. 2017; ICES 2016). Der foreligger ikke tilgængelige data fra fiskeristyrelsen VMS-overvågning af fiskefartøjerne i Nordsøen i 2018, som kan relateres til de rumlige variationer i bundfaunaens tilstand. Samlet set tyder data fra Nordsøen i 2018 dog på, at der har været ret konstante forhold for bundfaunaen i perioden 2015 til 2018.

Sammenfatning

- Bundfaunaens tilstand i fjorde og kystvande i 2018 var meget variabel og i seks områder var bundfaunaen i relativt ringe tilstand. I fire af disse områder kunne tilstanden relateres til dårlige iltforhold eller kemisk reducerede forhold i sedimentet.
- En analyse af bundfaunadata fra et område i Lillebælt Bredning over en periode på 100 år tyder på, at der kan være sket et kollaps af bundfaunasamfundet omkring årtusindskiftet i dette område, og at økosystemet på bunden ikke er kommet sig siden, selvom et nærliggende område viser gode forhold. Lignende scenarier kan have forekommet andre steder.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på niveau med perioden i midten af 1990'erne, hvor der var en høj diversitet i bundfaunasamfundet.
- I det centrale Kattegat er der stationer, hvor bundfaunaens diversitet stadig er lav, hvilket muligvis skyldes bundtrawling.
- I Nordsøen og Skagerrak var bundfaunaens tilstand generelt dårligere end i de indre danske farvande, men uforandret i forhold til prøvetagningen i 2016. I Nordsøen anses bundtrawling for at være den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet.

8 Havpattedyr - sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius, Line Kyhn & Jonas Teilmann

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er fredet i Danmark og beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. Marsvin og begge sælarter er nævnt i habitatdirektivets bilagslister over arter med behov for beskyttelse. For sæler og marsvin skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde, og sælarterne kan kræve yderligere forvaltningstiltag, hvis overvågningen viser, at deres udbredelse er i tilbagegang. Denne rapport omhandler resultater af overvågningen af sæler siden 1976 og marsvin siden 2011.



Marsvin i Storebælt. Foto: Lars H. Hansen.

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 ligesom sælerne.

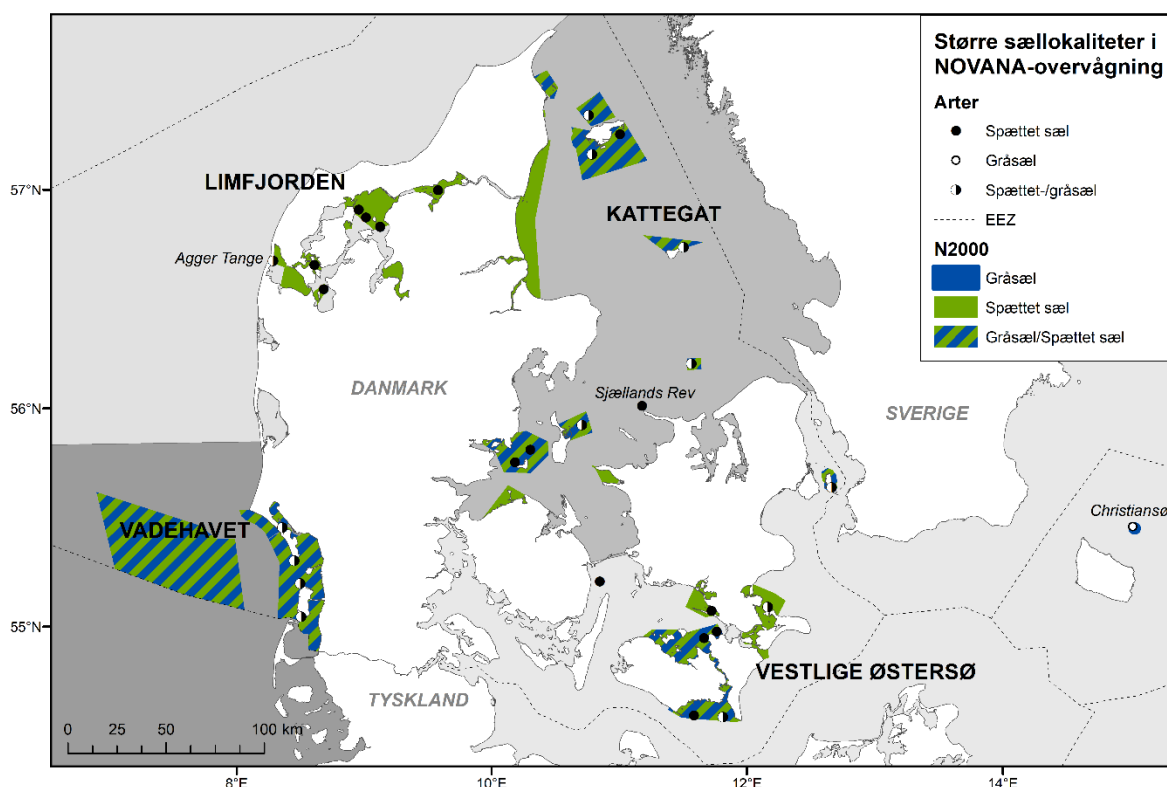
Siden 2015 overvåges havpattedyrs spæktykkelse i hele Danmark som indikator for ernæringstilstanden.

Overvågning af sæler

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

I det nuværende program flyovervåges spættet sæl og gråsæl på fem tidspunkter af året:

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælpopulationen i Østersøregionen. I perioden fokuserer overvågningen på gråsælunger i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland og Finland under HELCOMs koordinering.
- 2) I marts-april fælder gråsælpopulationen i Nordsøen. Fra 2015 er der påbegyndt overvågning af gråsælunger i Vadehavet i marts-april i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.
- 3) 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.
- 4) 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*).
- 5) December er yngleperiode for gråsæler i Nordsøen. Fra 2014 er der påbegyndt overvågning af gråsælunger i Vadehavet i december i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

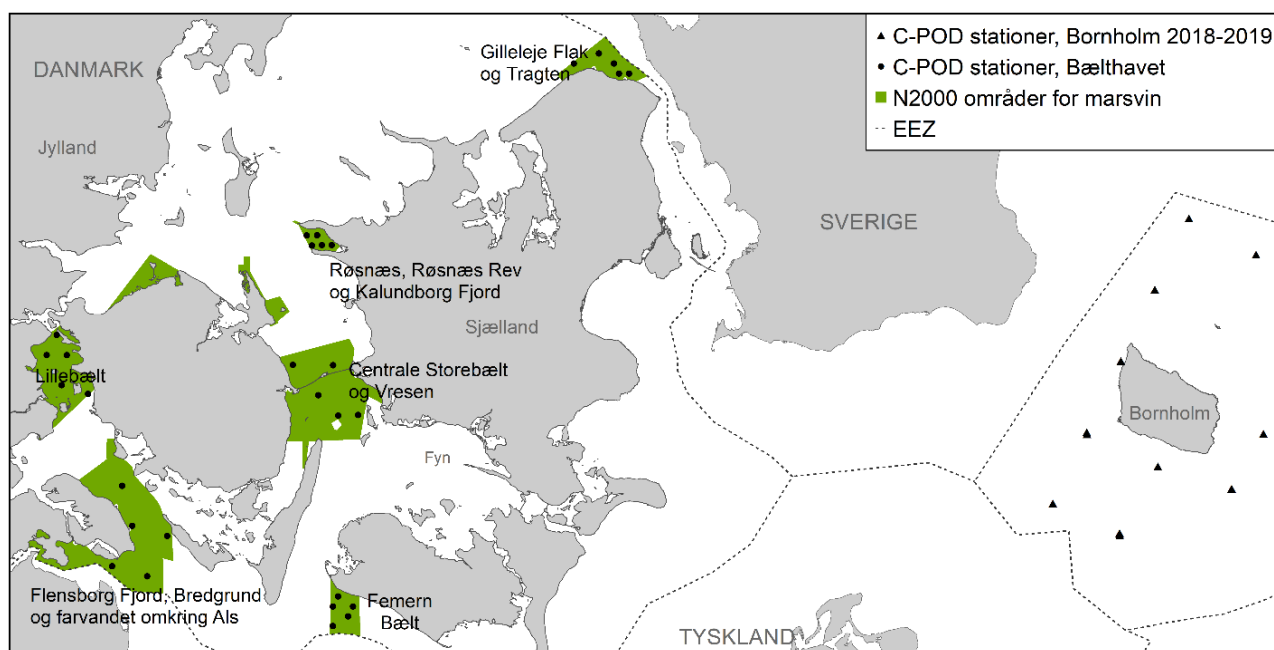


Figur 8.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis hvide og sorte cirkler eller en hvid/sort kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder (Limfjorden, Vadehavet, Kattegat og Vestlige Østersø) for spættet sæl i Danmark. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjøllands Rev uden for habitatområderne, og at gråsælen jævnligt observeres ved Agger Tange i den vestlige Limfjord, hvor den forventes tilføjet på udpegningsgrundlaget. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er ved Christiansø nordøst for Bornholm.

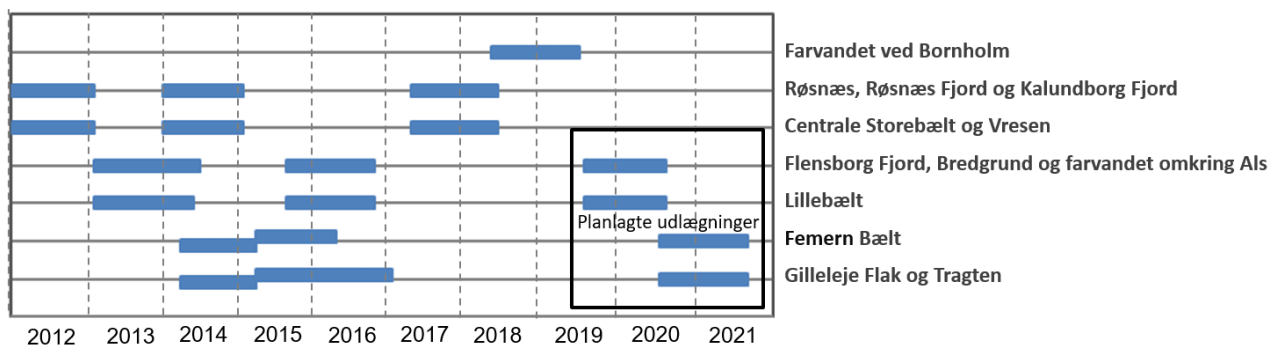
Overvågning af marsvin

I løbet af den nye NOVANA-periode 2017-2021 udføres følgende overvågning:

- 1) I Skagerrak (tre habitatområder) og Nordsøen (to habitatområder) udføres en årlig optælling af marsvin fra fly i alle fem habitatområder i juli/august. Dette er identisk med overvågningen i den tidligere NOVANA-periode 2011-2016. Data er indsamlet ifølge den tekniske anvisning M15 'Artsovervågning af marsvin'.
- 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). Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvinenes brug af området end andre metoder, da monitoringen foregår døgnet rundt, hele året. Til gengæld har metoden en relativt lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500 m fra lyttestationerne. Der overvåges i to habitatområder ad gangen, og i hvert område overvåges i en sammenhængende periode på ca. 12 måneders varighed inden for NOVANA-perioden 2017-2021 (figur 8.3). Marsvinelydene analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM), omregnet til procent af døgnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af %PPM/døgn for hver måned. For at teste forskelle mellem perioder i hvert område benyttes en binomial 'mixed effects' model (med de 5 stationer inden for hver periode som 'random effect') efterfulgt af en 'Tukey Honest Significant Difference' (HSD) test.



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 udførte og planlagte C-POD-udlægning i seks Natura 2000-områder i de indre danske farvande samt farvandet omkring Bornholm januar 2012-december 2021. Hver periode er af 12-16 måneders varighed.

- 3) I farvandet omkring Bornholm lever både marsvin fra Østersø- og Bælt-havspopulationen. Østersøpopulationen er vurderet som kritisk truet og blev optalt til 500 individer under SAMBAH projektet 2011-2013. I 2018-2019 blev der igen udlagt 10 lyttestationer (CPODs) omkring Bornholm, der kan sammenlignes med optagelserne under SAMBAH og kan indikere ændringer siden 2011-2013. Data fra lyttestationerne afrapporteres i næste års havrapport.
- 4) Der er i 2020 planlagt en total optælling af bestanden i de indre danske farvande i samarbejde med Tyskland og Sverige, som fortsættelse af rækken af SCANS surveys 1994-2016 (*Hammond m.fl. 2013; Viquerat m.fl. 2014*).

Overvågning af spæktykkelse

Spæktykkelse på sæler og marsvin er blevet målt siden 2015 for Miljøstyrelsen. Spæktykkelse er indikator for ernæringsmæssig tilstand under HELCOM, og formålet med at måle spæktykkelse i Danmark er derfor at fastsætte grænseværdier for og vurdere 'god miljøtilstand' for hver art i hvert forvaltningsområde, hvor det er muligt at skaffe data.

Spæktykkelse måles på enten døde eller levende dyr efter metoder beskrevet i *Kyhn & Galatius (2018)*. Levende dyr er marsvin og sæler fanget i forbindelse med mærkning foretaget af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, Roskilde. I begge tilfælde måles spæktykkelse med et transportabelt ultralydsapparat. Døde dyr omfatter strandede marsvin og sæler (ukendt dødsårsag), bifangede marsvin og sæler, samt regulerede sæler (dvs. skudt i henhold til lovgivningen om skadeforvoldende vildt). På døde dyr skæres dyret op specifikke steder på kroppen, hvor spæktykkelsen måles i mm med tommestok. Spæktykkelsen måles samme steder på både døde og levende dyr.

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

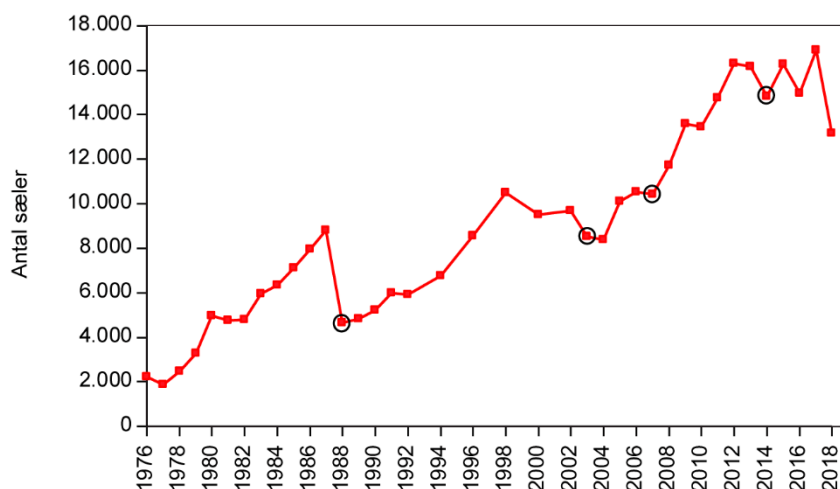
Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede yngle- og hvilepladser på sandbanker, stenrev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø)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

Nationalt

I 1988 og 2002 ramte en mæslingelignende virus (*phocine distemper virus*, PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestandene ihjel (figur 8.4; Härkönen m.fl. 2006). 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 %. Siden 2013 har der været en tilbagegang på gennemsnitligt 2 % per år. En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (Härkönen m.fl. 2008). Det estimeredes, at der samlet døde 2.300 spættede sæler i sommeren 2007, men effekten på den samlede danske bestand er knap 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. Nogle tusinde spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (Bodewes m.fl. 2015; Krog m.fl. 2015). Siden 2012 er det kun i den vestlige Østersø, at antallet af spættede sæler er vokset, mens det samlede antal i hele Danmark har været nogenlunde uændret de sidste 7 år.

Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden livslang 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 viruset cirkulerer og sælerne har tilvænnnet sig viruset uden eller med meget lille dødelighed, på samme måde som mennesker har tilvænnnet sig mæslinger, som nu sjældent er dødelig. En teori er, at gråsæler, der bevæger sig meget mere omkring end spættet sæl, 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).

Figur 8.4. Det totale antal spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2018 – 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). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.



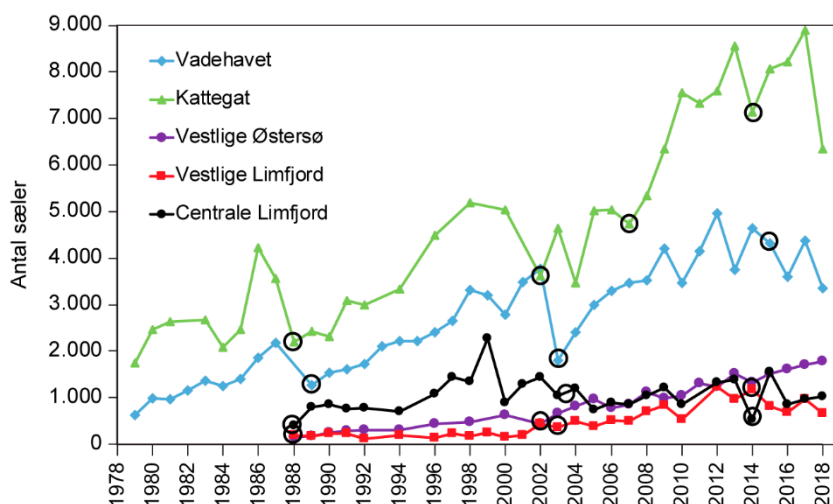
Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsæl vil påvirke de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet af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

Vadehavet

Bestanden i Vadehavet er spredt over hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I 2018 blev det totale antal spættede sæler estimeret til 3.400 i den danske del af Vadehavet (figur 8.5). De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af PDV-epidemierne i 1988 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 vækstrate for spættet sæl (*Härkönen m.fl. 2002*). Siden 2013 er bestanden i Danmark gået tilbage med gennemsnitligt 3 % 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 har nået miljøets bæreevne. Populationen vil derfor stabilisere sig inden for de bestandsstørrelser, der er observeret de sidste 10 år (gennemsnit: ca. 4.100, range: ca. 3.400-5.000), hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2018 blev der talt 560 unger, hvilket er 23 % færre end i 2017, og det laveste antal siden 2009. Der er ikke tale om en længerevarende nedadgående trend, i de senere år har ungetallene i den danske del af Vadehavet været betydeligt højere. De 560 unger udgør 16 % af den estimerede bestand i det danske Vadehav. Ved en stabilisering af bestanden omkring miljøets bæreevne er det forventeligt, at ungeproduktionen reduceres. Det talte antal unger er et minimumsestimater af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Figur 8.5. Antal spættet sæl i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2018 – 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 den centrale Limfjord repræsenterer tilsyneladende en oprindelig Limfjordsbestand, mens sælerne i den vestlige del af Limfjorden består af en blanding af sæler fra Vadehavet og den centrale Limfjord. 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 (*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 dele af Limfjorden svært at tolke, fx blev der i 2015 estimeret 1.550 sæler i de centrale dele, men kun 1.050 individer i 2017, uden at der er fundet usædvanligt mange døde sæler (*figur 8.5*). Bestandens gennemsnitlige årlige vækstrate over de seneste fem år var -1 % i den centrale del af Limfjorden. Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder blev der i både 2016, 2017 og 2018 talt flere sæler i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig var andelen af talte unger ift. bestandsestimatet højere end i andre områder, 54 % i 2016, 28 % i 2017 og 25 % i 2018. Det talte antal unger er et minimumsestimater af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig. Disse observationer tyder på, at ynglebestanden i den centrale Limfjord er større, end fældetallene indikerer. En mulig forklaring er, at sælerne er meget

stedfaste med hensyn til yngleaktivitet, men i vekslende grad forlader området uden for ynglesæsonen. Antallet af sæler i den vestlige Limfjord var meget lavt fra 1988 til 2001, men steg fra 2002 til 2012. Siden da er antallet faldet med 8 % pr. år. I 2018 estimeredes bestanden i den vestlige Limfjord til 650 individer. Her fødes kun meget få unger, hvilket indikerer, at der primært er tale om et rasteområde for sæler fra andre områder (*figur 8.5*).

Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2018 estimeredes en bestand på 6.300 spættede sæler i den danske del, hvilket er det laveste antal siden 2008 (*figur 8.5*). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11 %. Siden da er væksten aftaget, og i de seneste fem år har vækstraten været negativ (-2 %), 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 2018 blev der talt 1.109 unger svarende til 18 % af den estimerede bestand, hvilket er i den lavere ende ift. de seneste 5 år, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 14 og 26 %. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Vestlige Østersø

I 2018 blev populationen estimeret til at bestå af 1.800 individer, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*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. I begge tilfælde kan vi forvente en stabilisering eller evt. nedgang i antallet af spættede sæler i området i de kommende år. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

Gråsæl

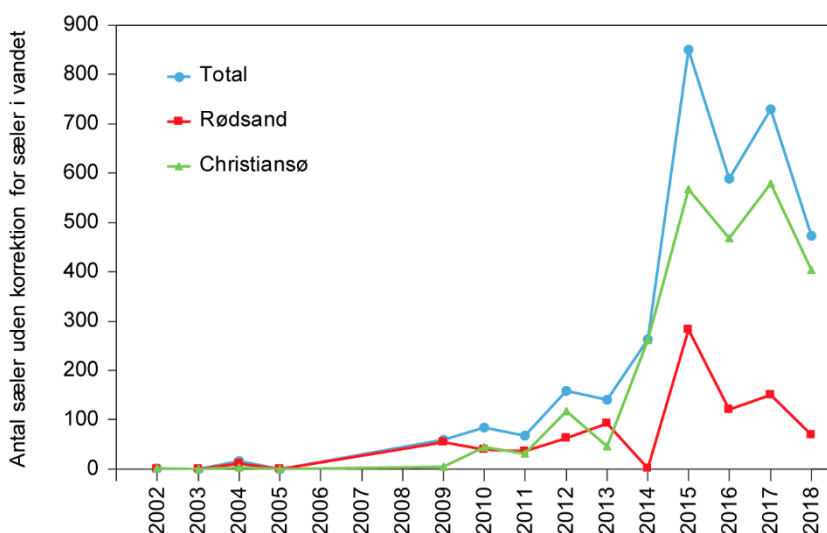
Nationalt

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 20 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 gråsælunger på Læsø, 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. Flertallet af genetiske prøver fra unge eller voksne individer 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 Danmark, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003; Dietz m.fl. 2015; Fietz m.fl. 2016*).

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). Gråsælen kom fast tilbage til Christiansø i 2010, og her findes de største forekomster af gråsæl i Danmark; i 2011-2017 blev 33-99 % af gråsælerne i Danmark registreret her. I 2018 blev der talt 473 gråsæler i den danske Østersø, heraf 403 på Christiansø og 70 på Rødsand. Dette er en fald i forhold til tallene fra de senere år, der foreløbig har toppet med 850 sæler i 2015. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i den danske del af Østersøen, og dette bidrager til en større variation i antallet af talte dyr.

Figur 8.6. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2018 – 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 21 og 127 gråsæler i perioden 2010-2017. I marts 2018 blev der talt 79 gråsæler i den danske del af Kattegat.

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 164 individer i Vadehavet, 173 i 2016, 332 i 2017 og 229 i 2018.

Gråsælunger

Fra 2003 til 2017 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælunger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts og en i Vadehavet i december. På Rødsand ved Falster blev der registreret unger næsten hvert år siden 2003, mens den første levende unge i Kattegat blev observeret i marts 2008 (Søndre Rønner, Læsø). I 2018 blev der registreret 6 unger i de indre farvande, alle på Rødsand, og ingen unger i Vadehavet. Dette er en betydelig nedgang i forhold til de 15 unger på 5 forskellige hvilepladser i 2017. Dette kan bero på, at nogle hunner har skiftet til en yngleplads uden for Danmark eller ikke har ynglet i 2018. Den kraftige tilbagegang er overraskende i en situation, hvor det forventes at ynglebestanden vil stige, og resultaterne fra de kommende år vil vise, om 2018 er udtryk for en reel stagnation eller tilbagegang i gråsælernes yngleaktivitet i Danmark.

Stigningen i antallet af gråsæler over hele landet i de seneste to årtier kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske, ynglende gråsæler.

Stigningen må derfor skyldes en indvandring 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. Gråsælerne i Kattegat kommer fra både Østersø- og Nordsøbestanden (Fietz *m.fl.* 2016). Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis relativt bedre fødetilgang i danske farvande. En anden mulighed er pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande i forbindelse med den store tilvækst, der har været i bestandene. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark, har bestanden af ynglende, danske gråsæler været minimum 30, da de får en unge om året. 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) Østersøpopulationen – farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) Bælthavs-populationen – de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsø-populationen – nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen.

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

Marsvin overvåges både inden for Natura 2000-områderne og inden for de tre populationsområder. Marsvin bevæger sig over store områder, der strækker sig ud over de danske grænser. Derfor er det afgørende med en koordineret indsats med vores nabolande for at fastlægge en status for populationerne.

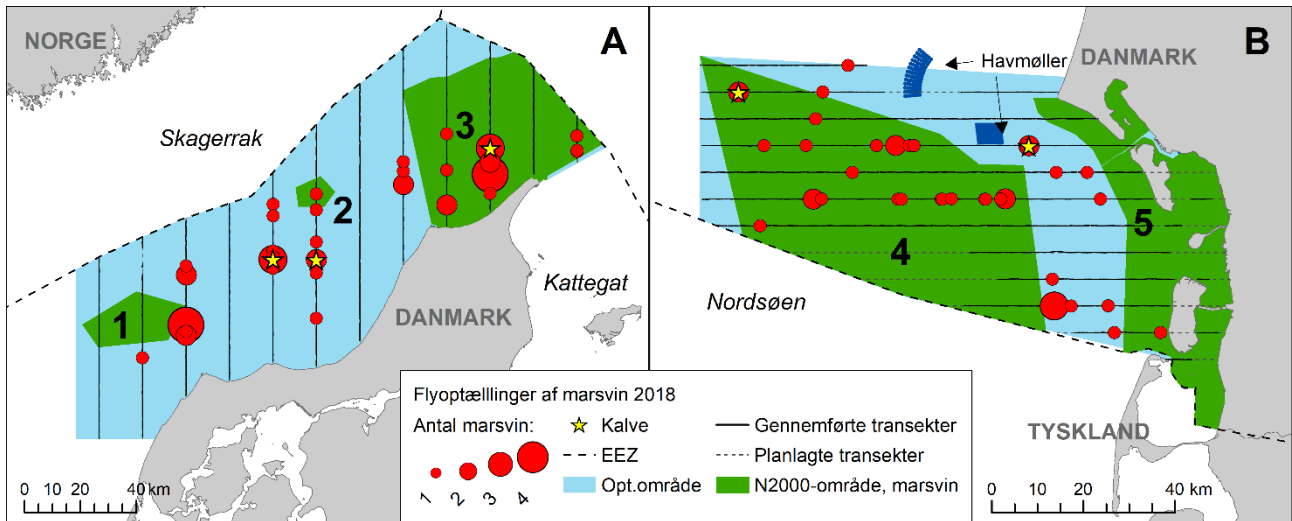
Nordsøen

Flyovervågning

Flyoptællingen i Nordsøen blev udført den 2. august 2018. I alt observeredes 41 marsvin (heraf 2 kalve) i grupper med op til tre individer i hver gruppe og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,2 dyr (tabel 8.1, figur 8.7). Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området med 61 % af observationerne inden for det store Natura 2000-område 'Sydlig Nordsø' og størstedelen af de resterende i farvandet mellem de to Natura 2000-områder.

Tabel 8.1. Data og resultater for optælling af marsvin i optællingsområdet i Nordsøen (2. august 2018) og i Skagerrak (29. juli 2018). Optællingsområderne er vist i figur 8.7. CV angiver variationskoefficienten for antal marsvin og tæthed.

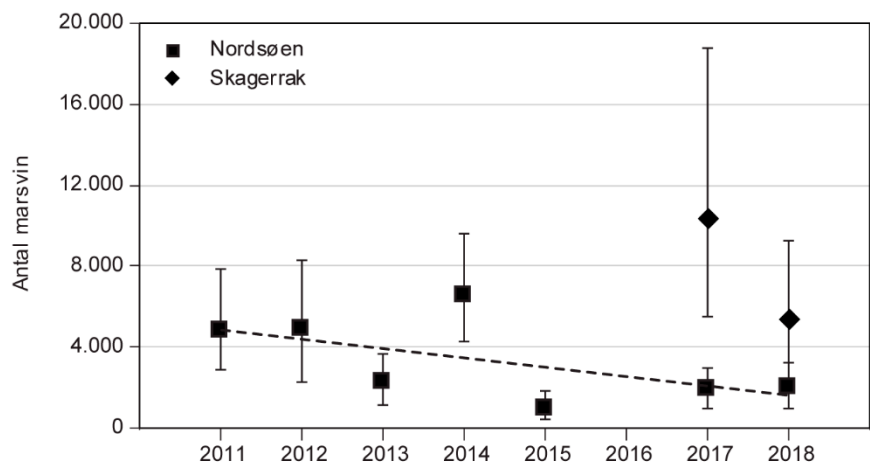
Optællings- område	Areal (km ²)	Transekt- længde (km)	Antal observationer		Antal marsvin (95 % konfidens- interval)	Tæthed (marsvin/km ²) (95% konfidens- interval)	Gnst. gruppestr.	CV
			Voksne	Kalve				
Nordsøen	5.345	737	41	2	2.013 (954-3.186)	0,38 (0,18-0,60)	1,21	0,29
Skagerrak	12.164	760	47	3	5.323 (2.415-9.233)	0,44 (0,20-0,76)	1,53	0,32



Figur 8.7. Optælling af marsvin fra fly i A) Skagerrak den 29. juli 2018 og B) Nordsøen den 2. august 2018. De grønne områder (med numre) indikerer Natura 2000-områderne: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlige Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiplede linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder. Opt.område = optællingsområde.

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i den sydlige Nordsø blev estimeret til 2.013 dyr (95 % konfidensinterval: 954-3.186) med en tæthed på 0,38 marsvin/km² (tabel 8.1). Dette er sammenligneligt med optællingen i 2017 på 1.918 dyr (95 % konfidensinterval 976-2.947), men generelt ses en nedadgående trend i antallet af marsvin i Nordsøen fra 2011 og frem (figur 8.8). Der er stor variation i estimerne især fra 2013 til 2015, hvor estimerne går fra 2.230 til 6.531 til 979 dyr på tre år. Udsvingene er en konsekvens af optællingsmetoden, der blot giver et øjebliksbillede af marsvins udbredelse og antal. Derved kan årlige forskelle i temperatur, havstrømme, timing for byttedyrsmigration m.v. få indflydelse på årets estimat, og det er derfor essentielt med en lang tidsserie for at kunne vurdere den overordnede udvikling i marsvins forekomst og brug af området.

Figur 8.8. Antal marsvin estimeret i optællingsområderne i hhv. Nordsøen (2011-2018) og Skagerrak (2017-2018). Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. Stiplede linje angiver faldende tendens for Nordsøpopulationen. For kort over områderne se figur 8.7.



Skagerrak

Flyoptællingen i Skagerrak blev udført den 29. juli (figur 8.7, tabel 8.1). I alt observeredes 47 marsvin (heraf 3 kalve) fordelt i grupper med op til fire individer i hver gruppe. Den gennemsnitlige gruppestørrelse var 1,5 dyr, hvilket er det samme som i tidligere optællinger og marginalt højere end i den sydlige Nordsø.

Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området med 40 % af observationerne inden for det store Natura 2000-område 'Skagens Gren og Skagerrak'

og de resterende i et bredt bælte i det centrale Skagerrak – generelt ca. 10 km fra den danske kyst og den norske grænse.

I Skagerrak er der tidligere (2011-2015) optalt med en lidt anden metode, og udregning af antallet af dyr er derfor ikke mulig. Data for 2011-2017 er rapporteret og sammenlignet relativt i de tidligere havrapporter. Her afrapporteres kun optællingsestimater for 2017 og 2018. I 2018 estimeredes 5.323 marsvin (95 % konfidensinterval: 2.415-9.233) og en tæthed på 0,44 marsvin/km² (figur 8.8, tabel 8.1). Dette er et betydeligt fald ift. 2017, hvor der estimeredes 10.367 marsvin (95 % konfidensinterval: 5.506-18.727), men dette skal ses på baggrund af den relativt store usikkerhed i opgørelsesmetode, som tidligere nævnt.

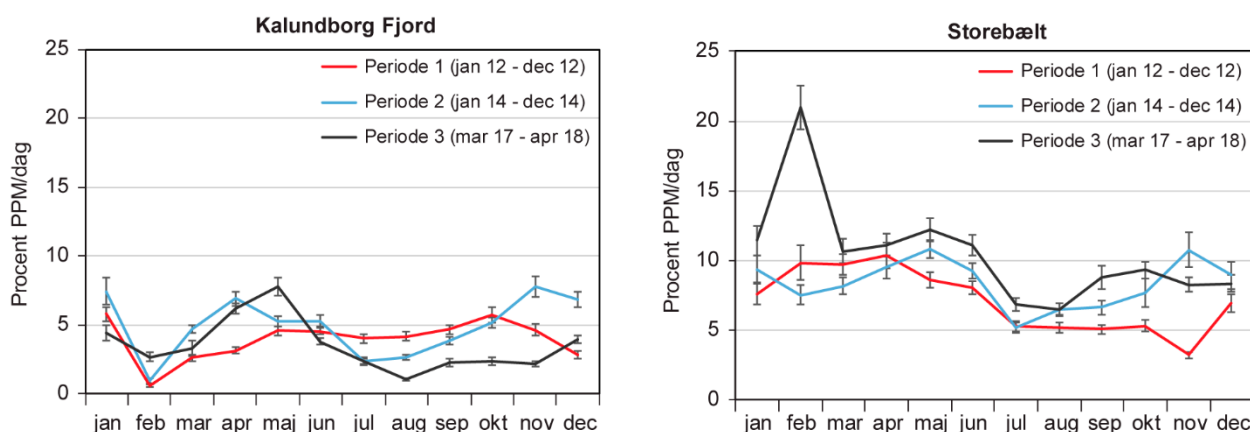
Passiv akustisk overvågning

Indre danske farvande

Fra marts 2017 til april 2018 blev der foretaget akustisk overvågning i Storebælt og Kalundborg Fjord. Disse to områder er tidligere overvåget akustisk i hhv. 2012 og 2014 (figur 8.9).

Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM/dag) varierer mellem de to områder og over året, men følger nogenlunde de samme svingninger mellem de tre perioder (figur 8.9). I Kalundborg Fjord var der flest marsvin fra marts-juni og oktober-januar. Der er et bemærkelsesværdigt dyk i februar især i 2012 og 2014, der kan skyldes det delvise islæg i fjorden.

I Storebælt var der generelt højere marsvineaktivitet end i Kalundborg Fjord. I Storebælt blev der registreret flest marsvin fra februar til juni og færrest i juli-august. I februar 2018 (periode 3) blev der registreret bemærkelsesværdigt mange marsvin i Storebælt. De mange marsvineklik er hovedsageligt registreret i nattetimerne på den nordvestlige station lige nord for Nyborg. Februar 2018 (periode 3) afviger som nævnt også fra tidligere år i Kalundborg Fjord, så det er muligt at ændringer i miljøvariable så som temperatur eller fiskemigrationer i februar 2018 har medført ændrede forhold for marsvinene generelt.



Figur 8.9. Gennemsnit for marsvine-positive minutter pr. døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i hhv. Kalundborg Fjord (Natura 2000-område Røsnæs, Røsnæs Fjord og Kalundborg Fjord) og Storebælt (Natura 2000-område Centrale Storebælt og Vresen). Data er vist for de tre overvågningsperioder (2012-2018). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Statistisk sammenligning af andel PPM (marsvine-positive minutter) pr. måned i de tre perioder (1: jan 2012 - dec 2012, 2: jan 2014 - dec 2014, 3: mar 2017-april 2018) i Natura 2000-områderne i Storebælt og Kalundborg Fjord viste en ikke signifikant forskel mellem periode 1 og 2 ($p > 0,05$) men en signifikant

forskel mellem periode 1 og 3 ($p < 0,05$) samt en generelt stigende trend. Pga. ændring i vægtning af data i de statistiske analyser, når en tredje periode inkluderes i modellerne, er den statistiske forskel mellem periode 1 og 2 i Storebælt mindre end tidligere af rapporteret i 'Marine områder 2016'. P-værdi er nu 0,057, hvilket er lige over grænsen for statistisk signifikans. I Kalundborg Fjord er periode 2 signifikant større end periode 1 og 3.

Spæktykkelse

I 2018 blev der udgivet en omfattende rapport over spæktykkelse hos danske havpattedyr bygget på alle data indsamlet i Danmark, Sverige og Tyskland indtil 2017, og der henvises til denne rapport for gennemgang af det samlede dataset for spæktykkelse (*Galatius m.fl.* 2018). Nærværende rapport omhandler datapunkter indsamlet i 2018 i Danmark og omfatter altså et meget lille dataset i forhold til den tidligere rapport. Datasættet, der præsenteres her, danner ikke et meningsfuldt grundlag for at lave gennemsnitsberegninger pr. art/forvaltningsområde/år.

Formålet med opmåling af spæktykkelse er på sigt at have nok data til etablering af grænser for 'god miljøtilstand'. Data fra 2018 blev suppleret med datapunkter fra de samme forvaltningsenheder fra Sverige og Tyskland. Der blev indsamlet spæktykkelse fra i alt 15 levende marsvin fanget i bundgarn, 20 levendefangede spættede sæler og 1 gråsæl, 9 regulerede spættede sæler, 2 bifangede, døde spættede sæler, 1 aflivet gråsæl og 9 strandede spættede sæler, 6 gråsæler og 35 strandede marsvin (strandinger dækker ukendt dødsårsag, der inkluderer bifangst i fiskernes garn), i alt data fra 98 dyr. Der indsamles ikke spæktykkelse for marsvin fra Østersøen, da bestanden vurderes at være for lille til at opnå prøver inden for projektperioden. Der skal foretages dedikerede indsamlinger i adskillige år i både Danmark, Sverige, Tyskland og Polen for at opnå en rimelig datamængde, da den samlede bestand i Østersøen kun udgør omkring 500 individer.

Tablet 8.2. Fordeling af spæktykkelsesdata pr. forvaltningsområde for 2018 baseret på data indsamlet i Danmark, Sverige og Tyskland.

Art	Forvaltningsområde	Antal dyr
Marsvin (<i>Phocoena phocoena</i>)	Bælthavet	38
	Nordsøen	12
Spættet sæl (<i>Phoca vitulina</i>)	Vestlige Østersø	10
	Kattegat	4
	Limfjorden	7
	Vadehavet	19
Gråsæl (<i>Halichoerus grypus</i>)	Nordsøen	6
	Østersøen	2

Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 13.000 dyr i 2018, 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, centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø. De gennemsnitlige årlige vækstrater over de sidste fem år for de fire områder har været på henholdsvis -3 %, -1 %, -2 % og 5 %. De relativt lave vækstrater tyder generelt på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne i de enkelte områder.

- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i Danmark i 2018 blev der registreret 79 individer i Kattegat, 229 i Vadehavet og 473 i Østersøen i fældeperioderne. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år.
- Stigningen i bestanden af gråsæl skyldes tilgang af individer fra nabofarvandene, således blev der kun registreret 6 gråsælunger født i 2018 i Danmark på kun én lokalitet. Dette er en stor tilbagegang ift. 15 unger på 5 lokaliteter i 2017, og de kommende år må vise, om dette repræsenterer en reel stagnation i en udvikling, der forventes at være kraftigt stigende.
- Antallet af marsvin i optællingsområdet i den sydlige Nordsø var i 2018 estimeret til 2.013 dyr med en tæthed på 0,38 marsvin/km². Dette er sammenligneligt med optællingen i 2017, men generelt ses en nedadgående trend fra 2011 og frem. I optællingsområdet i Skagerrak estimeredes 5.323 marsvin og en tæthed på 0,44 marsvin/km². Dette er betydeligt færre end 2017.
- Marsvin er overvåget med lyttestationer i Natura 2000-områderne i Kalundborg Fjord og Storebælt i tre perioder (2012, 2014 og 2017-2018). Marsvineaktivitet i de to områder varierer mellem stationer og sæsoner. Inden for hvert område følger årstidssvingninger nogenlunde det samme mønster i de tre perioder.
- Der er en stigende tendens i marsvineaktiviteten i Storebælt fra 2012 til 2018, hvorimod Kalundborg Fjord havde forhøjet marsvineaktivitet i 2014 ift. 2012 og 2017-2018.
- Populationen af marsvin i den indre Østersø er stadig kritisk truet.
- Der er endnu ikke nok datapunkter for spæktykkelse pr. art, alder, køn og område til at etablere grænser for 'god miljøtilstand'.

9 Undervandsstøj

Den nationale marine overvågning af støj omhandler lavfrekvent undervandsstøj fra skibe. Status for denne overvågning er rapporteret i den rapport, der er refereret og linket til nedenfor. Som det fremgår af sammenfatningen nedenfor, er rapporten en dataoversigt uden egentlige konklusioner.

Nielsen, M.L.K., Sørensen, P.M. & Tougaard, J. 2019. Undervandsstøj i indre danske farvande 2018. Havstrategidirektivets kriterium D11C2. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Teknisk rapport nr. 141.

<https://dce2.au.dk/pub/TR141.pdf>

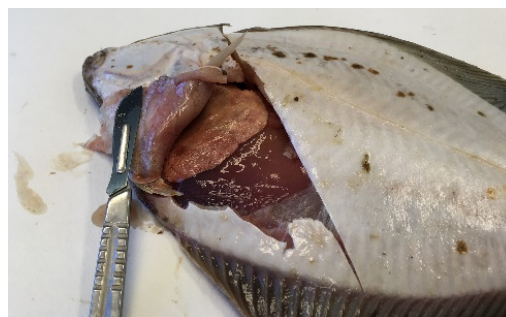
Sammenfatning

Havstrategidirektivet pålægger EU's medlemslande at overvåge havmiljøet og sikre, at der opretholdes eller opnås god miljøtilstand i vores farvande. Denne rapport beskriver overvågningen af undervandsstøj fra skibstrafik (Havstrategidirektivets Indikator 11.2) i indre danske farvande i 2018 (målt ved station Anholt, Hjelm, Lillebælt og Stevns). Rapporten omfatter de målinger, der er foretaget som led i Miljøstyrelsens overvågningsprogram (2018).

10 Miljøfarlige stoffer i biota og sediment

Martin M. Larsen

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



Platichthys flesus (skrubbe) organhule åbnet og klar til at udtage lever.

Foto: Martin M. Larsen.

I kapitlet anvendes en del forkortelser for stoffer, vurderingskriterier og konventioner. Der er derfor bagerst i kapitlet indsat en liste med en udspecificering af de anvendte forkortelser og definitioner. De målte koncentrationer af forurenende stoffer sammenholdes med tre typer kriterier: miljøkvalitetskrav (EQS, MKK), kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL) og fødevarergrænseværdier.

Metoder og datagrundlag

Overvågning i 2016 til 2018

Den marine overvågning omfatter både analyser af indholdet af tungmetaller og en række organiske miljøfremmede stoffer i sediment, muslinger og/eller fisk (tabel 10.1). Fra 2017 er overvågningsprogrammet justeret, så hver parameter fortrinsvis måles i én matrice (fx metaller kun i muslinger, mod tidligere både muslinger, fisk og sediment; dog måles kviksølv fortsat i både muslinger og fisk).

De biologiske effekter af miljøfarlige stoffer undersøges ved forskellige biologiske effektindikatorer i marine snegle, muslinger og fisk. Overvågningen af biologiske effektindikatorer rapporteres ikke i denne rapport, da snegle udgør hovedparten af effektmålingerne, og disse kun indsamles i ulige år og derfor rapporteres i 2020.

Data er indsamlet efter retningslinjerne i de gældende tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i muslinger, sediment og fisk (Larsen 2017a, b & Larsen & Strand 2017). Nærværende rapport omfatter data fra 2016, 2017 og 2018. Dataene er fagligt vurderet, men der tages forbehold for, at dele af data fra 2016 og 2017 endnu ikke er endeligt kvalitetssikrede. Enkelte stationer fra 2016 blev rapporteret i 2017.

Det er blevet svært at fange ålekvabber, da de stort set er udkonkurreret af den invasive art sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) i den vestlige Østersø. Siden 2016 er der derfor i stedet anvendt sortmundet kutling i Karrebæk Fjord og Smålandsfarvandet i undersøgelser af miljøfarlige stoffer.

Undersøgelse af sediment, muslinger (blåmusling eller sandmusling) og fisk (ålekvabbe, sortmundet kutling, skrubbe eller rødspætte) udføres én gang årligt, men ikke alle stoffer måles hvert år på alle stationer eller i alle organismer og matricer. Fra sedimentet udtages prøver fra den øverste centimeter, og i modsætning til organismer, som typisk afspejler påvirkningen de seneste uger/måneder, vil den øverste centimeter af sediment (mm i Vadehavet) typisk repræsentere de sidste 3-7 års påvirkning. Sedimentprøver blev i de første overvågningsprogrammer udtaget med 3-5 års intervaller, mens der i det nuværende NOVANA-program udtages sedimentprøver hvert år, men på forskellige stationer. Den geografiske dækning er derfor god, hvorimod det er sværere at følge eventuelle tidstrends. I Nordsøen udtages sedimentprøver 1 gang i perioden 2017-2021.

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, modsat fisk der nedbryder fx PAH'er.

For at vurdere omfanget af ophobning, som i sidste ende kan udgøre en risiko for de øverste led i fødekæden, analyseres der også for miljøfarlige stoffer i fisk. De bundlevende fisk ålekvabbe (alternativt sortmundet kutling), rødspætte og skrubbe er valgt som gode områdespecifikke monitoringsorganismer i kystnære områder, fordi de er mere stationære end pelagiske fisk som torsk og sild.

Tabel 10.1. Oversigt over stofgrupper, som er analyseret i marine prøver som en del af NOVANA-programmet for sediment, fisk og muslinger i 2016, 2017 og 2018. Det oprindelige program markeres med X, det reviderede program markeres med O. – indikerer, at parameteren ikke (længere) måles i den pågældende prøvetype. Hos fisk måles kun PFOS i lever, alle øvrige i muskel.

Stofgruppe	Sediment	Muslinger	Fisk
Antal stationer i alt	98	96	40
Kviksølv (Hg)	X – ⁷	X X O	X X X
Andre metaller ¹	X – ⁷	X X O	X O ⁶ O ⁶
Organotinforbindelser (TBT m.m.)	X – ⁷	X X O	X ⁴ – ⁶ – ⁶
Tjærestoffer (PAH'er) ²	X – ⁷	X X O	---
Phthalater og alkylphenoler	X X X	---	---
Dioxin, furaner og dioxinlignende PCB'er	X X – ³	(X X X) ⁵	X X X
Klorerede pesticider og alm. PCB'er	---	---	X O O
Bromerede flammehæmmere ³	---	---	X O O
Perfluorerede alkylerede stoffer (PFAS, lever)	---	---	X O O

¹ 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 skaldyrsdirektiv.

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

³ PBDE og HCBDD.

⁴ Kun i ålekvabber og sortmundet kutling frem til 2017.

⁵ I 7 udvalgte prøver årligt.

⁶ Måles dog på 1-3 fiskestationer i tillæg til NOVANA programmet.

⁷ Indgår dog i havstrategi sedimentprøver, der udtages ca. 1 gang hver 6. år fra åbne farvande.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for

organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cadmium og kviksølv er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i leveren. Hverken cadmium, kviksølv eller bly har nogen kendt nyttevirkning i organismer. Nikkel, kobber og zink er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning.

I bekendtgørelse 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017) er der anført miljøkvalitetskrav for metaller i vandfasen, og for enkelte metaller i biota og i sediment (*tabel 10.2a og b*). Der anvendes ikke prøver fra vandfasen i den marine overvågning, fordi resultaterne kun repræsenterer forekomster af miljøfarlige stoffer i et meget kort tidsvindue, især i Bælthavet og Øresund.

Baggrund for analyser af organiske miljøfremmede stoffer

Fra 2017 er analysestrategien ændret, så stofgrupper fortrinsvis analyseres i én udvalgt matrice. Mange af de organiske mere fedtopløselige forbindelser opkoncentreres mere i fisk end i muslinger, fordi fisk, og især fiskenes lever, har højere fedtindhold end muslinger. Derfor måles fedtopløselige forbindelser fortrinsvis i fisk, da målinger i muslinger ofte giver resultater under detektionsgrænsen. Dette gælder især klorerede og bromerede forbindelser. Perfluorforbindelserne er ikke på samme måde bundet til fedtstoffer.

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 her. Koncentrationen af PFAS i fiskenes muskeltvæv er ofte under detektionsgrænsen, og svenske undersøgelser indikerer en faktor 10 forskel mellem lever- og muskelkoncentrationer af PFAS i en lang række fiskearter (*Faxneld m.fl. 2014; Larsen, 2019*). Det er på linje med den faktor 10, der vurderes at være mellem lever- og muskelkoncentrationer for de klorerede pesticider HCH, HCB og DDT i fisk (*OSPAR 2005*).

Muslinger og sediment (indtil 2016) analyseres for forskellige forbindelser indeholdende organotin, herunder det nu forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT), samt tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og olie-spild. PAH måles ikke i fisk da fisk modsat muslinger nedbryder PAH. Udover PAH'er analyseres også for naphthalen. Naphthalen indikerer forekomst af mere flygtige olieforbindelser, og analyseres sammen med PAH'erne.

Sedimenter analyseres for forskellige blødgørere (phthalater) og alkylphenoler (nonyl- og octylphenoler), der dels anvendes i plastprodukter som stabilisatorer, dels som detergent i en række industrielle produkter. På grund af potentiale for nedbrydning i biota analyseres de ikke i fisk eller muslinger.

Der analyseres for dioxiner og dioxinlignende forbindelser i fisk, sediment og i syv udvalgte muslingeprøver fra syv stationer frem til 2017. De dioxinlignende forbindelser omfatter furaner og 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-ækvivalent (TEQ) i henhold til World Health Organization (WHO 2005).

Tabel 10.2a. Internationale biota vurderingskriterier fra EU (2006, 2008, 2011, 2013) og OSPAR (2005, 2009) samt nationale miljøkvalitetskrav (MKK), som er anvendt til at vurdere indholdet af metaller og organiske miljøfarlige stoffer i NOVANA-prøver fra 2016-18. Sedimentværdier: se tabel 10.2b.

Reference	Musling	Muslinger				Fisk (muskel)			
	DK MKK ¹	BAC	EAC	EQS ⁷	Fødevarer	BAC	EAC	EQS ⁷	Fødevarer
	BEK. 1625	OSPAR	OSPAR	EU	EU	OSPAR	OSPAR	EU	EU
Basis ²	VV	TV [VV]	TV	VV	VV	VV	VV	VV	VV
Stof	Enhed	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹
Kviksølv	-	90 [14]	-	20	500	35	-	20	500
Bly	110	1.300	-	-	1.500	26	-	-	300
Cadmium	160	960	-	-	1.000	26	-	-	50
Tributyltin (TBT) ⁴		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	-	-	-	-	-
Methylnaphthalener (Σ) ⁵	2.400	-	-	-	-	-	-	-	-
PAH (Σ4) 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 (Σ6)	-	-	-	-	-	-	-	-	75
PBDE (Σ6)	-	-	-	-	-	-	-	0,0085	-
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	-	-	-	-	-	-	-	167	-

¹ Miljøkvalitetskrav (MKK), Miljø- og Fødevareministeriet (2017).

² Basis for enhederne: TV: tørvægt (muslinger i DK i gennemsnit 16 % TS, omregnet til VV angivet i [] for kviksølv), 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 økotoxicologiske 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 (Σ4): Sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthren og chrysen, non-DL PCB (Σ6): sum af CB28, 52, 101, 153 og 180), PBDE (Σ6): 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 (PFOS dog 17,9) i de tilfælde, hvor stofferne er målt i fiskelever fremfor i muskel i henhold til OSPAR (2005) og Faxneld m.fl. (2014).

Tabel 10.2b. Internationale sediment vurderingskriterier fra US-EPA, OSPAR (2005, 2009, 2018) og HELCOM (2018) samt nationale miljøkvalitetskrav (MKK), som er anvendt til at vurdere indholdet af metaller og organiske miljøfarlige stoffer i NO-VANA-prøver fra 2016-18.

Reference	Danske	Internationale		
	MKK ¹ BEK. 1625	BAC OSPAR	EAC/EQS OSPAR/EU	ERL US-EPA brugt af OSPAR
Basis ²	TV	TV	TV	TV
Stof	Enhed	mg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
Kviksølv	-	0,07		0,15
Bly	163	38		47
Cadmium	3,8	0,31		1,2
Nikkel		36		21
Kobber		27		34
Zink		122		150
Stof	Enhed	mg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹	µg kg ⁻¹
Tributyltin (TBT) ³			0,8	
Naphthalen	0,138	8		160
Antracen	0,0048	5		85
Phenanthren		32		240
Pyren		24		665
Benz[a]anthracen		16		261
Chrysene		20		384
Fluoranthren		39		600
Benzo(a)pyren		30		430
Benzo(g,h,i) perylen		80		-
Indeno(1,2,3- cd) pyren		103		-
Methylnaphthalener (Σ)	0,478 × f _{oc}			
Nonylphenol	2,5 × f _{oc}			
Octylphenol	3,93 × f _{oc}			

¹ Miljøkvalitetskrav (MKK), Miljø- og Fødevareministeriet (2017).

² Basis for enhederne: TV: tørvægt (muslinger i DK i gennemsnit 15 % TS), VV: vådvægt.

³ Nyt svensk vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoxikologiske tests. Den er anvendt som 'trial' værdi i OSPAR og HELCOM i 2018 (da HELCOM normaliserer til 5 % TOC, er værdien her 1,6 µg kg⁻¹ (se evt. HELCOM 2018).

Vurdering af målte koncentrationer i forhold til vurderingskriterier

Data for de seneste tre år er vurderet vha. et vurderingsværkstøj udviklet til miljøstyrelsen (Larsen & Strand 2018). Der er ikke taget hensyn til organismernes placering i fødekæden (trofisk niveau) i sammenligning mellem måledata og grænseværdier. Der er heller ikke foretaget korrektion for forskellen mellem kviksølv i muskeltvæv og hele fisken. Denne korrektion ville ændre værdierne med en faktor 0,8-1,2, i gennemsnit 0,93 for fisk, der indgår i overvågningsprogrammet (jf. Larsen 2019).

Vurdering af tidlig udvikling i koncentrationer

Marine NOVANA-data indrapporteres årligt inden september det efterfølgende år til en international fælles database i ICES, og herfra anvendes data i de to havkonventioner for Nordsøen (OSPAR) og Østersøen (HELCOM) til at vurdere miljøtilstanden i Nordsøen og Østersøen sammen med data fra andre lande omkring de to havområder. Resultaterne for de seneste analyser kan findes i følgende webreporter:

- <http://dome.ices.dk/helcomhz2017/main.html> (HELCOM, Østersøen)
- <https://ocean.ices.dk/oat/> (OSPAR, Nordsøen)

I nærværende rapport er tidstrends beregnet i Excel med logtransformering af udvalgte stationer, baseret på data tilgængelige i ODA (i de fleste tilfælde fra 2004 og fremefter, men for enkelte stationer tilbage til 1992 og 1998). For sediment er der ingen stationer med mere end fire års prøvetagning, og meget spredt prøvetagning. Der fokuseres derfor på DEHP og nonylphenoler, som fortsat indgår i NOVANA-sedimentprogrammet.

Overvågningen i Danmark har bl.a. til formål at undersøge status for miljøfarlige stoffer i henhold til internationale konventioner. I HELCOM og OSPAR regi er det overordnede mål bl.a. at nå ned på koncentrationer 'tæt på baggrund', og at 'miljøsituationen ikke må forværres'. Derfor udføres der trendanalyser af den tidslige udvikling på stationer, der jævnlige undersøges, og hvor der foreligger mindst fem års data, hvoraf mindst to år er inden for de sidste seks år.

Resultater fra overvågningen i 2016-2018

Data er anvendt, som de foreligger i ODA pr. 1. juli 2019. Der kan være enkelte data fra 2016 og 2017 som på daværende tidspunkt ikke var inddateret i ODA. Der er 23 muslingestationer og 6 fiskestationer, hvorfra der er tilstrækkelige data til at lave tidstrendanalyser (mindst fem års data og sidste datapunkt senest 2015), disse er gennemført som lineær regression både direkte på data og efter log transformation. Udvalgte stationer repræsenterende forskellige farvandsområder er vist i *tabel 10.4*.

Metaller, PAH'er og TBT i muslinger

EQS for kviksølv er den eneste EQS fastsat for metaller i biota (fisk). I 2016-2018 var kviksølvkoncentrationen i 48 % af muslingeprøverne over EQS (*tabel 10.3*), hvilket er en højere procentdel end i 2012 til 2016. Principielt er EQS kun gyldig for fisk, og ved anvendelse i forhold til muslinger skal der, jf. vejledningen for anvendelse af EQS, omregnes til det relevante trofiske niveau. For kviksølv betyder det, at der ganges med en faktor > 10, hvorved alle muslingedata vil være højere end EQS.

Blåmuslinger fra Kalvebodløbet havde det højeste indhold af kviksølv og var 450 % over EQS, efterfulgt af Nivå Bugt, der lå 33 % over EQS. Generelt gælder EQS-værdierne for hele fisk (undtagen PAH'er), men værdierne kan også anvendes på andre arter.

Tabel 10.3. Vurdering af koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger efter OSPARs baggrundsvurderingskriterie (BAC, tørstof) og EU's eller nationale miljøkvalitetskrav (EQS for kviksølv eller MKK for cadmium, bly) og fødevarergrænseværdier (omregnet til vådvægt) fra *tabel 10.2a*. Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 96). For cadmium og bly er det danske miljøkvalitetskrav (MKK) lavere end OSPARs BAC (*tabel 10.2a*). Resultater > DG angiver, i hvor stor andel af prøverne, der er fundet koncentrationer over detektionsgrænsen.

Tilstand	Kviksølv	Cadmium	Bly
Resultater > DG (%)	100	100	100
Større end BAC (%)	69	21	59
Større end EQS/MKK* (%)	48	55*	68*
Større end EU fødevarer (%)	0	0	0

* MKK = miljøkvalitetskrav (danske).

Da niveauerne for BAC og EQS er næsten ens for kviksølv, når tørstofprocenten indregnes (middel tørstof på 16,2 % for muslinger i 2016-18 anvendt som proxy for BAC), var alle prøverne over EQS – også over BAC.

Kviksølv

For cadmium og bly er der ikke defineret EU EQS-værdier, men der er fastsat nationale MKK. Indholdet af bly og cadmium var i henholdsvis 59 % og 21 % af prøverne over BAC og tilsvarende i forhold til de nationale miljøkvalitetskrav (MKK), som ligger under BAC ved omregning efter gennemsnitlig tørstofindhold (*tabel 10.3*). Ligesom de tidligere år blev der ikke fundet indhold af metaller, der var over kvalitetsgrænserne for fødevarer i muslinger.

Det overordnede billede af den tidlige udvikling, inden for de forskellige stofgrupper, er, at der er tendens til faldende eller stabile koncentrationer for perioden 2004-2012. De mere avancerede tidstrendanalyser, der anvendes i OSPAR og HELCOM regi, viser for metaller som cadmium og bly, tendenser til stigende koncentrationer i muslinger og fisk i nogle områder (*Boutrup m.fl. 2015; HELCOM 2017, OSPAR 2016b*).

Udviklingen på de enkelte stationer er vist i *tabel 10.4*. Blandt de analyserede stationer findes kun få med en lineær faldende tendens, hvor $r^2 > 0,5$ (dvs. tid forklarer mere end 50 % af faldet). Alle metallerne i muslinger fra Bornholm udviser faldende tendens med en r^2 omkring 0,8. Cadmium i Roskilde Fjord ved Frederiksund var også faldende (*tabel 10.4*), og der var faldende tendens for cadmium i Nakkebølle Fjord (ikke vist). Der er samlet set to (kviksølv), tre (cadmium) og syv (bly) stationer med signifikant nedadgående tendens og ingen med stigende tendens. På de øvrige stationer ses ingen klare ændringer over tid.

Det skal bemærkes, at resultaterne i *tabel 10.4* ikke er direkte sammenlignelige med OSPARs og HELCOMs mere avancerede statistik, der analyserer udviklingen de seneste 6 år og inkluderer en ikke-lineær del for hele prøven. Der er i denne rapport ikke foretaget normalisering udover til tørstof.

Tabel 10.4. Resultater fra tidstrendanalyser af miljøfremmede stoffer i 23 muslingestationer efter log-transformering. Ikke signifikante trends er markeret med -, stigende, signifikante ($p < 0,05$ baseret på F-fordeling) trends er markeret med ↑ for stigende og ↓ faldende trends. For hver regression er korrelationskoefficienten (r^2) vist og angiver, hvor stor en andel af trenden, der er lineær (0 = ingen forklaringskraft, 1 = alt er forklaret med lineær trend). Bemærk at signifikansen afhænger af længden af tidsserien, så korte tidsserier kræver bedre korrelation for at være signifikante. Længden af tidsserien er angivet for hver station. i.a. angiver, at parameteren ikke er analyseret/rapporteret på stationen for alle år.

Station/år		Kviksølv	Cadmium	Bly	Naphthalen	Anthracen	Fluoranthen	TBT
Vadehavet (Halen)	Trend	-	-	↓	↓	-	-	-
år: 12	r^2	0,156	0,003	0,329	0,350	0,001	0,011	0,200
Vadehavet (Juvre Dyb)	Trend	-	-	-	↓	i.a.	-	-
år: 12	r^2	0,000	0,035	0,028	0,653	i.a.	0,056	0,056
Vadehavet (Sjølberg)	Trend	-	-	-	↓	-	-	↓
år: 7	r^2	0,046	0,072	0,179	0,504	0,103	0,283	0,832
Ringkøbing Fjord	Trend	↓	-	-	↓	↑	-	↓
år: 12	r^2	0,300	0,136	0,013	0,788	0,271	0,017	0,489
Limfjorden	Trend	-	-	-	↓	-	-	-
år: 9	r^2	0,030	0,110	0,124	0,611	0,017	0,012	0,051
Løgstør Bredning	Trend	-	-	-	-	-	-	-
år: 8	r^2	0,142	0,006	0,022	0,300	0,004	0,001	0,143
Langerak	Trend	-	-	↓	↓	-	-	↓
år: 12	r^2	0,010	0,055	0,273	0,498	0,088	0,006	0,340
Randers Fjord, indre	Trend	-	-	-	↓	-	-	-
år: 8	r^2	0,030	0,069	0,028	0,579	0,011	0,177	0,147
Randers Fjord, ydre	Trend	-	-	-	-	-	↑	↓
år: 9	r^2	0,115	0,217	0,338	0,285	0,243	0,558	0,727
Aarhus Bugt	Trend	-	-	↓	↓	↓	-	↓
år: 19	r^2	0,070	0,053	0,297	0,291	0,322	0,065	0,797
Horsens Fjord, indre	Trend	-	-	↓	-	-	-	↓
år: 10	r^2	0,220	0,130	0,349	0,265	0,040	0,003	0,785
Roskilde Fjord	Trend	-	-	-	-	-	↓	↓
år: 14	r^2	0,031	0,007	0,082	0,001	0,000	0,263	0,397
Roskilde Fjord	Trend	-	↓	-	-	-	↑	-
år: 8	r^2	0,380	0,586	0,251	0,250	0,344	0,589	0,168
Øresund, Nivå Bugt	Trend	-	-	-	↓	-	-	↓
år: 15	r^2	0,002	0,044	0,028	0,177	0,001	0,011	0,435
Lynette løbet	Trend	-	-	↓	↓	-	↓	↓
år: 15	r^2	0,013	0,007	0,157	0,186	0,132	0,256	0,658
Nakkebølle Fjord	Trend	-	-	↓	-	↑	-	↓
år: 6	r^2	0,185	0,450	0,556	0,011	0,773	0,120	0,871
Odense Fjord	Trend	-	-	-	-	-	-	↑
år: 11	r^2	0,002	0,077	0,006	0,140	0,193	0,001	0,265
Storebælt, Agersø	Trend	-	↓	-	i.a.	-	-	↓
år: 15	r^2	0,140	0,393	0,062	i.a.	0,016	0,010	0,245
Flensborg Fjord	Trend	-	-	-	↓	i.a.	-	-
år: 10	r^2	0,204	0,000	0,103	0,595	i.a.	0,015	0,209
Karrebæk Fjord	Trend	-	-	-	↓	-	-	-
år: 10	r^2	0,055	0,083	0,153	0,626	0,047	0,001	0,248
Karrebæk Fjord	Trend	-	-	↓	↓	-	-	↓
år: 12	r^2	0,124	0,007	0,237	0,624	0,123	0,021	0,664
Vejrø	Trend	-	-	-	↓	-	-	-
år: 8	r^2	0,004	0,373	0,019	0,838	0,000	0,095	0,237
Bakkegrund	Trend	↓	↓	↓	↓	-	↓	-
år: 9	r^2	0,732	0,769	0,928	0,537	0,002	0,502	0,007

De fleste PAH'er findes på de 66 muslingestationer rapporteret for 2016-18. Alle koncentrationer var over detektionsgrænsen for prøverne, undtagen for indeno-(1,2,3-cd)pyren, som blev påvist i 56 % af prøverne og antracen, phenanthren, naphthalen og benz(a)pyren, som blev påvist i ca. 85 % af prøverne (tabel 10.5 og 10.6). I de fleste tilfælde var niveauerne under BAC, EQS, OSPARs EAC og EU's fødevarekrav (tabel 10.5).

På seks stationer for benz(a)anthracen samt en til to stationer for fluoranthen, benz(a)pyren, phenanthren og pyren blev der dog fundet koncentrationer over BAC. EAC var overskredet for seks stationer for benz(a)anthracen og en for antracen.

Tabel 10.5. Indholdet af udvalgte PAH'er (tjærestoffer) i muslinger 2016-2018 sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 87). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen. Se også tabel 10.6 for PAH'er, der ikke er EQS-værdier for. Resultaterne for EQS er angivet både direkte og normaliseret til 1 % lipid, jf. tabel 10.2a.

Tilstand	Phenanthren	Fluoranthen	Benz[a]pyren	Benzo(b+j+k)-fluoranthen	Benz(ghi)perylene	Indeno(1,2,3-cd)pyren
Resultater > DG (%)	85	100	83	94	80	56
Større end BAC (%)	8	8	9	ikke def.	0	8
Større end EQS (%)	ikke def.	ikke def.	6	5	ikke def.	6
Større end EAC (%)	61	6	2	ikke def.	0	ikke def.
Større end EU fødevare (%)	ikke def.	ikke def.	6	ikke def.	ikke def.	ikke def.
EQS-grænser normaliseret til 1 % lipid i henhold til EU (2014).						
Over EQS (%)	0	0	5	0	0	ikke def.

Kun for naphthalen og antracen er de danske miljøkvalitetskrav (MKK) overskredet i hhv. 30 % og 3 % af målingerne. Data i denne rapport viser faldende tendens for et eller flere af stofferne naphthalen (15 af 22 tidstrends), antracen (1 af 21 tidstrend) og fluoranthen (3 af 23 tidstrend) i muslinger ved 17 ud af 23 stationer. Naphthalen viser især faldende tendens i fjordprøver fra Randers Fjord, Karrebæksminde Fjord, Roskilde Fjord og Bakkegrund ved Bornholm (tabel 10.4). Kun Roskilde Fjord viste stigende tendens for fluoranthen. For antracen viste Nakkebølle og Ringkøbing fjorde stigende tendens. Der var ikke væsentlig forskel på logaritmetransformerede og direkte målte værdier.

Test af den tidlige udvikling i indholdet af de to PAH'er (fluoranthen og benzo(a)pyren), undersøgt i OSPAR- og HELCOM-områderne i 2018, viste ved 4 ud af 136 stationer nedadgående tendenser og kun ved to stationer en opadgående tendens, dog uden danske NOVANA-data for 2016-2018 (OSPAR 2019).

Tabel 10.6. 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 (n = 87). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen. Se også tabel 10.5 for PAH'er med EQS-krav.

Tilstand	TBT	Naphthalen	Anthracen	Pyren	Benz[a]anthracen
Resultater > DG (%)	30	86	83	100	94
Større end BAC (%)	7	ikke def.	ikke def.	2	9
Større end EAC (%)	4	0	2	0	2
Større end MKK (%)	ikke def.	30	3	ikke def.	ikke def.

Koncentrationerne af TBT i muslinger var over detektionsgrænsen i 14 af 46 prøver, over BAC i tre og over EAC i to prøver (*tabel 10.6*). Koncentrationer under detektionsgrænsen betragtes som lavere end BAC. Der er sket et generelt fald i niveauerne i de danske farvande gennem det seneste årti (*Boutrup m.fl. 2015; OSPAR 2016a, HELCOM 2016, tabel 10.4*), og denne tendens ser ud til at fortsætte som et resultat af forbud mod anvendelsen, der blev vedtaget af den internationale maritime organisation (IMO) i 2008 (*OSPAR 2017*). Den nedadgående tendens ses i 12 af de 23 fjorde (*tabel 10.4*). I syv af 22 fjorde med $> 50\%$ forklaringskraft, og for 16 af 22 områder med $r^2 > 0,2$ forklaret ved lineær regression. I Odense Fjord er tendensen stigende ($r^2 = 0,27$) for lineær regression af log-transformerede data fra 2005 til 2018. Log-transformationen er især nødvendig ved analyse af tidlig udvikling af værdier med store koncentrationsforskelle.

De højeste TBT-niveauer var i Odense Fjord og stammer sandsynligvis fra tidligere udledninger i forbindelse med bygning af store skibe på Lindø Værftet, og måske en lettere tilgængelighed af TBT-holdig maling for lystbådesejlere i området før forbuddet. Langsom nedbrydelighed i sedimentets iltfrie zone og spredning af dybereliggende sedimentter ved storme og uddybning af sejlrender spiller sandsynligvis også ind. Det næsthøjeste niveau fandtes i Aalbæk Bugt (data ikke vist) i et område, der både før og efter forbuddet mod TBT i bundmaling anvendes til at ligge store skibe for svaj før passage ned i Kattegat til Østersøen. Indholdet i muslingerne stammer sandsynligvis fra residual forurening fra sedimentet, hvor nedbrydningen foregår meget langsomt i den anoxiske zone. Den sidste værdi over BAC var fra Flensborg Fjord, også et område med høj skibstrafik af større skibe.

Metaller og organiske stoffer i fisk

Både metaller og en række bioakkumulerbare organiske miljøfremmede stoffer blev analyseret i fire fiskearter: ålekvabbe, sortmundet kutling, skrubbe og rødspætte, som i 2016 blev indsamlet ved hhv. 6, 2, 1 og 1 stationer i de danske farvande. Alle stoffer blev analyseret i puljeprøve bestående af muskel/filét eller lever fra mindst 10 individer.

Da det er umuligt at fange nok ålekvabber i Smålandsfarvandet blev her anvendt sortmundet kutling i stedet. Kun for rødspætter og to af ålekvabbestationerne var der data til rådighed for andet end metaller og dioxinlignende PCB'er. Nedenfor er indholdet af miljøfarlige stoffer i fisk vurderet i forhold til de tidligere beskrevne vurderingskriterier (*tabel 10.2a og tabel 10.2b*).

Metaller

Kviksølv opkoncentreres ikke på samme måde som organiske stoffer og normaliseres ikke til fedtindholdet (jf. den nyeste vejledning fra *EU (2013)*). Ved en gennemgang af kviksølvindholdet i lever, muskel og hele fisk (*Larsen 2019*) blev det konstateret, at forholdet mellem muskel og hele fisk, som EQS-værdien er baseret på, giver 5-20 % højere værdier i musklen end for hele fisk. Dette svarer stort set til forskellen mellem de generiske trofiske niveauer af fiskene i overvågningsprogrammet og trofisk niveau 4, som er udgangspunktet for *EU (2013)* vurdering af kviksølv (20-30 % tillæg for at fiskene er under trofisk niveau 4). Der er derfor ikke korrigeret for muskel til hel fisk eller trofisk niveau i nedenstående gennemgang af kviksølv i fisk.

Indholdet af kviksølv i fisk oversteg i 67 % af de 30 analyserede muskelprøver EQS-værdien på $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt. EQS-værdien ligger samtidig under OSPARs BAC-værdi, som derfor ikke er anvendt. Overskridelsen var på op til 20 gange EQS-værdien. Den højeste værdi (20 gange EQS) var i ålekvabber

fra Køge Bugt (Kalvebodløbet), men også en prøve fra Langerak i Limfjorden var over 16 gange EQS-værdien. På denne baggrund vurderes det, at kviksølv stadig udgør en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i de danske farvande. Der er ikke fundet overskridelser af fødevaregrænseværdien på 500 µg kviksølv kg⁻¹ vådvægt. Ved langtidsstationerne (*tabel 10.7*) ses der generelt ikke faldende koncentrationer i perioden fra 2004, men stor variation fra år til år.

For kviksølv i muskel sås faldende tendens for Nordsøen. For de fleste områder så koncentrationen dog ud til at falde, men udviklingen var ikke signifikant.

Der er ingen EQS for cadmium i fisk, men der findes en BAC og EU fødevaregrænseværdi. Ingen af muskelprøverne havde cadmiumindhold over fødevaregrænseværdien på 50 µg kg⁻¹ vådvægt, men tre leverprøver, heraf to fra ålekvabber og sortmundet kutling (Kalvebod Brygge) og en fra rødspætter (Nordsøen) var over fødevaregrænseværdien. Fødevaregrænseværdier gælder normalt den del af fiskene, der spises, dvs. muskel.

Der var ingen signifikante tendenser for cadmium i muskelvæv (*tabel 10.7*), men koncentrationsændringerne ser i de fleste tilfælde ud til at have været lavere i de seneste år.

For bly er der en BAC og EU fødevaregrænseværdi på hhv. 26 µg kg⁻¹ og 300 µg kg⁻¹. Blyindholdet i lever fra rødspætter i Nordsøen og i muskel og lever fra ålekvabber i Køge Bugt ved Kalvebodløbet var over BAC. Indholdet af bly i både fiskemuskel og -lever var i alle prøver under fødevaregrænseværdien.

Generelt var blyindholdet i fisk tæt på detektionsgrænsen og i mange tilfælde under detektionsgrænsen. Det giver derfor ikke mening at lave tidstrendsanalyser pga. stor usikkerhed på værdierne.

For metallerne var der dermed ingen sikre overordnede tendenser, men forskellige meget områdeafhængige udviklinger over tid.

Organiske miljøfarlige stoffer

Fra 2011 er der analyseret for fluorerede forbindelser (PFAS) og TBT i fiskelever. Der eksisterer en EQS-værdi for PFOS i fisk, baseret på indtag til konsum (dvs. muskel), men for at kunne måle PFOS analyseres lever i NOVANA. Leveranalyser giver en opkoncentrering på 17,9 gange i forhold til hele fisk (*Faxneld m.fl. 2014*). De tre resultater over EQS-værdien på 9,1 µg kg⁻¹ fra ålekvabber fra Roskilde Fjord (13,3 - 16,5 µg kg⁻¹) og skrubber fra Nissum Fjord (10,9 µg kg⁻¹) vurderes derfor ikke til at være problematiske i forhold til EQS-værdien. Også historisk har der været værdier over 9,1 µg kg⁻¹ i forskellige områder.

TBT blev målt i mindre udstrækning end PFOS og udelukkende i ålekvabber. På en station i Aarhus Bugt fandtes ca. 20 gange højere TBT-koncentrationer i prøver fra 2011-2014 sammenlignet med 2017. I 2014 blev Miljøstyrelsens generelle overvågning af TBT i fisk stoppet, og herefter blev der kun målt i muslinger. På enkelte stationer blev der i 2017 dog målt TBT i fisk, og indikationerne ved alle stationer er, at koncentrationen af TBT er faldende. Blandt 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. PBDE blev målt i 30 muskelprøver, og i 93 % af tilfældene er summen af PBDE over EQS-værdien. Det vurderes derfor, at PBDE

fortsat er et problemstof i det marine miljø, og det er vigtigt at blive ved med at følge udviklingen i PBDE-forekomster efter politiske indgreb mod forbruget.

Dioxindata fra perioden 2016-2018 ved 12 stationer viste, at i alle tilfælde var WHO-TEQ-værdien over grænsen for fødevarer.

Indholdet af PCB 118 og 156 i muskler var i 61-86 % af de ca. 30 analyserede muskelprøver over OSPARs BAC for PCB, og i 42 % af prøverne var indholdet af den dioxinlignende PCB 118 over OSPAR EAC-værdi efter normalisering til fedtindhold, modsat PCB 153, hvor indholdet ikke var over OSPAR EAC-værdien efter normalisering til fedtindhold. Da der er målt i filet, er der anvendt det målte fedtindhold, hvor det har været tilgængeligt, og hvis ikke er anvendt 1 % (i 75 % af tilfældene). Fedtindholdet i ålekvabbemuskler ligger mellem 0,3 og 0,5 %, så 1 % er et meget konservativt estimat til normaliseringen. For enkelte stationer er der ikke rapporteret PCB-resultater, selvom der er PBDE-resultater (hhv. 26 og 29 mod 30 prøver).

Tabel 10.7. Resultater fra tidstrendanalyser af miljøfremmede stoffer i fisk efter log-transformering. Ikke signifikante trends er markeret med -, stigende, signifikante ($p < 0,05$ baseret på F-fordeling) trends er markeret med ↑ og faldende trends med ↓. For hver regression er korrelationskoefficienten (r^2) vist og angiver, hvor stor en andel af trenden, der er lineær (0 = ingen forklaringskraft, 1 = alt er forklaret med lineær trend). i.a. angiver, at parameteren ikke er analyseret på stationen. Bemærk at signifikansen afhænger af længden af tidsserien, så korte tidsserier kræver bedre korrelation for at være signifikante. Tidsseriens længde er angivet ved den enkelte station.

Station/år		Cadmium (lever)	Kviksølv (muskel)	Perfluoroktansul- fonsyre (lever)	TBT (lever)
Vadehavet år: 9	Trend	-	-	i.a.	i.a.
	r^2	0,292	0,107	i.a.	i.a.
Nordsøen år: 10	Trend	-	↓	-	-
	r^2	0,242	0,503	0,020	i.a.
Storebælt år: 13	Trend	-	-	↓	-
	r^2	0,017	0,000	0,704	i.a.
Øresund (Nivå Bugt) år: 8	Trend	-	-	i.a.	i.a.
	r^2	0,001	0,030	i.a.	i.a.
Køge Bugt (Kalvebod Brygge) år: 5	Trend	-	-	-	-
	r^2	0,561	0,596	0,111	0,581
Østlige Østersø år: 10	Trend	-	-	-	-
	r^2	0,076	0,081	0,307	i.a.

Sediment status

25 sedimentprøver indsamlet i 2016 er analyseret for metaller og PAH samt phenoler. For hver af metallerne blev der fundet to til tre prøver over ERL-værdien, der anvendes i OSPAR som acceptgrænse for 'god' tilstand. For nikkel er ERL-grænsen dog under BAC-grænsen, som betegner baggrundstilstand og ingen af prøverne var over BAC. Fem prøver havde indhold mellem ERL og BAC. For de øvrige metaller lå tre til seks prøver over BAC, som indikerer let forhøjede værdier. Der er ikke foretaget normalisering af data for metal, da flere af dem var meget sandede prøver.

For naphthalen og antracen, hvor der er fastsat danske MKK'er, var der for naphthalen ingen prøver over MKK, men for antracen var 40 % over MKK, som er på niveau med OSPARs BAC-værdi. Ved normalisering til 2,5 % TOC, som anvendes i OSPAR, var indholdet i alle prøver over OSPARs BAC for antracen og alle, undtagen én, for naphthalen, men i ingen af prøverne over det tilhørende ERL. Så selv om niveauerne var højere end baggrundsniveauet,

vurderes effekten at være lille på miljøet. For hver af PAH'erne: phenanthren, pyren, benz(ah)anthracen, fluoranthen, benzo-(ghi)perylene og indeno(123-cd)pyren var indholdet i mellem 24 og 88 % af prøverne over OSPAR's BAC, men kun i én til to prøver over ERL. Der var ingen resultater for benz(a)pyren og kun et enkelt for chrysen/triphenylen til rådighed.

Efter 2016 analyseres der i sediment kun nonylphenol og octylphenol samt phthalater. Der er fastsat MKK'er for nonyl og octylphenolerne i sediment. I op til 2 % af de 100 prøver, der er analyseret over de tre år, var indholdet over MKK'erne.

Indholdet i mange af de analyserede prøver var over baggrundsniveau for metaller og PAH'er, men kun få var over OSPARs aktionsgrænser. Anthracen forekommer dog udbredt i koncentrationer højere end MKK. MKK for anthracen er på niveau med OSPARs BAC.

Sammenfatning

- I muslinger var indholdet i perioden 2016-2018 højere end BAC og EAC eller MKK for kviksølv, cadmium og bly i de fleste prøver (96 prøver). Der var dog ingen overskridelser af fødevaregrænseværdierne.
- Ved få af de stationer, hvorfra der er analyseret metaller i muslinger, er der fundet signifikant faldende tidstrends for de enkelte metaller. Med mere avancerede metoder har OSPAR og HELCOM påvist stigende metalkoncentrationer i enkelte danske områder frem til 2016 og 2017.
- Der er sket et generelt fald i niveauet af TBT i muslinger over det seneste årti, og overvågningen af TBT viser et fortsat fald. Dog med Odense Fjord som en væsentlig undtagelse, idet tendensen der er stigende.
- For PAH'erne var der generelt få prøver med indhold over EAC eller MKK. Phenanthren og naphthalen er dog undtagelser, hvor en væsentlig del af prøverne ligger over henholdsvis EAC (61 %) og MKK (30 %). Der var få stationer med klart faldende trends blandt PAH'er i muslinger. Dog var naphthalen faldende på hovedparten af de undersøgte stationer.
- Generelt er der ingen udvikling for metaller i fisk på tidstrendstationer, bortset fra faldende kviksølv i Nordsøen. Med mere avancerede metoder har OSPAR og HELCOM, som for muslinger, påvist stigende metalkoncentrationer i enkelte danske områder frem til 2016 og 2017.
- TBT-indholdet i fisk var på tre ud af fem stationer faldende. PFOS-udviklingen var varierende med stigende tendenser på nogle stationer og faldende på andre. Forventningen, baseret på HELCOM- og OSPAR-analyser af tidligere data, er, at indholdet af de chlorerede og bromerede forbindelser generelt er faldende.
- I sediment er indholdet af mange metaller og PAH'er over baggrundsniveau, men kun få over aktionsgrænserne i OSPAR. Anthracen forekommer udbredt i højere koncentrationer end MKK og er et udbredt problem. MKK er på niveau med OSPARs BAC. Kun i få prøver er der fundet højere indhold af nonylphenoler og octylphenoler end MKK.

Definitioner

Miljøkvalitetskrav (EQS, MKK)

Definition fra bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Miljøkvalitetskrav: Den koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.

Kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL)

Definition fra bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Kvalitetskriterium: Den højeste koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som skønnes ikke at medføre uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Fødevarergrænseværdier

Definition fra EF Nr. 1881/2006: Der bør fastsættes lave grænseværdier, som med rimelighed kan forventes overholdt under iagttagelse af god landbrugs-, fiskeri- og fremstillingspraksis, under hensyntagen til den risiko, der er forbundet med forbruget af de pågældende fødevarer. For forurenende stoffer, der betragtes som genotoksiske carcinogener, og i tilfælde, hvor den nuværende eksponering af befolkningen eller af sårbare befolkningsgrupper ligger tæt på eller overstiger det tolerable indtag, bør grænseværdierne sættes så lavt, som det med rimelighed er muligt.

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		
BAC	Baggrundsvurderingskriterier (Background Assessment Criteria)	OSPAR
EAC	Miljøvurderingskriterier (Environmental Assessment Criteria)	OSPAR
EQS	EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (Environmental Quality Standard)	EU
ERL	Miljøvurderingskriterium for sediment (Effect Range Low)	US-EPA, adopteret OSPAR
MKK	Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav	Danmark
EC	Grænseværdi fastsat af EU's fødevareautoritet EFSA	EU/fødevarestyrelsen
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 alkylede stoffer	
PFDA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFOSA og PFUnA	Perfluorerede alkylede 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	

11 Marint affald

Den nationale marine overvågning af marint affald omhandler:

- Marint affald langs strande
- Mikroplastik i sediment
- Affald i fiskemaver
- Affald i mallemukker

Status for denne overvågning er rapporteret andetsteds, og for nogle af parametrene foreligger der endnu ikke rapporter med de nyeste data. Nedenfor er givet referencer og link til publicerede rapporter samt en kort sammenfatning af DCE-rapporten.

Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

Feld, L., d'Arcy Metcalfe, R. & Strand, J. 2018: National monitoring of beach litter in Denmark 2018. Research note from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 11 pp.

http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Beach_litter_at_Danish_reference_beaches_2018.pdf

Sammenfatning

Mængden og sammensætningen af strandaffald blev i 2018 opgjort ved tre indsamlinger hhv. forår, sommer og efterår på hver af de seks danske referencestrände. Resultaterne varierede både mellem strandene og med årstiderne på den enkelte strand, men med generelt større affaldsmængder ved Lange-rak og Skagen og mindre ved Risø, Pomlenakke, Kofoeds Enge og Nymind-gab. Der var en faktor 20 mellem højest og lavest registrerede antal affalds-stykker pr. indsamling, som varierede mellem 29 og 563 stykker affald pr. 100 m strand. Plastik udgjorde den største andel af affaldet (38-90 %, i gennemsnit godt 80 %) efterfulgt af forarbejdet træ. De hyppigste typer af plastikaffald var uidentificerbare fragmenter af plast, men også engangsplastik, herunder slikpapir og emballage til mad og drikkevarer, reb og snor fra fiskeriaktivitet samt jagtpatroner og vatpinde var blandt de affaldsemner, der blev fundet i store antal på strandene.

Mikroplastik i sediment

Prøver indsamlet i 2018 er endnu ikke oparbejdet/rapporteret.

Affald i fiskemaver

Ingen planlagt overvågning i 2018 - prøver indsamles i 2020 og 2021.

Affald i mallemukker (Wageningen)

Van Franeker, J.A., Kühn, S., Pedersen, J. & Hansen, P.L. 2018: Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, The Netherlands. 25 pp.

<https://mst.dk/media/183486/malemukker2017.pdf>

12 Ikke-hjemmehørende arter

Den nationale marine overvågning af ikke-hjemmehørende arter omhandler registrering af sådanne arter i tilknytning til den eksisterende overvågning samt overvågning ved brug af e-DNA. Denne overvågning er i en udviklingsfase, og der er endnu ikke rapporteret data.

Del 3 – Overordnede betragtninger

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.

Menneskelige aktiviteter har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i havet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer fra Danmark og nabolandene til de danske farvandsområder. Hertil kommer påvirkningen fra forskellige aktiviteter på havet. Endvidere påvirker klimaforandringerne også havmiljøet.

Det danske overvågningsprogram er i overensstemmelse med vandrammedirektivet, havstrategidirektivet og habitatdirektivet tilrettelagt med fokus på eutrofiering, miljøfarlige stoffer og 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.

Overvågningsprogrammet (NOVANA) har til formål at tilvejebringe et datagrundlag for en overordnet beskrivelse af påvirkning, tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne for de forskellige vandområder er opfyldt. Det forudsætter, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er harmoniseret og entydigt beskrevet.

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 vidensbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

13 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2018 samt diskuterer årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Klimatiske forhold

I 2018 var det varmt med en gennemsnitlig lufttemperatur 1,8 °C over langtidnormalen (1961-1990) og 0,7 °C over den seneste tiårige referenceperiode (2008-2017), men dog køligere end rekordvarme 2014. Det var især fra midt i april til midt i august, at temperaturen var usædvanlig høj.

Vindretningen var i 2018 fra syd og øst i en længere periode fra januar til maj, hvor vinden normalt kommer fra sydvest. Den gennemsnitlige vindhastighed var markant under normalen, men generelt på niveau med referenceperioden. Vinden var svag i starten og slutningen af året samt i maj, mens det blæste relativt meget i september.

Antallet af solskinstimer i 2018 var 27 % over normalen og det højeste siden målingernes start i 1920. Især maj, juni, juli og oktober var mere solrige end normalt.

Nedbørsmængden i 2018 var 16 % lavere end normalen og 24 % lavere end referencen. Nedbørens sæsonfordeling adskilte sig især ved, at der var usædvanlig lidt nedbør i maj-juli og oktober-november. Ferskvandsafstrømningen fra land var relativt høj i starten af året, men den beskedne mængde nedbør maj-juli betød, at afstrømningen var meget lille fra juni og året ud.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget 1-1½ °C i løbet af de sidste 30-40 år, og var i 2018 i gennemsnit ca. 1,5 °C højere end normalen og ca. 0,4 °C højere end referenceperioden.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne for koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) i fjorde og kystvande i 2018 var lidt under niveauet for langtidsmidlen (1989-2016) i starten af året. Resten af året var koncentrationerne meget lave, bl.a. som følge af den usædvanlig lille afstrømning fra juni og året ud. Koncentrationen af opløst silicium (DSi) var høj i starten af året, men fulgte derefter det normale mønster, dog på et lavt niveau i slutningen af året.

Månedsmidlerne for koncentrationerne af DIN i de åbne indre farvande i 2018 fulgte overordnet den normale sæsonvariation, dog på et lavere niveau end langtidsmidlen. Koncentrationen af DIP var på niveau med langtidsmidlen i starten af året men faldt derefter til et niveau under langtidsmidlen. I slutningen af året steg koncentrationen igen til niveauet for langtidsmidlen som følge af udstrømning fra Østersøen og opblanding af næringsrigt bundvand. Koncentrationen af DSi var meget høj i starten af året og i november, hvilket også skyldtes udstrømmende Østersøvand. Resten af året fulgte koncentrationen af DSi i store træk det normale mønster.

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 effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for DIN siden 2003 og for DIP siden 1998. Årsmidlerne for DIN og DIP i 2018 var på et relativt lavt niveau, der har været næsten uændret de sidste ca. 15 år.

De faldende næringsstofkoncentrationer de seneste årtier har bevirket, at både kvælstof og fosfor er potentielt begrænsende for den planktoniske primærproduktion (algevæksten) i en stor del af vækstperioden. Det var også tilfældet i 2018, hvor begrænsningen i både fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande svarede til niveauet for de senere år. En yderligere reduktion af begge næringsstoffer forventes derfor at begrænse algevæksten yderligere. Intern tilførsel af næringsstoffer fra bunden i år med meget iltsvind kan dog være en væsentlig kilde til næringsstoffer i nogle områder. Men også denne kilde reduceres, efterhånden som puljen i bunden langsomt mindskes.

Plantep plankton og vandets klarhed

Væksten af plantep plankton i fjorde og kystvande fulgte i 2018 lysindstrålingen i store dele af vækstsæsonen. Det viser, at næringsstofkoncentrationerne i fjordene er så høje, at algevæksten i store dele af vækstsæsonen hovedsageligt er begrænset af lys. I maj og juni var algevæksten væsentligst reguleret af næringsstofftilgængeligheden og lå under middelværdien på trods af en høj afstrømning gennem vinteren og foråret, hvilket indikerer en positiv effekt af indsatsen for at begrænse tilførslerne af næringsstoffer. Den forøgede vækst i sensommeren skyldes antageligt frigivelse af næringsstoffer fra bunden som følge af iltsvind. Den varme sommer betød, at lagdelingen i vandsøjlen var udtalt, og derfor var vandsøjlels alger kun i begrænset omfang i kontakt med bundlevende græssere, især muslinger, hvilket resulterede i forhøjede klorofylkoncentrationer i juni måned.

I de åbne indre farvande fulgte algevæksten i 2018 hovedsageligt samme sæsonmønster som i fjordene, men med en vækstrate betragteligt under langtidsmiddelværdien i forårsperioden. I de åbne farvande betød den varme tørre sommer, at vandet var klarere end normalt i juli, idet der både var lav afstrømning og stabil lagdeling, så næringsstofftilførslen til de øverste vandlag var begrænset. I de øvrige måneder var sigtdybden tæt på middelværdien, og klorofylkoncentrationen fulgte også middelværdien tæt.

Forholdene i vandsøjlen i 2018 var, vurderet ud fra algevækst, vandets klarhed og klorofylkoncentrationer, dårligere end i 2012-2013. Forholdene var bedre end i 1980'erne, men er nu på niveau med tilstanden midt i 1990'erne. Analyser af sammenhængen mellem algevækst og kvælstofftilførsler bekræfter tidligere års konklusion om, at tilførsler fra danske landområder har signifikant effekt på algevæksten, og at effekten kan ses både i en umiddelbar påvirkning og i en forsinket effekt som følge af frigivelse af næringsstoffer lagret i havbunden.

Iltforhold

Iltsvindet i 2018 startede tidligt i nogle sårbare områder, men generelt ikke så tidligt som i 2017. Hen over sommeren blev iltsvindet mere omfattende, og iltsvindet var udbredt og meget intenst sidst i juli og starten af august, især i de kystnære områder. En kortvarig storm med vindstød af orkanstyrke 10. august forbedrede iltforholdene markant i de mere lavvandede områder, mens stormen ikke havde nogen positiv effekt på de dybereliggende iltsvindsområder.

Først i forbindelse med stormen 21. september og den efterfølgende periode med langvarig kraftig blæst forbedredes iltforholdene i de dybereliggende områder. De sidste rester af iltsvind forsvandt som normalt i løbet af november.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2018 særlig slem i Limfjorden, Mariager Fjord, de dybere områder i det nordlige Bælthav, sydlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og i de sydøstjyske fjorde. Der blev også registreret udbredt iltsvind i Femern Bælt, Kiel Bugt, Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt samt Arkonabassinet i en stor del af iltsvindsperioden. I flere områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden og observeret døende og døde bunddyr.

Arealudbredelsen af iltsvind medio september var i 2018 lige som de seneste år større end for perioden 2010-2012, men dog generelt mindre end før 2010. Men flere tusinde kvadratkilometer påvirkes fortsat af iltsvind, hvilket viser, at de indre danske farvande stadig er meget sårbare, og at iltsvind derfor kan udvikle sig markant i større områder i perioder med svage vinde og høje temperaturer.

Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande har overordnet udvist en tendens til et fald vurderet for hele overvågningsperioden. Men i de seneste år er der sket en positiv udvikling i fjorde og kystvande, mens dette ikke har været tilfældet i de åbne indre farvande, hvor iltforholdene dog var markant forbedret i 2018. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er karakteriseret ved store regionale forskelle. De seneste ti år har der således været en negativ udvikling i nogle regionale områder, mens der har været en positiv udvikling i andre regionale områder.

Bundplanter

Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen entydig udvikling siden starten af den nationale overvågning i 1989. I starten af perioden skete der samstemmende et fald i dybdeudbredelsen i alle farvandstyper (inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden), efterfulgt af en stigning og endnu et fald. De seneste ti år (2009-2018) har der overordnet været en positiv udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse, om end der er sket en stagnation de seneste år. Ålegræssets dækningsgrad er reduceret siden 1989, men der har været en tendens til en stigning de seneste ti år, som dog er stagneret. Dette forløb skyldes formodentlig, at en periode i fjorde og kystvande med markant forbedrede forhold i vandsøjlen (især lys og iltsvind) er blevet afløst af nogle år med tilbagegang for miljøtilstanden i vandsøjlen.

Makroalgernes dækningsgrad har overordnet udviklet sig positivt siden 1989 undtagen i Limfjorden. Udviklingen de seneste ti år har været mindre entydig, idet der enten er sket en fremgang eller har været stagnation. Makroalgernes dækningsgrad på de undersøgte stenrev i Kattegat i 2018 var bedre end i perioden 1994-2006 og på niveau med forholdene de senere år.

Bundfauna

I fjorde og kystvande var forholdene i 2018 varierende for bundfaunaen. I kun to ud af tredive besøgte områder var forholdene gode, mens forholdene var ringe i seks af områderne. I flere tilfælde hang de ringe forhold sammen med dårlige iltforhold. Det var bemærkelsesværdigt, at to stationer i Lillebælt Bredning havde meget forskellige miljøtilstande. En analyse af data, der dækker en periode på 100 år, tyder på, at der kan være sket et kollaps af bundfaunasamfundet på den ene station omkring årtusindskiftet. Forskellene mellem

stationerne i Lillebælt Bredning illustrerer betydningen af vekselvirkningerne mellem faunaens aktivitet og havbundens tilstand.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med artsrigdomme på samme høje niveau som ved prøvetagningen i 2015 og 2017 (ingen prøvetagning i 2016). Som tidligere observeret var bundfaunaens tilstand dog relativ dårlig på den dybe bløde bund i Kattegat, og artsrigdommen i et beskyttet område var halveret i forhold til tidligere registreringer i området. I lighed med tidligere år var tilstanden også ringe i Arkona Bassinet og Femern Bælt.

Bundfaunaens tilstand i Nordsøen og Skagerrak i 2018 var stort set uændret i forhold til 2016, dog var der i 2018 en lavere biomasse og individtæthed end ved prøvetagningen i 2016. Artsrigdommen i Nordsøen var markant lavere end i Kattegat, og specielt i Skagerrak var der indikationer på dårlige miljøforhold. Den dominerende forekomst af eutrofieringsfølsomme arter tyder på, at bundtrawling er den dominerende presfaktor for bundfaunaens biodiversitet i Nordsøen.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 13.000 dyr i 2018 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. Det samlede antal spættede sæler i Danmark har været nogenlunde uændret de sidste syv år, hvilket tyder på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig miljøets 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 ti år, og i 2018 blev der registreret en del gråsæler i både Vadehavet (229), Kattegat (79) og især i Østersøen (473). På danske lokaliteter blev der observeret 6 unger, alle på samme lokalitet, hvilket er et fald i forhold til 2017, hvor der blev observeret 15 unger på fem forskellige lokaliteter. De kommende år vil vise, om dette er en reel stagnation i udviklingen, der ellers forventes at være kraftigt stigende.

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. I optællingsområdet i den sydlige Nordsø var antallet af marsvin i 2018 sammenligneligt med 2017 og underbyggede en svagt faldende tendens for antallet af marsvin i Nordsøen siden 2011. I 2018 var tætheden af marsvin i Skagerrak betydelig lavere end i 2017.

Miljøfarlige stoffer

Målinger af miljøfarlige stoffer viste i 2018 ligesom tidligere år, at indholdet af metaller i de undersøgte muslinger var under grænseværdierne for fødevarer. Koncentrationerne af metaller i muslinger var dog i de fleste tilfælde over baggrunds- og miljøkvalitetsværdier fastsat nationalt eller i regi af OSPAR.

Der var ingen entydig tidlig udvikling i koncentrationen af metaller i muslinger på tværs af prøvetagningsstationerne. Koncentrationen af det forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT) i muslinger er generelt faldende, og indholdet af tjærestofferne (PAH) var generelt lave og lå omkring baggrundsværdierne.

Længere oppe i fødekæden, i prøver fra fisk, var koncentrationen af især kviksølv og i nogle tilfælde også cadmium over kvalitetskravene, og kviksølv udgjorde fortsat en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i danske farvande. Blandt organiske miljøfremmede stoffer var især bromerede flammehæmmere (PBDE), der i dag kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr og mennesker, et problemstof i det marine miljø.

Koncentrationer af miljøfremmede stoffer i overfladesedimentet repræsenterer typisk de sidste tre til syv års påvirkning. Mange metaller og tjærestoffer i sedimentet var over baggrundsniveau på de besøgte stationer. Tjærestoffet antracen blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravet og derfor fortsat et udbredt problem i de marine sedimenter.

Diskussion

Forholdene i de danske farvande i 2018 var i forhold til de seneste år forbedret eller på samme niveau for nogle parametre (fx artsrigdom (bundfauna)) og forringet for andre parametre (fx klorofyl (planteplankton)). For de biologiske parametre var miljøtilstanden bedre end for 10-15 år siden for bundplanter og bundfauna, men for planteplankton er forholdene forværret de senere år og på niveau med situationen i sidste halvdel af 1990'erne.

Koncentrationerne af opløste uorganiske næringsstoffer i de danske farvande i 2018 var, lige som i de senere år, meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. 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 lavere næringsstofkoncentrationer er tilstanden dog stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre.

Et periodisk udbredt og intenst iltsvind i 2018 viste, at havmiljøet stadig er sårbart, og at længerevarende ugunstige klimatiske betingelser fortsat kan 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 få afgørende indflydelse på ikke bare iltsvind, men miljøtilstanden mere generelt.

De reducerede næringsstofkoncentrationer i vandsøjlen forventes at resultere i lavere primærproduktion (algevækst) og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, større sigtddybde, mindre iltsvind og større udbredelse af bundplanter. Selv om næringsstofniveauet har været markant reduceret i en længere årrække, er den forventede positive udvikling i miljøtilstanden kun i sin indledende fase og delvist stagneret. Årsagen til den forsinkede respons 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. Miljøfarlige stoffer kan også have en negativ effekt på de biologiske parametre.

Desuden påvirker klimaforandringer havmiljøet bl.a. i form af stigende temperatur, som fx mindsker iltindholdet i vandet, og dermed øger risikoen for iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundliggende strukturændringer (fx bundforhold og artssammensætning) i økosystemet som følge af mangeårig eutrofiering været medvirkende til den langsomme respons på den reducerede tilførsel af næringsstoffer.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger store og mangeartede, og det vil kræve yderligere indsats og mere tid, før en stabil god miljøtilstand opnås. De danske marine økosystemer er fortsat sårbare i forhold til fx næringsstoffer, miljøfarlige stoffer og fiskeri. De klimatiske betingede ændringer øger yderligere behovet for reduktioner i tilførsler af næringsstoffer og andre tiltag for at opnå en god miljøtilstand. Forskningen viser, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil de marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til den oprindelige tilstand, men i stedet finde en ny balance. Økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, vil således ofte have en tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er derfor en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt forhindre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøforvaltning.

14 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPO-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsens & 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.

analyser – 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. Blågrøn-alger 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 panserede 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 pg 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 (kviksølv, 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 → vandloppe → 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 $\mu\text{g/g}$; 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.
 $\mu\text{g/kg}$ = $\mu\text{g kg}^{-1}$ – 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, $\mu\text{g l}^{-1}$.

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 (NO_3^-) – 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 olie-spild.

PCB – polychlorerede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes desuden tidligere i kondensatorer. Sættet 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^{-12} g).

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^{-12} l).

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.

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.

15 Referencer

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.

Borja A., Marin S.L., Muxika I., Pino L. & Rodriguez J.G. 2015: Is there a possibility of ranking benthic quality indices to select the most responsive to different human pressures. - Marine Pollution Bulletin 97: 85-94.

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.) 2019: Danmarks klima 2018. DMI rapport 19-01. Danmarks Meteorologiske Institut. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2019/DMI-Rap19-01.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., 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.

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>.

de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà N., Duarte, C. M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Jankowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayer, G., Seglar Arañó, X., de Jong, D.J., Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Vergara, J.J. & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. - *Nature Communications* 10: 3356.
<https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>.

Den danske stormliste: Link:

https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Bruger_upload/Stormlisten/STORMS_IN_DENMARK_SINCE_1891.pdf.

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.

DMI årsrapport. Året 2018: Link:

https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aars-sammendrag/Sammendrag_2018.pdf.

Doney, S.C. 2010: The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. - *Science* 328: 1512-1516.

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.

Eigaard O.R., Bastardie F., Hinzen N.T., Buhl-Mortensen L., Mortensen P.B., Catarino R. et al. 2017: The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. - *ICES Journal of Marine Science* 74: 847-865. doi: 10.1093/icesjms/fsw194.

Erfteemeijer, 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.

Erichsen, A.C. (red.), Timmermann, K. (red.), Christensen, J.P.A., Kaas, H., Markager, S. & Møhlenberg, F. 2017: Development of models and methods to support the establishment of Danish River Basin Management Plans: Scientific documentation. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy & DHI.

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>.

Feld, L., d'Arcy Metcalfe R. & Strand J. 2018: National monitoring of beach litter in Denmark 2018. Research note from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 11 pp.
http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Beach_litter_at_Danish_reference_beaches_2018.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. 2018: Vandkemi. Teknisk anvisning nr. M02 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 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.

Galatius, A., Kyhn, L.A. & van Beest, F. 2018: Spæktykkelse som indikator for tilstand hos danske havpattedyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 269.
<https://dce2.au.dk/pub/SR269.pdf>.

Hammer, K.J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E.C., Sand-Jensen, K. & Moore, K.A. 2018: High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. - *Marine Ecology Progress Series* 604: 121-132.

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.

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

Hansen, J.L.S & 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. 551, s. 57-62.

Hansen, J.L.S & Josefson, A.B. 2019: Blødbundsfauna. Teknisk anvisning nr. M19, ver., 2 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 13 s.

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.

Hansen, J.L.S. & Blomqvist, M. 2018: Effekt af bundtrawling på bundfaunasamfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 256. <http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>.

Hansen, J.W. & Petersen, D.L.J. (red.) 2011: Marine områder 2010: NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 6.

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

Hansen, J.W. (red.) 2015: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. - Videnskabelig rapport fra DCE 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 nr. 208.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 253. <http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>.

Hansen, J.W. (red.) 2019: Marine områder 2017: NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 308. <http://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf>.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2018A: Iltsvind i danske farvande i juli-august 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 21 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2018B: Iltsvind i danske farvande i august-september 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2018C: Iltsvind i danske farvande i september-oktober 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2018D: Iltsvind i danske farvande i oktober-november 2018. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.

Hansen, J.W., Rytter, D. & Balsby, T.J.S. 2014: Iltsvind i danske farvande i september-oktober 2014. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Härkönen, T., Hårding, 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_HO-LAS%20II%20component.pdf.

HELCOM 2018: Tributyltin (TBT) and imposex. HELCOM core indicator report. Online. Viewed 20.11.2018. <http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Tributyltin%20TBT%20and%20imposex%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf>. ISSN: 2343-2543

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & van de Bund, W. 2010: The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future - *Science of the Total Environment* 408(19): 4007-4019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>.

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.

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

- 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.
- Josefson, A.B. & 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.
- Jørgensen, L., Markager, S. & Maar, M. 2014: On the importance of quantifying bioavailable nitrogen instead of total nitrogen. - Biogeochemistry 117: 455-472. doi: 10.1007/s10533-013-9890-9.
- 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>.

Kyhn, L.A. & Galatius, A. 2018: Spæklagets tykkelse hos danske marsvin og sæler. Teknisk anvisning nr. M31 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 40 s.
https://pure.au.dk/portal/files/131307790/TA_M31_Sp_klagets_tykkelse_hos_danske_marsvin_og_s_ler_ver1.pdf.

Larsen, M.M. 2017a: Miljøfarlige stoffer i muslinger. Teknisk anvisning M22, version 2, fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13 s.

Larsen, M.M. 2017b: Miljøfarlige stoffer i sediment. Teknisk anvisning M24, version 2, fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13.

Larsen, M.M. 2019: Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport nr. 144.
<http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf>.

Larsen, M.M. & Strand, J. 2017: Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk anvisning M25, version 2, fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.

Larsen, M.M. & Strand, J. 2018: Værktøj til håndtering og behandling af data for miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Teknisk rapport nr. 127.
<http://dce2.au.dk/pub/TR127.pdf>.

Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keisman, J. et al. 2018: Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 3658-3662.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>.

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 hårdbund. 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., Vincent W. & Tang E.Y. 1999: Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis. - *Limnology and Oceanography* 44: 597-607.

Markager, S. & Fossing, H. 2014: Klorofyl *a* koncentration. Teknisk anvisning nr. M07, ver. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Markager, S. & Fossing, H. 2015: Primærproduktion. Teknisk anvisning nr. M08, ver. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Maxwell P., Eklof J., van Katwijk M., O'Brien K., de la Torre-Castro M., Bostrom C., Bouma T., Krause-Jensen D., Unsworth R., van Tussenbroek B. & van der Heide T. 2017: The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biological Reviews* 92: 1521-1538. doi: 10.1111/brv.12294.

McCrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C. & Moreno-Mateos, D. 2017: Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. - *Limnology and Oceanography* 62: 507-518.

Miljø- og Fødevarerministeriet 2017: BEK nr 1625 af 19/12/2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (erstatte BEK 439 fra 2016).

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, M.L.K., Sørensen, P.M. & Tougaard, J. 2019: Undervandsstøj i indre danske farvande 2018. Havstrategidirektivets kriterium D11C2. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Teknisk rapport nr. 141.
<https://dce2.au.dk/pub/TR141.pdf>.

Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. - TEMA-rapport fra DMU 28/1999. 64 s.

Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1994: Patch dynamics of eelgrass. - *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegismond, 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 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: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/organotin-sediment/>.

OSPAR 2018: CEMP assessment web-application. Online. Viewed 20.11.2018, <https://ocean.ices.dk/oat/>.

OSPAR 2019: <http://dome.ices.dk/osparmime2018/main.html>.

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.

Pedersen, H.B. & Deding, J. 2017: Blødbundsfauna. Undersøgelser i beskyttede områder i Kattegat (havstrategiområder). Miljø- og Fødevareministeriet, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 121 s.

Petersen, C.G.J. 1913: Havets Bonitering. II. Om Havbundens Dyresamfund og om disses betydning for den marine Zoogeografi. Beretn. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn. 21: 1-42.

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., Özyaydinli, 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.

Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltsvindsmode. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.

- Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. - *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Sherwood, E.T., Greening, H.S., Johansson, J.R., Kaufman, K. & Raulerson, G.E. 2017: Tampa Bay (Florida, USA): Documenting seagrass recovery since the 1980's and reviewing the benefits. - *Southeastern Geographer* 57: 294-319.
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C. & Bartolino, V. 2018: Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. - *Marine Ecology Progress Series* 586: 41-55. doi: 10.3354/meps12434.
- 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.
- 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.
- 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 m.fl. 2019: Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 353. <http://dce2.au.dk/pub/SR353>.
- Timmermann, K., Markager, S. & Gustafsson, K. 2010: Streams or Open Sea? Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a coupled 3D hydrodynamic-ecological model. *Journal of Marine Systems* 82: 111-121.
- Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder - del 3. Statistiske modeller og metoder til bestemmelse af indsatsbehov. - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.
- van Loon, W.M.G.M., Walvoort, D.J.J., van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R., Schmitt, P., Scholle, P., Heyer, K., Lavaleye, M., Phillips, G., Duineveld, G.C.A. & Blomqvist, M. 2018: A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. - *Ecological Indicators* 89: 667-679.
- 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.

Viquerat, S., Herr. H., Gilles. A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J. 2014: Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology*. 161:745-754.
<https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6>.

Van Franeker, J.A., Kühn, S., Pedersen, J. & Hansen, P.L. 2018: Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, The Netherlands. 25 pp.

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 korrektioner for variationer i afstrømning

Jacob Carstensen

Næringsstoffkoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

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 $N(4,14;0,0442)$, 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

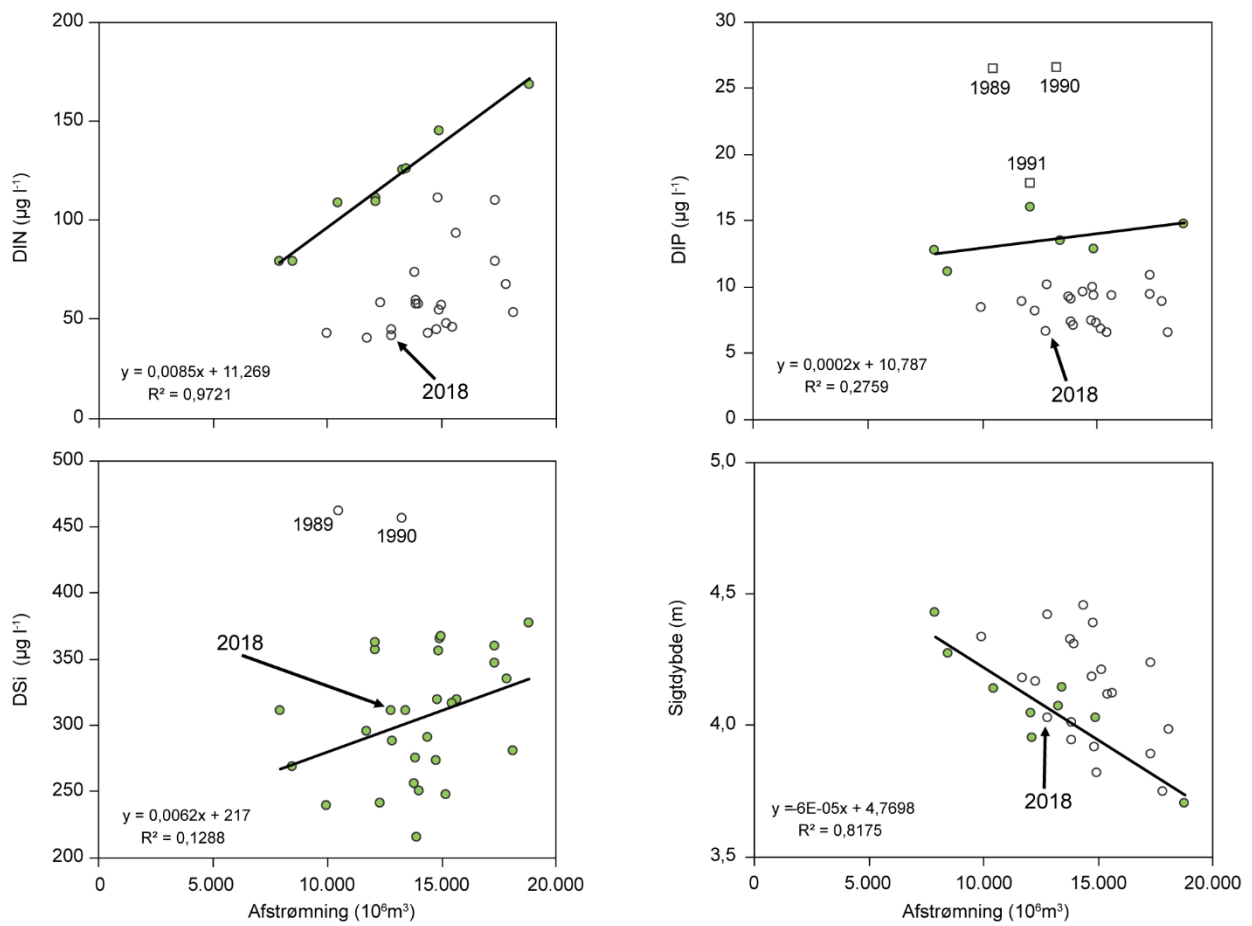
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis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

Relationen 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, hvorfor årene efter 1997 er udeladt af relationen for både kvælstof og fosfor. For DIP er data fra 1989-1991 også udeladt, da punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for DS_i, men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

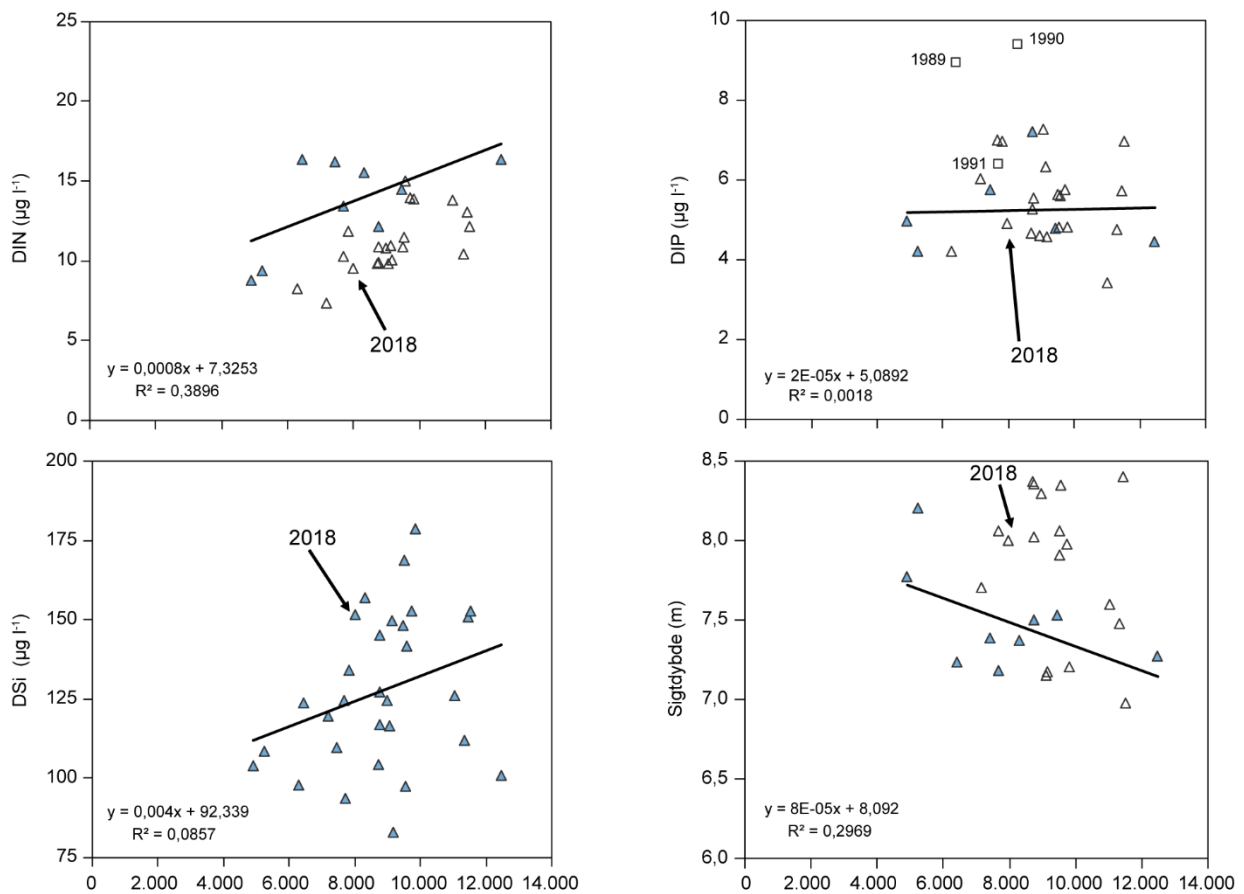
Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for overfladevand (0-10 m) i de åbne indre farvande (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97). For DIN og DIP var relationerne bedre for de udvalgte år end for hele perioden, men relationerne var dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DS_i, 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 (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97; DS_i: 1989-2018). For DIN og DS_i gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng i forhold til afstrømningen (*figur B1.3*).

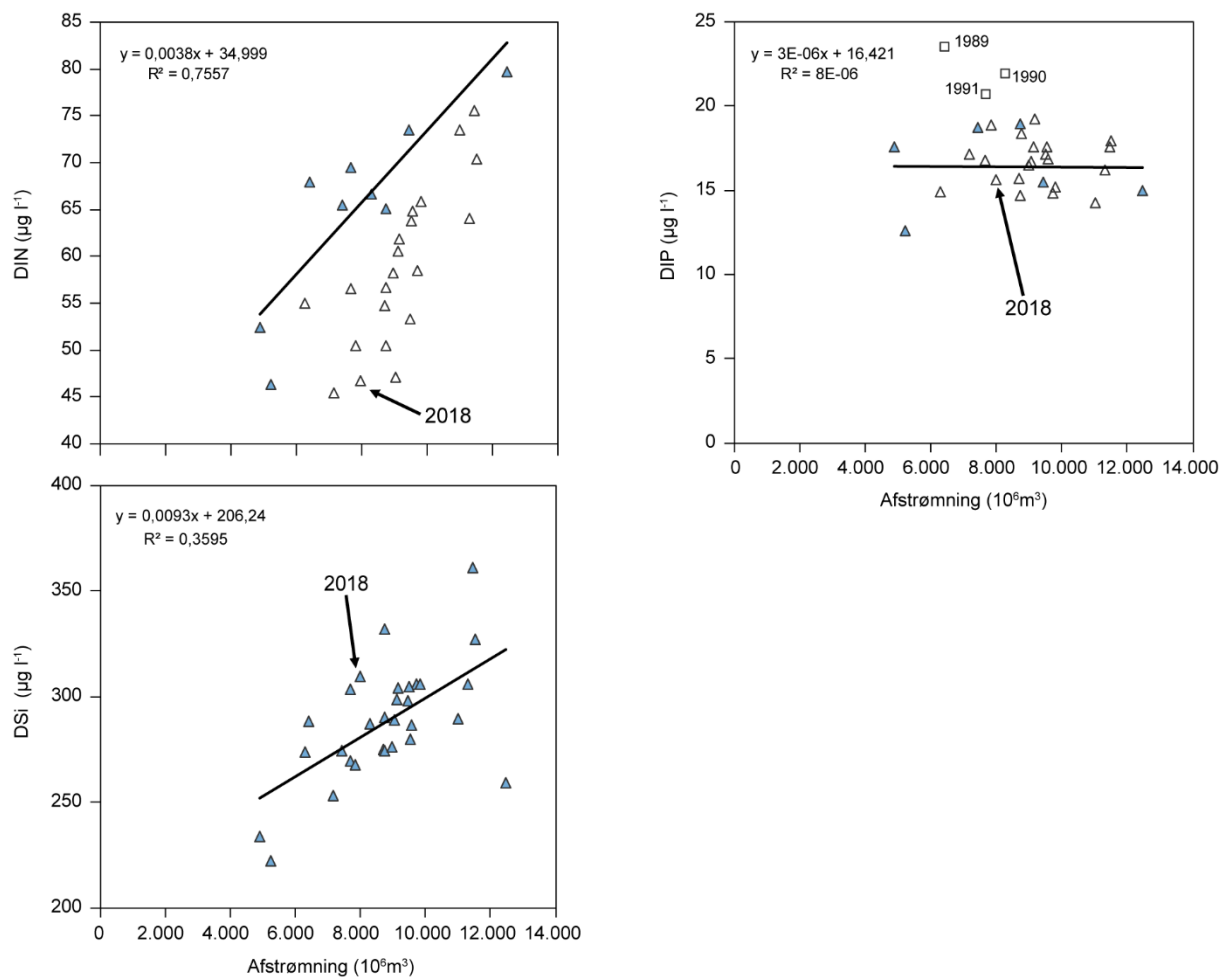
For sigtddybde er valgt de samme kriterier som for kvælstof, da sigtddybden er stærkt koblet til mængden af TN i vandet, både for fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande.



Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSI og sigtedybde i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2018 er markeret med åbne cirkler for DIN, DIP og sigtedybde. For DIP er årene 1989-1991 markeret med åbne firkanter, og for DSI er årene 1989 og 1990 markeret med åbne cirkler. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streng) er baseret på data repræsenteret ved de fildte farvede symboler.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSi og sigtgybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2018 er markeret med åbne trekanter for DIN, DIP og sigtgybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP og DSI for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande mod afstrømning. Årene 1998-2018 er markeret åbne trekantede for DIN og DIP, og for DIP er desuden årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkantede. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort strek) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.

Bilag 2 - Dataanalyser – bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræs- og makroalgetransekter i områder og farvandstyper

I vandrammedirektivet er samtlige farvandstyper omfattet af den nationale marine overvågning klassificeret som 'kystvande'. I kapitlet om bundplanter (kapitel 6) inddeles ålegræs- og makroalgetransekterne i henholdsvis fire og fem farvandstyper; for ålegræs i typerne 'inderfjorde', 'yderfjorde', 'Limfjorden' og 'kystvande', og for makroalgerne i typerne 'inderfjorde', 'yderfjorde', 'Limfjorden', 'kystvande' og 'åbne farvande (stenrev)'. 'Kystvande' repræsenterer her overvejende mere eksponerede områder. Inddelingen er lavet ud fra det hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere farvandstyper, hvilket skyldes, at inddelingen er baseret på de enkelte transekter.

Ålegræstransekter			
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	

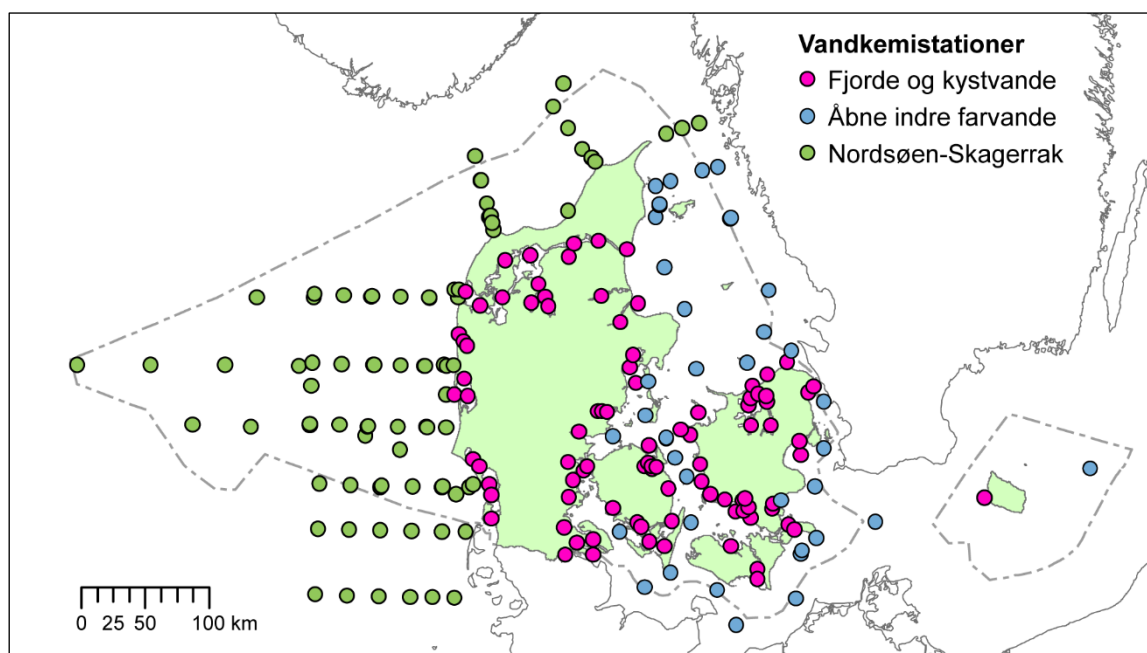
Makroalgetransekteer				
Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden	Åbne farvande (stenrev)
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord	Arkona
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak	Kattegat centralt
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen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

Bilag 3 - Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

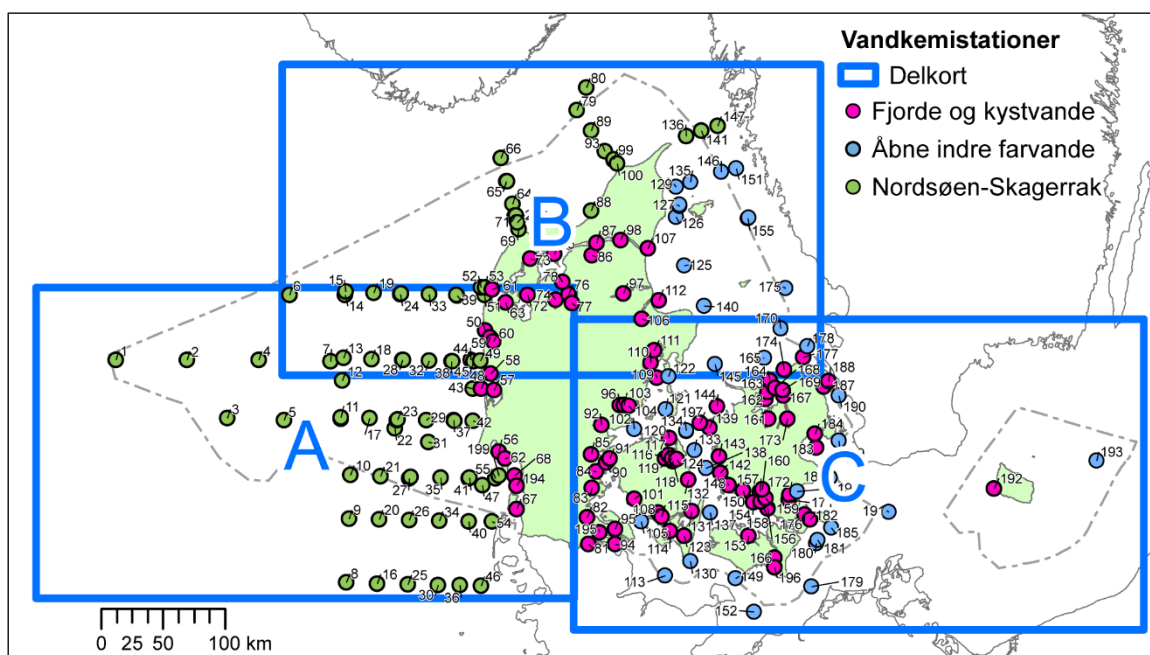
Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würgler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

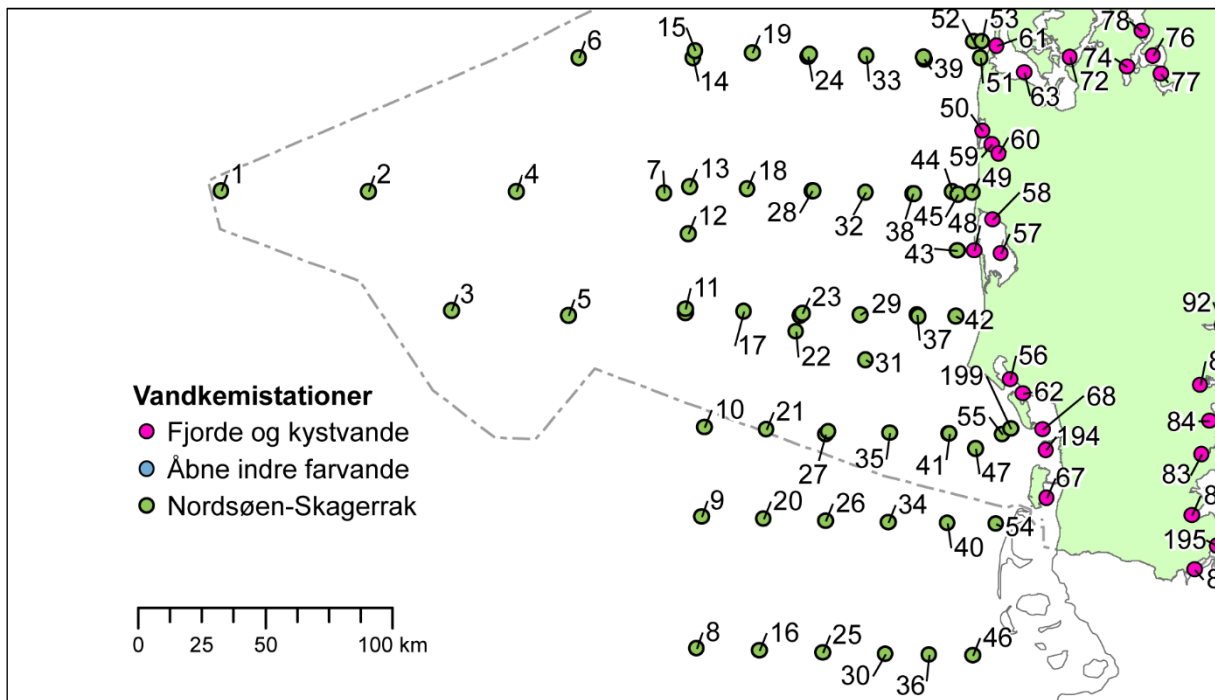
Vandkemistationerne i kapitlerne om klima og næringsstoffer er inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsøen-Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig en del fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have en forskellig tidlig udvikling, som tydeliggøres ved opdelingen og giver grundlag for en diskussion af forskellen mellem områderne. Miljøstyrelsen og Aarhus Universitet er i gang med at gennemgå stationsgrundlaget for dette bilag.



Figur B3.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.



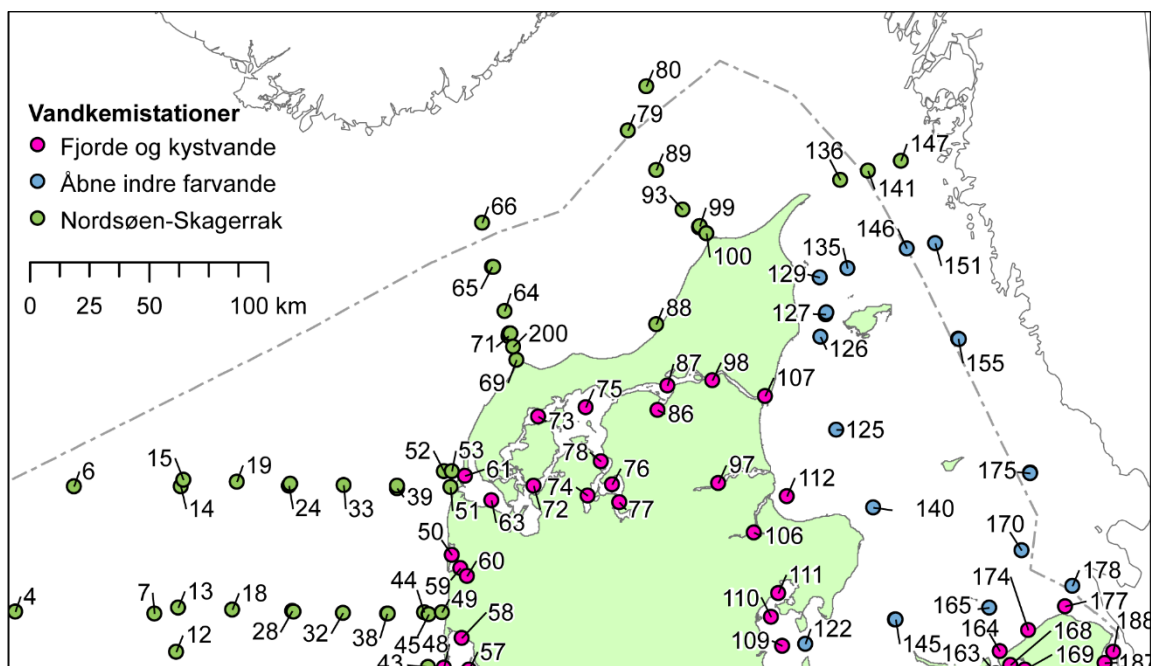
Figur B3.2. Afgrænsning af kortudsnit med opdeling af vandkemistationer i farvandstyper og med angivelse af stationsnumre.



Figur B3.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Table B3.1. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B3.3).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077	21	1055	35	1053	51	1022
2	DMU1076	22	1047	35	DMU1053	54	1059
3	DMU1048	23	DMU1044	36	1081	55	1086
4	DMU1075	23	1044	37	DMU1042	56	RIB1610002
5	DMU1047	24	DMU1025	37	1042	57	RKB10
6	DMU1027	24	1025	38	1035	58	RKB1
7	DMU1074	25	1083	38	DMU1035	59	RKB22
8	1085	26	1062	39	DMU1023	60	RKB23
9	1064	27	DMU1054	39	1023	61	RKB59
10	1056	27	1054	40	1060	62	RIB1610008
11	DMU1046	28	DMU1072	41	1052	63	VIB3702-00001
11	1046	28	1072	41	DMU1052	67	SJY3
12	1075	29	1043	42	1041	68	RIB1620014
13	1074	29	DMU1043	43	RKB44	72	VIB3705-00001
14	DMU1026	30	1082	44	RKB42	74	VIB3727-00001
15	1027	31	1048	45	1034	76	VIB3728-00001
16	1084	32	1071	46	1080	77	VIB3729-00001
17	1045	32	DMU1071	47	RIB1510009	194	RIB1630016
18	1073	33	1024	48	RKB43	199	RIB1510007
19	1026	33	DMU1024	49	RKB41		
20	1063	34	1061	50	RKB21		



Figur B3.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

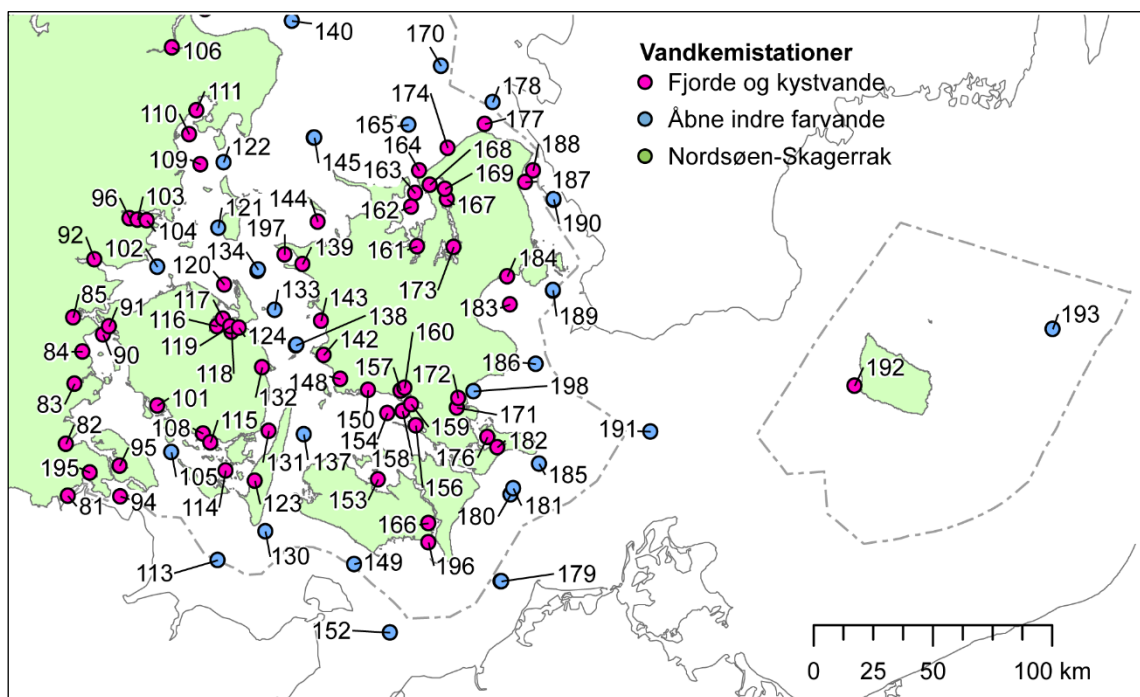
Tabel B3.2. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur B3.4).

Nr. på kort	Stationsnavn
6	DMU1027
7	DMU1074
13	1074
14	DMU1026
15	1027
18	1073
19	1026
24	DMU1025
24	1025
28	DMU1072
28	1072
32	1071
32	DMU1071
33	1024
33	DMU1024
38	1035
38	DMU1035
39	DMU1023
39	1023
44	RKB42
45	1034
49	RKB41
50	RKB21
51	1022
52	RKB63

Nr. på kort	Stationsnavn
53	RKB62
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
63	VIB3702-00001
64	1131
65	DMU1133
65	1133
66	1135
69	1019
69	VIB2300-23100
71	DMU1130
71	VIB2300-23102
71	1130
72	VIB3705-00001
73	VIB3723-00001
74	VIB3727-00001
75	VIB3708-00001
76	VIB3728-00001
77	VIB3729-00001
78	VIB3726-00001
79	1106
80	1006
86	NOR6602

Nr. på kort	Stationsnavn
87	VIB3711-00001
88	NOR1106
89	1104
93	1102
97	NOR5503
98	VIB3713-00001
99	NOR7725
99	1101
99	DMU1101
100	NOR7715
100	1013
106	ARH230902
107	NOR4411
110	ARH170006
111	ARH170002
112	ARH190004
125	409
125	DMU409
125	NOR409
126	NOR403
127	403
127	DMU403
129	1009
129	DMU1009
135	1008

Nr. på kort	Stationsnavn
135	DMU1008
136	1005
140	415
140	DMU415
141	1002
145	DMU925
145	925
146	1007
146	DMU1007
147	1004
151	1001
151	DMU1001
155	DMU905
155	905
165	922
165	DMU922
170	418
170	DMU418
174	FRB1937
175	DMU413
175	413
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
200	VIB2300-23101



Figur B3.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Tabel B3.3. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark (figur B3.5).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJYKFF2	120	FYN6940622	153	STO0201061	179	954
82	SJY15	121	432	154	STO0101015	180	449
83	SJYHADF0008	122	427	156	STO0104002	180	DMU449
84	SJYhadf008	123	FYN0018571	157	STO0102006	181	STO0901032
85	VEJ0003350	124	FYN0018825	158	STO0101047	182	STO0703006
90	FYN6100021	130	450	159	STO0103052	183	ROS1727
91	FYN0018112	130	DMU450	160	STO0102013	184	KBH1723
92	VEJ0004273	131	FYN6500053	161	VSJ10006	185	STO0901008
94	SJYKFF5	132	FYN0018752	162	VSJ10003	186	441
95	SJY12	133	FYN6700053	163	FRB8000	186	DMU441
96	VEJ0005790	134	DMU935	164	FRB1993	187	FRB1877
101	FYN0018232	134	935	165	922	188	FRB2013
102	VEJ0006870	137	443	165	DMU922	189	1728
103	VEJ0006089	137	DMU443	166	STO0601056	189	DMU1728
104	VEJ0006489	138	DMU939	167	FRB8550	189	KBK1728
105	FYN6300043	138	939	168	FRB75	190	DMU431
108	FYN0018361	139	VSJ41008	169	FRB65	190	431
109	ARH170117	142	VSJ44011	170	418	191	444
110	ARH170006	143	VSJ43020	170	DMU418	191	DMU444
111	ARH170002	144	VSJ30006	171	STO0802023	192	BRK1040050
113	DMUN3	145	DMU925	172	STO0802008	193	BRKBMPK2
113	N3	145	925	173	ROS60	195	SJYFF31
114	FYN6500062	148	VSJ51013	174	FRB1937	196	STO0501059
115	FYN6500051	149	952	176	STO0704010	197	VSJ41007
116	FYN6910008	149	DMU952	177	FRB1939	198	STO0801008
117	FYN6900017	150	VSJ53016	178	921		
118	FYN0018841	152	DMUM2	178	DMU921		
119	FYN0018843	152	M2	179	DMU954		

Table B3.4. Navne og numre for vandkemistationer i Danmark.

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
403	127	604962	6351382	B
409	125	609251	6302861	B
413	175	690983	6284623	B
415	140	624970	6270074	B
418	170	687313	6251948	B, C
427	122	596333	6212723	C
431	190	734622	6197599	C
432	121	594002	6186137	C
441	186	727088	6130849	C
443	137	629898	6102245	C
444	191	774976	6103250	C
449	180	716389	6077733	C
450	130	613847	6062841	C
905	155	661137	6341874	B
921	178	708865	6237158	B, C
922	165	673859	6227974	B, C
925	145	634244	6222835	B, C
935	134	610842	6169090	C
939	138	626727	6138528	C
952	149	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
1001	151	651098	6381422	B
1002	141	622715	6412029	B
1004	147	636440	6416185	B
1005	136	610943	6407973	B
1006	80	529417	6447375	B
1007	146	639196	6379140	B
1008	135	613969	6370743	B
1009	129	602562	6366913	B
1013	100	554773	6385476	B
1019	69	474779	6332305	B
1022	51	446859	6278762	A, B
1023	39	424378	6279107	A, B
1024	33	401898	6279571	A, B
1025	24	379419	6280156	A, B
1026	19	356943	6280860	A, B
1027	15	334468	6281686	A, B
1034	45	437902	6225080	A, B
1035	38	420309	6225371	A, B
1041	42	437205	6176854	A
1042	37	422553	6177090	A
1043	29	399530	6177560	A

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
1044	23	376509	6178153	A
1045	17	353489	6178867	A
1046	11	330472	6179703	A
1047	22	374202	6170795	A
1048	31	401646	6159884	A
1052	41	434422	6130517	A
1053	35	411154	6130923	A
1054	27	386829	6131479	A
1055	21	362507	6132169	A
1056	10	338186	6132993	A
1059	54	453090	6095037	A
1060	40	433900	6095280	A
1061	34	410447	6095688	A
1062	26	385929	6096246	A
1063	20	361413	6096938	A
1064	9	336899	6097765	A
1071	32	401681	6225758	A, B
1072	28	380985	6226283	A, B
1073	18	355117	6227080	A, B
1074	13	332356	6227912	A, B
1075	12	331630	6209369	A
1080	46	443920	6043209	A
1081	36	426665	6043454	A
1082	30	409411	6043765	A
1083	25	384609	6044326	A
1084	16	359808	6045023	A
1085	8	335010	6045854	A
1086	55	455576	6130254	A
1101	99	551750	6388220	B
1102	93	544702	6395558	B
1104	89	533635	6412151	B
1106	79	521673	6428769	B
1130	71	472332	6343453	B
1131	64	469885	6352747	B
1133	65	465025	6371341	B
1135	66	460210	6389940	B
1728	189	734306	6160592	C
ARH170002	111	584826	6233938	B, C
ARH170006	110	581915	6224084	B, C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH190004	112	588513	6274839	B
ARH230902	106	574581	6259482	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
BRK1040050	192	860663	6121823	C
BRKBMPK2	193	943545	6144867	C
DMU1001	151	651098	6381422	B
DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B
DMU1009	129	602562	6366913	B
DMU1023	39	424567	6278231	A, B
DMU1024	33	401898	6279571	A, B
DMU1025	24	378863	6279299	A, B
DMU1026	14	333537	6278844	A, B
DMU1027	6	288520	6278915	A, B
DMU1035	38	420734	6225400	A, B
DMU1042	37	421849	6177511	A
DMU1043	29	399530	6177560	A
DMU1044	23	375780	6177208	A
DMU1046	11	330476	6178459	A
DMU1047	5	284365	6177155	A
DMU1048	3	238312	6179122	A
DMU1052	41	434635	6130625	A
DMU1053	35	411154	6130923	A
DMU1054	27	385941	6130277	A
DMU1071	32	401681	6225758	A, B
DMU1072	28	380460	6226409	A, B
DMU1074	7	322294	6225420	A, B
DMU1075	4	263823	6226127	A
DMU1076	2	205607	6226067	A
DMU1077	1	147680	6226341	A
DMU1101	99	552053	6388650	B
DMU1130	71	471409	6342383	B
DMU1133	65	464526	6371419	B
DMU1728	189	734349	6160780	C
DMU403	127	605144	6352129	B
DMU409	125	609251	6302861	B
DMU413	175	690975	6284809	B
DMU415	140	624970	6270074	B
DMU418	170	687313	6251948	B, C
DMU431	190	734575	6197504	C
DMU441	186	727088	6130849	C
DMU443	137	629898	6102245	C
DMU444	191	774976	6103250	C
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	130	613847	6062841	C
DMU905	155	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	B, C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
DMU922	165	673859	6227974	B, C
DMU925	145	634112	6222757	B, C
DMU935	134	610497	6168618	C
DMU939	138	626573	6138375	C
DMU952	149	650838	6049446	C
DMU954	179	712350	6042432	C
DMUM2	152	665863	6021754	C
DMUN3	113	593672	6051248	C
FRB1877	187	722469	6204670	C
FRB1937	174	690161	6218413	B, C
FRB1939	177	705583	6228358	B, C
FRB1993	164	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688893	6201825	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	163	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018361	108	587774	6102647	C
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018752	132	612484	6129346	C
FYN0018825	124	602718	6145625	C
FYN0018841	118	599576	6144010	C
FYN0018843	119	599105	6146171	C
FYN6100021	90	545693	6142773	C
FYN6300043	105	574231	6095149	C
FYN6500051	115	590791	6098982	C
FYN6500053	131	615080	6103623	C
FYN6500062	114	597090	6087459	C
FYN6700053	133	617597	6152867	C
FYN6900017	117	596013	6149164	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596524	6162929	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
KBK1728	189	734349	6160780	C
M2	152	665863	6021754	C
N3	113	593672	6051248	C
NOR1106	88	533685	6347172	B
NOR403	126	602582	6342041	B
NOR409	125	609251	6302861	B
NOR4411	107	579509	6316973	B
NOR5503	97	559681	6280260	B
NOR6602	86	534133	6311033	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
NOR7715	100	554694	6385419	B
NOR7725	99	551661	6388144	B
RIB1510007	199	458813	6132541	A
RIB1510009	47	445036	6124807	A
RIB1610002	56	458605	6151982	A
RIB1610008	62	463423	6146560	A
RIB1620014	68	471393	6132386	A
RIB1630016	194	472749	6124328	A
RKB1	58	451721	6215013	A, B
RKB10	57	454870	6201660	A
RKB21	50	447671	6250088	A, B
RKB22	59	451209	6244572	A, B
RKB23	60	454015	6241109	A, B
RKB41	49	443503	6225930	A, B
RKB42	44	435846	6226038	A, B
RKB43	48	444342	6202729	A
RKB44	43	437580	6202821	A
RKB59	61	453157	6283530	A, B
RKB62	53	447452	6285249	B
RKB63	52	444187	6285291	B
ROS1727	183	716245	6155017	C
ROS60	173	692643	6178399	C
SJY12	95	552761	6089362	C
SJY15	82	530080	6098366	C
SJY3	67	472965	6105319	A
SJYFF31	195	540271	6086623	C
SJYHADF0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531177	6077173	C
SJYKFF5	94	552955	6077005	C
STO0101015	154	664962	6110922	C
STO0101047	158	671291	6111551	C
STO0102006	157	670444	6119971	C
STO0102013	160	672113	6121090	C
STO0103052	159	674892	6114421	C
STO0104002	156	676898	6105925	C
STO0201061	153	661040	6083806	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kortud-snit
STO0501059	196	682092	6058273	C
STO0601056	166	682140	6066118	C
STO0703006	182	710894	6097093	C
STO0704010	176	706716	6101037	C
STO0801008	198	700793	6119658	C
STO0802008	172	694533	6116968	C
STO0802023	171	694048	6113006	C
STO0901008	185	728286	6090325	C
STO0901032	181	717473	6080387	C
VEJ0003350	85	533381	6149744	C
VEJ0004273	92	542025	6173380	C
VEJ0005790	96	556788	6189874	C
VEJ0006089	103	560238	6189457	C
VEJ0006489	104	564207	6189236	C
VEJ0006870	102	568576	6170379	C
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	A, B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	A, B
VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
VIB3711-00001	87	538184	6321458	B
VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
VIB3727-00001	74	504653	6275183	A, B
VIB3728-00001	76	514988	6279659	A, B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	A, B
VSJ10003	162	674905	6194717	C
VSJ10006	161	677230	6178654	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C
VSJ41007	197	621802	6175266	C
VSJ41008	139	629396	6171494	C
VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ53016	150	656817	6120411	C

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2018

NOVANA

I 2018 viste overvågningsparametrene ikke entydige ændringer i forhold til de senere års udvikling i havmiljøet. Mange parametre var således uændrede, mens nogle viste tilbagegang og enkelte fremgang. Efteråret 2017 og starten af 2018 var meget våde perioder, der medførte en høj ferskvandsafstrømning. Fra maj til august var det usædvanligt varmt og tørt, og det gav høje vandtemperaturer og en meget lav ferskvandsafstrømning henover sommeren og efteråret. Tilførslen af næringsstoffer fra land til havet fulgte sæsonvariationen i afstrømningen. Det medførte koncentrationer af uorganiske næringsstoffer på niveau med langtidsmidlen i årets første måneder. I resten af året var koncentrationerne lave, i nogle tilfælde de laveste siden 1989. Let vind og meget varme den sidste del af foråret betød, at iltsvindet startede tidligt i nogle områder og udviklede sig markant i udbredelse og styrke i løbet af sommeren. Sidst i juli og i starten af august var iltsvindet meget alvorlig i flere områder. En kortvarig storm midt i august forbedrede forholdene i de lavvandede områder, hvorimod iltforholdene i de sårbare dybere områder først blev bedre efter endnu en storm sidst i september. Væksten af planteplankton og koncentrationen af klorofyl var i 2018 på niveau med de sidste par år, men forøget i forhold til i 2012-2013, mens vandets klarhed var gennemsnitlig for perioden siden midten af 1990'erne. Forholdene i vandsøjlen har således samlet set været dårligere de seneste år end i 2012-2013. Ålegræssets generelt positive udvikling gennem de seneste godt ti år er de senere år stagneret både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. For makroalger (tang) er dækningsgraden i kystvande og yderfjorde steget i løbet af de seneste ti år, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, i Limfjorden og på stenrev. Bundfaunaens status i fjorde og kystvande var meget variabel, og bundfaunaen var fastholdt i god tilstand eller i dårlig tilstand selv på nærtliggende stationer. I de åbne indre farvande var bundfaunaens status generelt relativ god. I Nordsøen og Skagerrak indikerede bundfaunaen relativt ringe miljøforhold, og artssammensætningen antydede, at bundtrawling er den dominerende presfaktor. Antallet af spættet sæl i danske farvande er vokset støt siden 1970'erne, men har de senere år stabiliseret sig i de fleste områder, hvilket indikerer, at bestanden nærmer sig miljøets bæreevne. Antallet af besøgende gråsæler voksede markant fra 2005 til 2015, men er siden stagneret. Gråsælen yngler i de danske farvande i meget begrænset omfang og i 2018 kun på én lokalitet. Forekomsten af marsvin i habitatområderne i de indre farvande er stabil, mens der i Nordsøens habitatområder har været tilbagegang siden 2011. Populationen i den indre Østersø er stadig kritisk truet. Koncentrationen af de fleste miljøfarlige stoffer var på niveau med eller lavere end tidligere målinger. Kviksølv, bly, cadmium og bromerede flammehæmmere var flere steder på et niveau, der kan give problemer i vandmiljøet, og forhøjet indhold af tjærestoffet antracen i sediment er et udbredt problem. Til trods for de senere års forbedringer blandt nogle parametre har de sidste års udvikling vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden også negativt af fx fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. 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 forbedrende tiltag.