



MARINE OMRÅDER 2011

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 34

2012



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2011

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 34

2012

Jens Würgler Hansen (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. 34
Titel:	Marine områder 2011
Undertitel:	NOVANA
Forfatter:	Jens Würgler Hansen (red.)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2012
Redaktion afsluttet:	Oktober 2012
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Naturstyrelsen; DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi; Peter Henriksen
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34 http://www.dmu.dk/Pub/SR34.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	De betragtelige reduktioner i tilførslen af næringssalte fra land og luft og afledte fald i koncentrationen af næringssalte, der er sket siden vandmiljøplanernes start, har bortset fra et fald i klorofylkoncentrationen i fjorde og kystnære områder endnu ikke ført til de tilsigtede forbedringer af miljøtilstanden i de indre danske farvande. Der er således ikke sket nogen entydig forbedring af parametre som fx sigtdybde og ålegræssets udbredelse, der ellers kunne forventes at reagere positivt på de lavere næringssaltkoncentrationer i vandet. Ålegræssets dybdeudbredelse har således ikke vist nogen signifikant udviklingstendens langs de åbne kyster og i yderfjordene siden 1989, mens ålegræsset i inderfjordene generelt er rykket ind på lavere vand siden 1989. Årsagerne til den manglende forbedring af miljøtilstanden er endnu ukendt. De senere års studier af økosystemer peger i retning af, at responsmønstret på reduceret næringssaltbelastning efter længere tids eutrofiering ofte er meget komplekst og sjældent sker som en lineær tilbagevenden til tidligere tiders tilstand. Dette hænger blandt andet sammen med, at eutrofiering ofte er del af en cocktail af påvirkninger, som kan ændre et økosystem fundamentalt og gøre det vanskeligt at vende udviklingen. Klimaændringer modvirker således generelt udviklingen mod en mindre belastning af havmiljøet. Overvågningen i 2011 har dog også vist positive ændringer. Der er således en tendens til øget dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden. Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre omfattende end gennemsnitligt for perioden 2003-2009, hovedsageligt pga. periodevis blæsende vejr i den typiske iltsvindperiode. Antallet af spættet sæl, gråsæl og marsvin er stabilt eller i fremgang og gråsæl yngler nu i Danmark efter ca. hundrede års pause. Indholdet af tungmetaller i muslinger og fisk var i henholdsvis 20 % og 86 % over miljøkvalitetskriteriet for biota fortrinsvis pga. kviksvovl, men ingen metaller var over EU's fødevarerkriterier. Indholdet af PAH'er i muslinger og chlorerede forbindelser i fisk var i de fleste tilfælde på et niveau svarende til god tilstand. Niveaue af miljøfarlige stoffer er generelt for nedadgående, især for de organiske forbindelser hvor der er grebet ind med lovgivning (PAH, PCB og TBT). Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen er over de økologiske grænseværdier, og der kan ikke udelukkes biologiske effekter. Biologiske effekter blev i overensstemmelse hermed påvist hos snege, muslinger og ålekvabber i en lang række områder.
Emneord:	Overvågning, marine områder, miljøtilstand, klima, næringssalte, iltsvind, ålegræs, makroalger, bundfauna, miljøfarlige stoffer, plankton, monitoring, marine areas, environmental quality, climate, nutrients, hypoxia, eelgrass, macroalgae, bottom fauna, hazardous substances
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
Foto forside:	Ålegræs i Limfjorden. Foto: Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-92825-62-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	154
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://www.dmu.dk/Pub/SR34.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	10
1 Indledning	14
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	19
2 Klimatiske forhold	21
3 Næringssalttilførsler fra land	28
4 Atmosfærisk kvælstofdeposition	33
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	37
5 Næringssaltkoncentrationer	39
6 Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde	49
7 Iltforhold	60
8 Bundvegetation: ålegræs og makroalger	66
9 Bundfauna	76
10 Havpattedyr – sæler og marsvin	84
11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter	98
Del 3 – Fokus	113
12 Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder	113
Del 4 – Sammenfattende diskussion	124
13 Tilstand og udvikling	125
14 Ordliste	132
15 Referencer	138
Bilag 1 – Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer	147
Bilag 2 – Datanalyser – bundvegetation	153

[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 i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2011.

Formålet med overvågningsprogrammet er at imødekomme nationale og internationale overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

Systematisk indsamling af data gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i belastningen med næringssalte og miljøfarlige stoffer samt at registrere de afledte økologiske effekter.

DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 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 klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Naturstyrelsens decentrale enheder. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Det Marine Fagdatacenter i samråd med Naturstyrelsen, hvor rapporten har været i høring. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsens decentrale enheder, 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).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur 2011, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Jens Würgler Hansen

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2011 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Klimatiske forhold

- Temperaturen var i 2011 1,3 °C højere end i standardperioden 1961-1990, men gennemsnitlig sammenlignet med de sidste 15 år.
- Vinden var forholdsvis svag og kom hovedsageligt fra sydvest.
- Afstrømningen til de indre danske farvande var 19 % over normalen (1961-1990) og usædvanlig stor i sensommeren som følge af megen sommernedbør.
- Havtemperaturerne i overfladen var højere i 2011 end i det kolde 2010, men ikke usædvanlig sammenlignet med perioden efter 1989. Bundvandet var dog relativt koldt sammenholdt med de senere år.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2011 var gennemsnitlig, men overordnet set har der i de seneste 10 år været en stigende tendens for sommerperioden.
- Fra 1960'erne til midten af 1980'erne steg pH (ca. 0,3), men er siden faldet tilsvarende, om end pH er steget de sidste par år.

Tilførsler og koncentrationer af næringssalte

- Den samlede atmosfæriske deposition af kvælstof til de danske farvande var i 2011 på 79.000 tons.
- I gennemsnit kom 12 % af den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande fra danske kilder.
- Siden 1989 er der sket et fald i depositionen af kvælstof til de danske farvande på ca. 32 %.
- Ferskvandsafstrømningen fra land til de danske farvande varierer betydeligt fra år til år. I 2011 var afstrømningen 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2010.
- Der er for 2011 beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel fra land til havet omkring Danmark på henholdsvis 2.600 tons fosfor og 59.000 tons kvælstof.
- Tilførslen af kvælstof og fosfor er faldet med henholdsvis ca. 50 % og ca. 59 % siden 1990, når der er korrigeret for variationen i ferskvandsafstrømningen.
- Reduktionen i tilførslen af fosfor skyldes hovedsageligt forbedret spildevandsrensning, mens reduktionen i tilførslen af kvælstof primært skyldes reduceret udledning fra de dyrkede arealer, om end rensning af spildevand også har bidraget betydeligt til faldet.
- Koncentrationerne af næringssalte i 2011 var generelt relativt lave, specielt for kvælstof, til trods for en forholdsvis stor afstrømning fra land.
- Der var et stort optag af DIN og DIP under den tidlige forårsopblomstring af *Chattonella* sp. i de indre danske farvande. Til gengæld var optaget af DSi moderat, hvilket resulterede i generelt høje DSi-niveauer.
- Næringsrigt vand med meget lav salinitet, formentlig indeholdende et væsentligt ferskvandsbidrag, strømmede ud fra Østersøen i maj 2011 og resulterede i usædvanlig høje næringssaltkoncentrationer i de indre danske farvande. Derimod var der ikke tegn på nogen større påvirkning fra Den jyske Kyststrøm.

- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser siden 1989, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.
- Den potentielle kvælstof- og fosforbegrænsning var høj i 2011 for både fjorde og kystnære områder og åbne indre farvande.
- Uorganisk fosfor- og siliciumkoncentrationer i bundvandet i de indre danske farvande er steget de senere år, hvilket formodentlig skyldes øget kvælstofbegrænsning og frigivelse fra sedimenterne, foruden ændrede forhold mellem næringssaltene i vand tilført fra Østersøen og sandsynligvis også Nordsøen.

Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde

- Den klimakorrigerede sigtdybde har været signifikant faldende siden 2000 i begge farvandstyper og lå i 2011 på niveau med 2010 for de åbne indre farvande og ca. 10 cm under sidste års niveau i fjorde og kystnære områder.
- Sigtdybden i februar-marts var meget påvirket af en usædvanlig markant opblomstring af den potentielt toksiske alge *Pseudochattonella farcimen*, som bidrog til rekordlav sigt-dybde med middelværdier på ca. 4,5 m i de åbne indre farvande og 2,5 m i fjordene og de kystnære områder.
- I 2011 steg koncentrationen af klorofyl i fjordene fra 2,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2010 til 3,5 $\mu\text{g l}^{-1}$, som også svarer til middeldkoncentrationen af de klimakorrigerede værdier fra 1989-2011. Der er dog fortsat sket et fald i den klimakorrigerede klorofylkoncentration siden 1989, om end det ikke længere er signifikant.
- Klorofylkoncentrationen var i foråret usædvanlig høj i både fjorde/kystnære områder og i de åbne indre farvande, og herefter fulgte udviklingen stort set mønstret for et normalt år men under niveauet for langtidsgennemsnittet.
- Kiselalgernes sæsonvariation i biomasse var tilsyneladende ikke påvirket af den store opblomstring af *P. farcimen* i havområderne. I fjorde og kystnære områder var forårsopblomstringen normal og forekomsten af *P. farcimen* var usædvanlig høj om end lav i forhold til biomassen af kiselalger.
- Sommerbiomassen af flercellet dyreplankton var høj i 2011, lige som det var tilfældet i 2010. Dette skyldtes primært høje biomasser af calanoide vandlopper i maj til august i kystnære områder og i juni og juli i de åbne farvande. Derimod var sommerbiomassen af encellet dyreplankton lavere end i et gennemsnitligt år.

Iltsvind

- Delvis isdækkede fjorde og kystnære farvande og generelt svage vinde førte til iltsvindshændelser tidligt på året i udsatte områder.
- Ilthforholdene var dog overordnet set forholdsvis gode i 2011 som følge af jævnlig vandudskiftning grundet periodevis blæsende vejr i den typiske iltsvindperiode og relativt lave bundvandstemperaturer i de åbne indre farvande.
- Det totale iltsvindsareal i september 2011 var på niveau med 2010 men noget mindre end tidligere år på samme tidspunkt. Knap halvdelen af dette areal var ramt af kraftigt iltsvind ofte ledsaget af frigivelse af giftig svovlbrinte.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og Øresund.
- I flere områder blev der registreret iltsvind allerede i midten af juni, og enkelte steder var der iltsvind til ind i november.

Bundvegetation og bundfauna

- Langs de åbne kyster og i yderfjordene har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989, mens inderfjordenes og Limfjordens ålegræs generelt er rykket ind på lavere vand.
- Der er store regionale forskelle i udviklingens i ålegræssets dybdeudbredelse, som hovedsageligt ser ud til at være reguleret af lysforholdene.
- For Limfjorden er der dog positive tegn, idet den maksimale dybdeudbredelse er forøget med knap 30 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med knap 10 % fra 2009 til 2011.
- For perioden 1989-2011 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. De seneste år er der dog konstateret et opsving på 1-2 m's dybde i yderfjordene og i Limfjorden.
- Den manglende forbedring af ålegræssets udbredelse i de danske farvande, trods reduceret næringssaltbelastning, kan bl.a. hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere, og at ålegræsbestandene er reduceret så markant, at de har vanskeligt ved at reetablere sig.
- Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var ikke lige så god som i 2010, hvor der var sket en markant forbedring i forhold til de senere år.
- Der er ingen tegn på en stigende trend mht. dybere og mere omfattende algedækning på revene over hele undersøgelsesperioden fra 1994 til 2011.
- Nedgræsning af tangskoven forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem på mange rev i Bælthavet, hvor vegetationen stort set er væk på dybder under springlaget.
- Efter en markant stigning i bundfaunaens biodiversitet, tæthed og biomasse i de åbne farvande i 2010 er tætheden og diversiteten af bundfaunaen atter blevet reduceret til niveauet fra før 2010.
- For de fjorde, der er forbundet med de indre danske farvande, er niveauet for tæthed og biodiversitet væsentligt under niveauet fra de forudgående 13 år.
- De kystnære områder ud mod Kattegat udviste i 2011, lige som i 2010, en synkron udvikling med de åbne områder i de indre danske farvande, mens dette ikke var tilfældet for fjordområderne på vestkysten, hvor diversiteten generelt var højere i 2011 (dog ikke signifikant).
- Forringelsen af diversitet og individtæthed men ikke af biomassen i fjorde i de indre farvande kan fortolkes som et resultat af udebleven rekruttering i de senere år.

Sæler og marsvin

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til 15.500 dyr i 2011 som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i fire populationer: Vadehavet, Limfjorden, Kattegat, vestlige Østersø, med vækstrate siden epidemien i 2002 på henholdsvis 10 %, 0 %, 9 % og 11 %.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år med op til 68 gråsæler i Kattegat i 2008, og i 2011 op til 57 gråsæler i Vadehavet og 250 gråsæler i den danske del af Østersøen.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- I både Nordsøen og Skagerrak blev marsvin observeret i alle Natura 2000-områder, dog havde området "Skagens gren" langt højere marsvine-tæthed end de andre fire områder.

- Registreringer fra Storebælt og Kalundborg Fjord viser, at marsvin er til stede året rundt, men at tætheden er højest i Storebælt om sommeren og højest i Kalundborg Fjord om vinteren. Desuden var der en klar døgnvariation med flest lyddetektioner om natten og færrest i dagtimerne.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

- For metaller var indholdet i 20 % af muslingerne og 86 % af fiskene over miljøkvalitetskriteriet for biota (EQS) pga. kviksølv, men ingen metaller var over EU's fødevarekriterier. Kun sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord var i "ikke god" tilstand for Ni og Cu ifølge norske vurderingskriterier.
- Koncentrationer af metaller i havvand målt i Skive Fjord i 2010/2011 var uden overskridelser af EU's grænseværdier for Ni, Pb og Cd.
- TBT i muslinger er nedadgående de steder, hvor der er signifikante tidstrends, efter forbuddet mod anvendelse af TBT i antibegroningsmaling. Men på over 50 % af stationerne er koncentrationen stadig over den økologiske grænseværdi (EAC), så der kan stadig forventes effekter af TBT i havmiljøet.
- Ingen PAH'er i muslinger var over EAC-kriterierne, dvs. niveauet svarede til god miljøtilstand. De fleste var på niveau med eller under "baggrunds"-kriterierne fastsat for Nordsøen.
- Chlorerede forbindelser i fisk var generelt under EAC, undtagen CB118 (50 % af de undersøgte fisk over EAC) og HCB (25 % af de undersøgte fisk over EAC), og enkelte prøver for CB138 var også over EAC. Det kan således ikke udelukkes, at der stadig er effekt af CB118 og HCB i det marine miljø.
- Det er muligt at identificere den geografiske oprindelse for skrubber baseret på sammensætningen af chlorerede forbindelser.
- Tidstrends for miljøfarlige stoffer er generelt nedadgående, især for de organiske forbindelser hvor der er grebet ind med lovgivning (PCB og TBT) – tydeligst i Langerak (Limfjorden).
- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med stoffet TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande. Baseret på OSPARs miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex kan en generel god miljøtilstand stadigvæk kun opnås i Nordsøen og Skagerrak.
- Niveauerne af imposex og intersex er så høje i de indre danske farvande, at de i henhold til OSPARs og HELCOMs miljøkvalitetsklasser i mange områder må anses som ikke tilfredsstillende og som decideret dårlige omkring visse forurenede havne og marinaer. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres yderligere fremover.
- I ca. en tredjedel af de undersøgte kystnære områder viste undersøgelser af blåmuslingernes lysosomale membranstabilitet tegn på celledskader, hvilket tyder på en påvirkning af miljøfarlige stoffer, som kunne relateres til især belastningen med PAH.
- Undersøgelserne af ålekvalbe viste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktivitet og PAH-metabolitter i galde. Der blev fundet en sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet og belastningen med PAH og PCB men ikke mellem fejludviklede unger og de målte miljøfarlige stoffer.

Summary

Jens Würgler Hansen

The nationwide status of the Danish marine environment in 2011 is summarised by subject below.

Climate

- Air temperature was 1.3 °C higher in 2011 compared to the standard period 1961-1990 but on average level compared to the last 15 years.
- Winds were generally weak and mainly from south-easterly directions.
- Freshwater run-off to the inner Danish marine waters was 19 % above normal (1961-1990) and unusually high in late summer due to extensive rain.
- Sea temperature at the surface was higher in 2011 than in the cold 2010 but on level with temperatures since 1989. Bottom water was relatively cold compared to recent years.
- Sea water temperatures have increased about 1.5°C during the last 40 years.
- The radiation in 2011 was average, but generally there is a tendency towards increased radiation in the latest 10 years during the summer months.
- From the 1960s to the mid-1980s pH of sea water increased (approx. 0.3), but has since decreased equivalently despite an increase over the last couple of years.

Nutrient loads and concentrations

- The total deposition of nitrogen to the Danish marine waters was 79,000 tonnes in 2011.
- On average 12 % of the atmospheric nitrogen deposition to the Danish marine waters originated from Danish sources.
- Since 1989 the atmospheric nitrogen deposition to the Danish waters has experienced a 32 % decline.
- Freshwater runoff from land to the Danish marine waters varies substantially from one year to another. In 2011 the runoff was 9 % more than the average for the period 1990-2010.
- For Denmark as a whole the total phosphorus and nitrogen loads in 2011 were 2,600 tons phosphorus and 59,000 tons nitrogen.
- Nitrogen and phosphorus loads have decreased about 50 % and 59 % since 1990 when corrected for variation in freshwater runoff.
- The reduction in phosphorus load is primarily a result of improved wastewater treatment, whereas the reduction in nitrogen load is mainly a result of reduced leaching from cultivated land, although also improved wastewater treatment has contributed significantly to the decrease in nitrogen load.
- Overall, nutrient concentrations in 2011 were relatively low, especially for nitrogen, despite a relatively large run off.
- During the early spring bloom of *Chattonella* sp. there was a large uptake of DIN and DIP in the open inner Danish waters. In return, the uptake of DSi was moderate resulting in relatively high concentrations of DSi.
- Nutrient-rich water with low salinity, presumably due to a high fresh water input, entered the open inner Danish waters from the Baltic Sea in May and resulted in unusually high nutrient concentrations. However, there was no sign of the waters being affected significantly by water masses from the Jutland coastal current.

- Nitrogen and phosphorus concentrations show a clear decreasing trend since 1989, especially when taking into account variations in year to year freshwater run-off. There is, however, a tendency to stagnation in phosphorus concentrations after 1997, and only a slight decrease in nitrogen concentrations after 2002.
- Potential nitrogen and phosphorus limitation was high in 2011 in fjords and coastal areas as well as in open waters.
- Concentrations of inorganic phosphorus and silicon in the bottom water have increased in recent years presumably due to increased nitrogen limitation and release from sediments. Changed nutrient ratios in the Baltic Sea – and probably also in the North Sea – add to this increase as well.

Phytoplankton, zooplankton, and water clarity

- Climate corrected water clarity (Secchi depth) has decreased significantly since 2000 in both open inner waters and in coastal areas. In 2011 the level was comparable to 2010 for the open inner waters and a little lower for the coastal waters.
- In February and March, the Secchi depth was highly affected by an unusually heavy bloom of the potential toxic algae *Pseudochattonella farcimen*, which contributed to record low Secchi depths of ca. 4.5 m in the open inner waters and 2.5 m in fjords and coastal waters.
- In 2011 chlorophyll concentrations in coastal areas increased from 2.9 $\mu\text{g l}^{-1}$ in 2010 to 3.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ corresponding to the level of climate corrected chlorophyll concentration in the period 1989-2011. However, there has still been a decrease in the climate corrected chlorophyll concentration since 1989, although it is no longer statistically significant.
- Chlorophyll concentrations in 2011 were unusually high in spring, whereafter the seasonal variation more or less followed the normal pattern although at a lower level than the mean for 1989-2011.
- The seasonal variation of the biomass of diatoms in the open inner waters did not seem to be affected by the large bloom of *P. farcimen*. In fjords and coastal areas the spring bloom of diatoms was normal whereas the bloom of *P. farcimen* was unusually high although low compared to diatom bloom.
- The summer biomass of multicellular zooplankton was unusually high in 2011 just as in 2010 primarily due to large biomasses of calanoid copepods in May to August. On the other hand, the biomass of single-celled zooplankton was lower than normal.

Oxygen deficiency

- Due to some ice cover in coastal areas and generally weak winds, oxygen deficiency developed relatively early in exposed areas.
- Oxygen conditions in 2011 were, however, relatively good as accelerating oxygen deficiency was halted by water exchange due to wind episodes and because the temperature in the bottom water of the open inner Danish waters was unusually low.
- The estimated total area affected by oxygen deficiency in September 2011 was on the same level as in 2010 but smaller than in earlier years. Almost half of the area was affected by severe oxygen deficiency and in many cases followed by the release of toxic hydrogen sulphide.
- The main affected areas – with respect to the duration and intensity of oxygen deficiency – were the Limfjord, the Mariager Fjord, the southern Little Belt, including the fjords of southern Jutland, the archipelago south of Funen and the Sound.
- In several areas oxygen deficiency was registered as early as mid-June. The last registrations of oxygen deficiency were made in November.

Bottom flora and fauna

- Along the open coastal areas and in the outer fjords, the depth limit of eelgrass has not shown any significant trends, while the eelgrass in the inner fjords and in the Limfjord overall has receded to shallower water.
- There are large regional differences in the development of the depth limit of eelgrass, which primarily seems to be regulated by light.
- In the Limfjord, though, there are positive signs, as the maximum depth distribution has increased by almost 30 % and the main coverage by almost 10 % from 2009 to 2011.
- In the period from 1989 to 2011 the eelgrass show an overall tendency to cover still less of the bottom along the monitored transects. However, in recent years coverage has improved at 1-2 m depths in the outer fjords and in the Limfjord.
- The lack of improvement of the eelgrass coverage, despite reduced nutrient loading, is presumable among other things related to the lack of improvements of the Secchi depth and that the eelgrass population has been reduced to an extent that reestablishment is problematic.
- The total macroalgal coverage in deeper parts of selected stone reefs in the open parts of the Kattegat was not as good as in 2010 where a marked improvement had taken place compared to recent years.
- For macroalgae on stone reefs there is no trend towards more extensive coverage or spreading to greater depths throughout the monitoring period from 1994 up until today.
- Grazing of macroalgae by sea urchins is still a problem on many reefs in the Belt Sea, where vegetation has to a large extent disappeared at depths below the pycnocline.
- After a marked improvement in bottom fauna biodiversity, abundance, and biomass in the open waters in 2010, the biodiversity and abundance in 2011 are again reduced to the levels before 2010.
- For the fjords connected to the open inner Danish waters, the abundance and biodiversity is even below the level of the previous 13 years.
- The coastal waters towards the Kattegat showed in 2011 as in 2010 a synchronous development with the changes in the open inner Danish waters, while this was not the case for fjords at the west coast, where the diversity generally was higher in 2011 (although not significant).
- The reduced diversity and abundance but stable biomass in the fjords in the inner Danish waters can be interpreted as a result of no recruitment in recent years.

Seals and porpoise

- The harbor seal is the most common seal in Denmark and the population has increased from approx. 2,000 animals in 1976 to 15,500 animals in 2011 due to a hunting ban in 1977 and the establishment of a number of seal sanctuaries where access is prohibited.
- The harbor seal is divided into four populations: the Wadden Sea, the Limfjord, the Kattegat, and the western part of the Baltic Sea.
- The grey seal population has shown improvement over the past 10 years with up to 68 animals in the Kattegat in 2008 and up to 57 animals in the Wadden Sea and 250 animals in the Danish part of the Baltic Sea in 2011.
- Some grey seals are now breeding regularly in Denmark after approx. a hundred-year break.
- In both the North Sea and the Skagerrak the harbour porpoise was observed in all Natura 2000 areas, although the area "Skagen Grenen" had a far higher abundance than the other four areas.

- Registrations from the Great Belt and Kalundborg Fjord showed that the porpoises are present all year round, but that the abundance is highest in the Great Belt during summer and in Kalundborg Fjord during winter. In addition, there was a distinct diurnal variation in sound signals with most detection during night and fewest during daytime.

Hazardous substances and biological effects

- In 20 % of the common mussel samples and 86 % of the fish samples the content of heavy metals were higher than Environmental Quality Standards for biota (EQS) due to mercury (Hg) but no metals were above the EU criteria for content in food. Only the content of nickel (Ni) and copper (Cu) in the soft clams *Mya arenaria* from Ringkøbing Fjord were above the 'good ecological status' limit according to Norwegian assessment criteria.
- Concentrations of metals in seawater from Skive Fjord in 2010/2011 were within the EU limits for nickel (Ni), lead (Pb), and cadmium (Cd).
- The content of TBT in mussels is decreasing in the areas where time trends of significance are available due to the ban of antifouling paints. However, at more than 50 % of the stations, the concentrations are still above the ecotoxicological assessment criteria (EAC) so an impact from TBT in the marine environment can still be expected.
- PAH in mussels were not above the EAC and in most cases corresponding to or below the 'background' criteria for the North Sea.
- Chlorinated compounds in fish were generally below the EAC except for CB118 (50 % of fish above EAC) and HCB (25 % of fish above EAC), and also CB138 were above EAC in a few samples. Thus it cannot be ruled out that CB118 and HCB still have an impact in the marine environment.
- It is possible to identify the geographic origin of flounder based on the composition of chlorinated compounds.
- Time trends for hazardous compounds are in general decreasing especially for the organic compounds under regulation (PCB, and TBT) – most evident in Langerak (the Limfjord).
- Imposex and intersex in sea snails due to exposure to TBT are still widespread and assessed as an environmental problem in Danish marine waters. Based on the OSPAR criteria for imposex and intersex, good ecological status is only found in the North Sea and the Skagerrak.
- Levels of imposex and intersex are so high in the inner Danish marine waters that in relation to OSPAR and HELCOM criteria many areas have to be considered as not acceptable and even bad in certain contaminated harbours and marinas. However, the level has decreased markedly in recent years, which indicates that further improvements can be expected.
- Investigations of lysosomal membrane stability in common mussels indicated that approximately one third of the investigated coastal areas were affected by hazardous substances and especially PAH.
- Investigations of eelpout showed marked differences in the degree of effects between areas, both concerning presence of malformation in fry, CYP1A enzyme activity, and PAH metabolites in the gall. A correlation between the activity of CYP1A and the concentration of PAH and PCB was found, whereas this was not the case for malformation in fry and the measured hazardous substances.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen, Ditte L. Jansen Petersen & Martin M. Larsen

De voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986, førte til, at Folketinget i foråret 1987 vedtog Vandmiljøplan I. Formålet med planen var at rette op på vandmiljøet i Danmark ved samlet at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri med hhv. 50 % og 80 %. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II i 1998. Med Vandmiljøplan III fra 2004 kom der ekstra fokus på landbrugets tab af fosfor med krav om en halvering af fosforoverskuddet fra markerne inden 2015 kombineret med en yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen på mindst 13 % ligeledes inden 2015. Det seneste samlende politiske tiltag på miljøområdet er 'Grøn Vækst' og udløberne af denne aftale - fx beslutningen om etablering af randzoner langs vandløb. Grøn Vækst er en samlelov, der omfatter ændring af i alt syv love på miljøområdet herunder Vandløbsloven, Miljømålsloven og Miljøbeskyttelsesloven. Grøn Vækst sætter bl.a. rammerne for gennemførelsen af vand- og naturplanerne.

Folketinget vedtog i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer) for at kunne følge effekterne af Vandmiljøplan I. Indikatorerne skulle være nogle, der i særlig grad mentes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af 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 variable, man havde valgt i overvågningsprogrammet, generelt var gode til at beskrive betydningen af kvælstof og fosfor for vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I.

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

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål på det marine område er at følge udviklingen, tilstanden og påvirkningerne af vandmiljøet.

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

- Opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet.

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

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

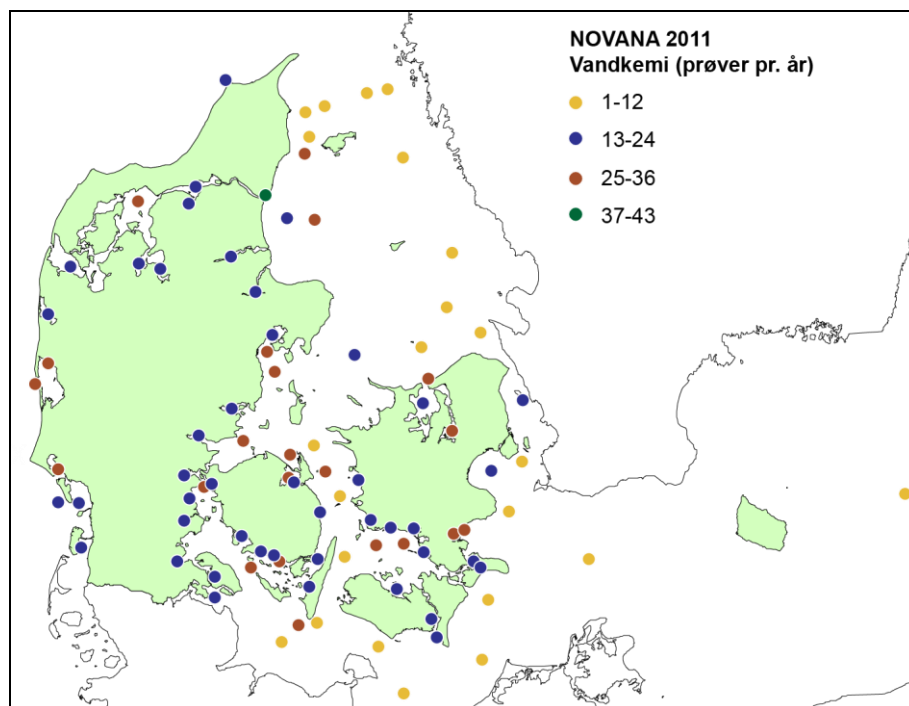
- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, plankton, makroalger, bundfauna, vandkemi og miljøfarlige stoffer.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringssalttilførsel og biologiske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og biologisk struktur.
- yde aktuel information om iltsvind.
- beskrive transporten af næringssalte i de åbne danske farvande for bl.a. at kunne udarbejde budgetter for disse stoffer.
- vurdere langsigtede ændringer pga. menneskelige aktiviteter, herunder ændret klima og habitatkvalitet.
- etablere kvantitative sammenhænge mellem udledninger, koncentrationer og effekter af udvalgte miljøfarlige stoffer i biota i udvalgte områder af kystvandene.

Områder og prøvetagningsprogram

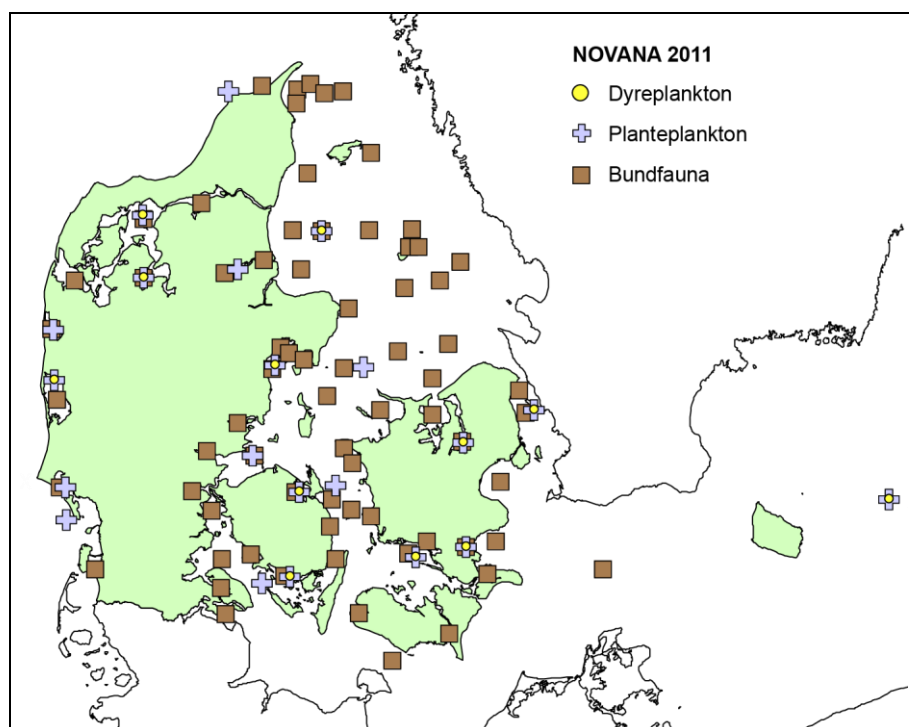
Intensiteten af den nationale overvågning af det marine miljø varierer mellem områderne. Således er tætheden af målestationer større i de kystnære områder end i de åbne farvande lige som målefrekvensen og antallet af parametre i nogle tilfælde er større på kystnære stationer end på stationer i de åbne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

I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper koncentrerer man sig om følgende fire overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen, 3) strømforhold og massebalance (der er ikke foretaget modellering i 2011 af stoftransporterne til og fra de indre danske farvande, og derfor er dette ikke en del af årets rapport) og 4) biologiske forhold på bunden. Overvågningen af miljøfarlige stoffer finder sted i både biota og sedimenter. *Figur 1.1-1.4* viser placeringen af stationerne, hvor de forskellige typer målinger er foretaget. Overvågningen af spættet sæl, gråsæl og marsvin afrapporteres også i denne rapport.

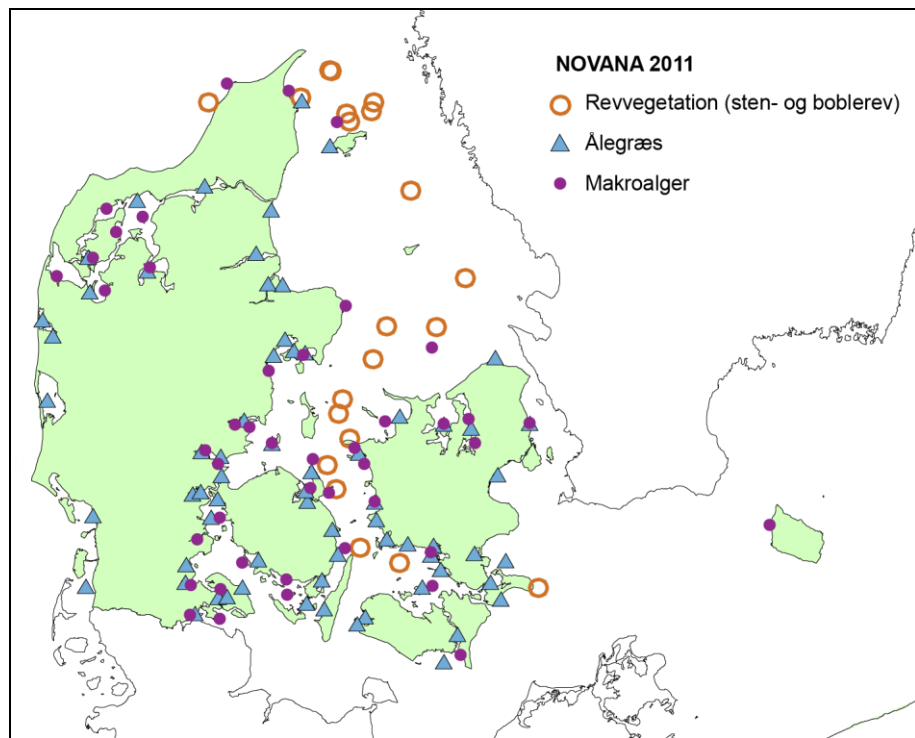
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer og -frekvens for målinger af vandkemi, salinitet, temperatur, sigtdybde, klorofyl og fluorescens i 2011.



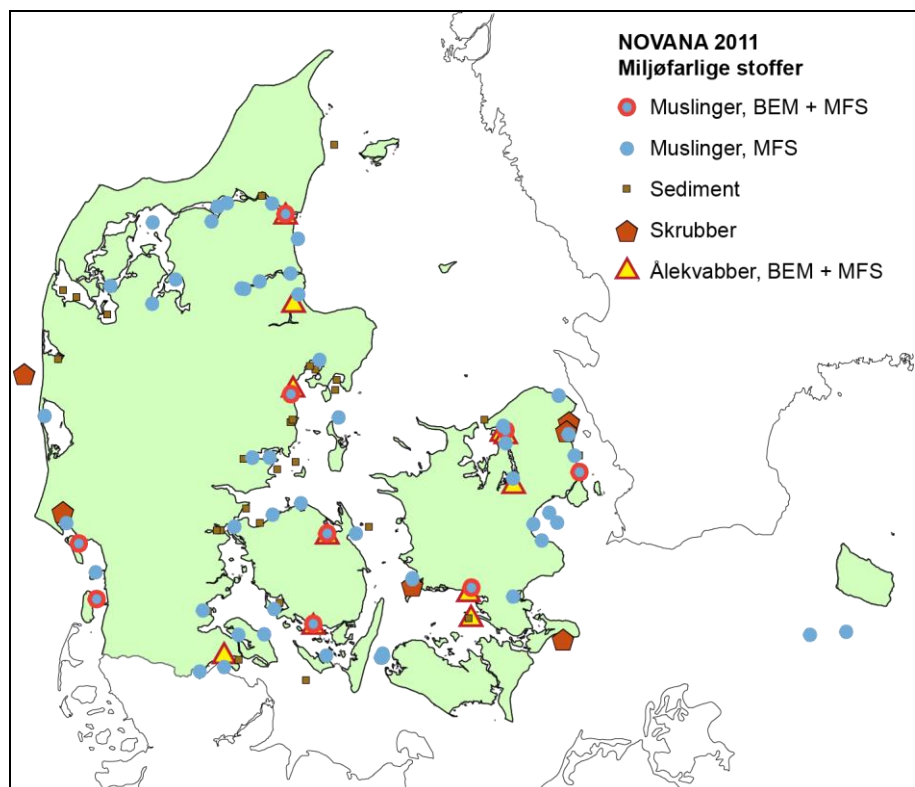
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og bundfauna i 2011.



Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalgevegetation på sten- og boblerev i Natura 2000-områder og ålegræs i kystnære områder i 2011.



Figur 1.4. Prøvetagningsstationer og områder i 2011 for miljøfarlige stoffer og biologiske effekter. Symboler med rød kant = biologisk effekt monitorering (BEM). MFS = miljøfarlige stoffer. Sedi-mentstationer er angivet, men ikke behandlet i rapporten.



[tom side]

Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er betinget af de naturlige fysiske forudsætninger og af de menneskelige påvirkninger.

De fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur er generelt stabile, mens der kan forekomme betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, salinitet, temperatur og lagdeling.

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

Tilførslen af næringssalte har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i farvandene. Udledning af store mængder næringssalte (eutrofiering) medfører en stor produktion af planteplankton, som gør vandet uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs samt andre blomsterplanter og makroalger ikke kan vokse til så stor dybde som tidligere. Når planteplanktonet dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde planktonet. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, kan der opstå iltvind, så bunddyr og planter dør og fisk flygter.

Øget eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af giftigt planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere toksiner, som kan dræbe bunddyr og fisk og medføre skaldyrsforgiftning af fugle, sæler og mennesker.

Eutrofiering medfører også en øget vækst af hurtigvoksende makroalger som søsalat og fedtemøg. De skygger for ålegræsset og andre blomsterplanter og udøver fysisk stress på især blomsterplanternes spirer, når algerne skurer hen over bunden som følge af kraftigt vind og strøm. Desuden kan der ske opskyl af alger i store mængder, hvilket forringer strandenes rekreative værdi.

Reduceret udbredelse af ålegræsenge og tangskove samt færre bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk. Eutrofiering påvirker således struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundvegetation, bunddyr og fisk), hvilket ofte resulterer i en lavere biodiversitet og et mere sårbart miljø.

Overfiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport mellem fødekæder. Det kan også påvirke systemers følsomhed over for andre presfaktorer som iltvind, forurening og sygdomsudbrud.

Tilførslen af miljøfarlige stoffer har også indflydelse på økosystemets struktur og funktion. Disse stoffer påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd og dermed deres overlevelsessevne. I et antal kystnære om-

råder 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 har indflydelse på økosystemerne. Klimaforandringer har en direkte effekt fx gennem stigende temperatur, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for de andre presfaktorer. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer bringer forstyrrelser i de naturlige forhold og kan bl.a. påvirke fødekæderne.

De mange forskellige påvirkninger indgår i en cocktail, hvis samlede effekt er svær at forudsige, lige som 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, udover tilførslerne af næringssalte, kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker både den vertikale opblanding af vand i overfladen og den horisontale advektive transport. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringssalte, som udvaskes fra landjorden. Der kan være store år til år variationer i disse klimatiske forhold, som kan medvirke til at forklare den tidsmæssige udvikling i den marine miljøtilstand.

De klimatiske forhold i Danmark i år 2011 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2011 (*Cappelen 2012*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DMU (1990-2011), samt middel vandtemperaturer beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med standardperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association). Derudover er der anvendt data for vind og global indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) og Risø (1995-2011) (Afdelingen for Vind-energi, Risø), H.C. Ørsted Institut i København (1993-2011) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Temperaturen repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystnære områder, hvorimod den er opdelt i overflade (≤ 10 m) og bundvand (≥ 20 m) for de åbne farvande.

Vinter (januar - februar)

Vinteren 2011 var på niveau med standardperioden med en lufttemperatur på $0,1$ °C mod $0,0$ °C (*figur 2.1*). Sammenholdt med vintrene i de seneste 10 år var det dog en relativt kold vinter og væsentlig koldere end den varme vinter i 2007, som havde en lufttemperatur på $3,6$ °C. Nedbøren var ca. 20 % under normalen i januar og lig normalen i februar. En del af vinterens nedbør (også fra november og december året før) faldt som sne, som hovedsageligt smeltede i årets første måneder, og afstrømningen var derfor 47 % over normalen. Vinden var under middel i januar og lidt over middel i februar, hvor der var 13 kraftige vindhændelser mod normalt 11. En kraftig storm med vindstød af orkanstyrke passerede landet den 7.-8. februar. I januar kom vinden hovedsageligt fra sydvest og i februar hovedsageligt fra sydøst (*figur 2.2*).

Havtemperaturerne i de lavvandede fjorde og kystnære områder var ca. $1,5$ °C under normalen, og overfladetemperaturen i de åbne farvande var ca. 1 °C under normalen (*figur 2.1*). Bundvandet i de åbne farvande var også ca. 1 °C koldere end normalt. De forholdsvis kolde havtemperaturer i starten af 2011 skyldes, at vandet allerede var stærkt nedkølet efter flere kolde måneder i slutningen af 2010.

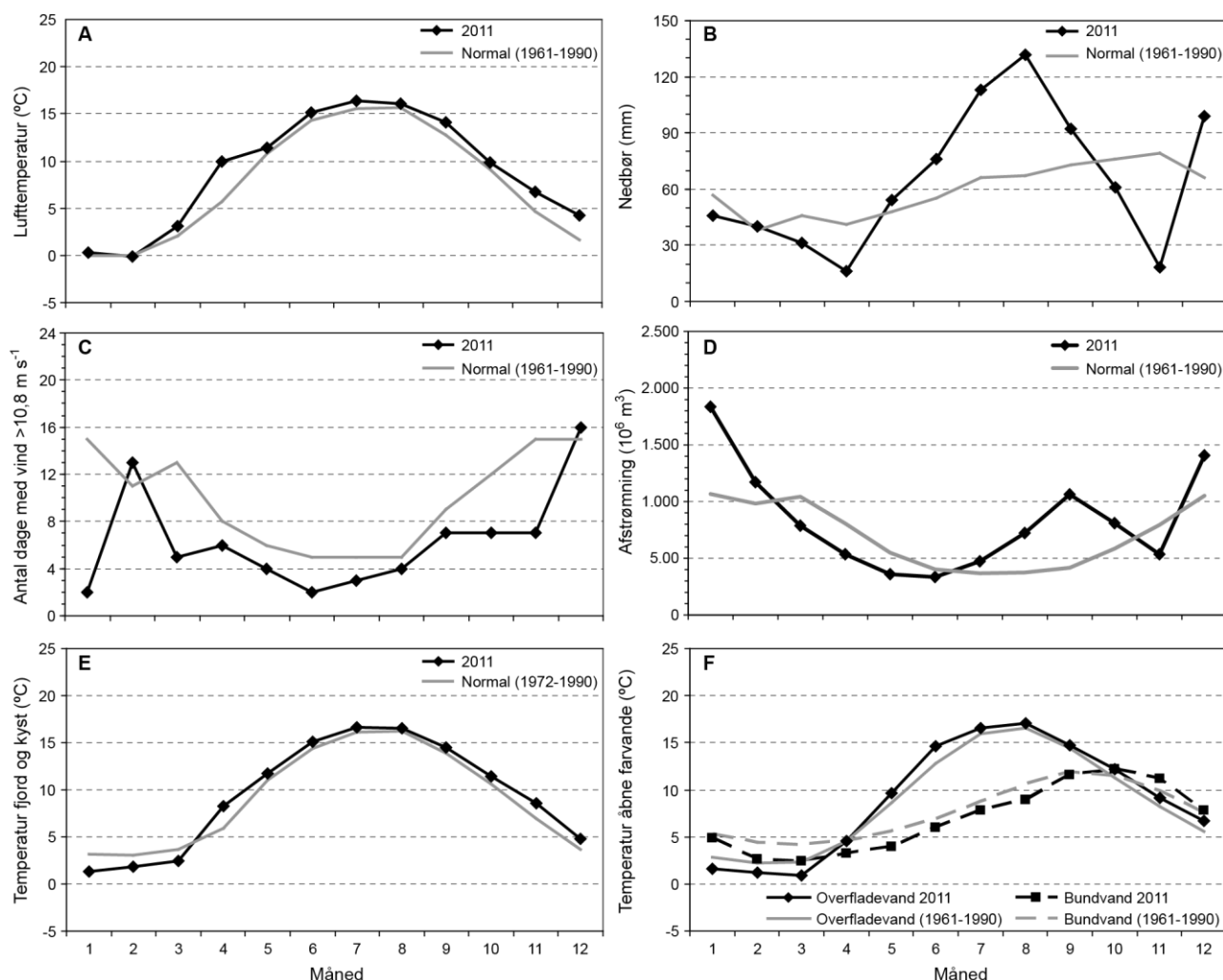
Forår (marts - maj)

På trods af den forholdsvis kolde vinter steg temperaturen i foråret til over middel, og specielt april var meget solrig og varm med $4,2$ °C over normalen (*figur 2.1*). Marts og maj havde dog også flere solskinstimer end normalt.

Dermed var foråret 2011 som de fleste år siden 2000 ca. 2 °C varmere end normalen. Nedbøren var 25 % under normalen, og afstrømningen var tilsvarende

30 % under normalen. Vinden var også under normalen i alle tre forårsmåned-
der (13 % mindre, *figur 2.2.*), og der var relativt få kraftige vindhændelser (*fi-
gur 2.1.*).

Efter de relativt kolde tre første måneder steg havtemperaturen i de lavvan-
dede fjorde og kystnære områder til over normalen, så den gennemsnitlige
temperatur endte 0,6 °C over normalen. I de åbne farvande var havtempera-
turen i overfladen på niveau med normalen, hvorimod bundvandet stadig
var 1,5 °C koldere end normalen.



Figur 2.1. Årsvariation i 2011 sammenholdt med standardperioden 1961-1990 for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) hyppighed af vindhændelser med døgnmiddelvind over 10,8 m s⁻¹, D) ferskvandsafstrømning til de indre farvande, E) vandtemperatur for fjord- og kystnære stationer og F) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande. Datakilder: A - C) DMI og D - F) DMU og Naturstyrelsen.

Sommer (juni - august)

Sommeren 2011 blev 0,7 °C varmere end normalen, men der var ikke mange rigtig varme sommerdage (*figur 2.1*). Antallet af solskinstimer var over normalen i juni, men under normalen i juli og august. De østligste dele af landet fik mest sol. Sommeren blev meget våd med 321 mm mod normalt 188 mm, og specielt i juli og august faldt der megen regn – flere gange som skybrud.

Den store nedbørsmængde i sommermånederne resulterede også i en afstrømning, som var 34 % over normalen. Middelvinden og antallet af kraftige vindhændelser var under normalen.

Vandtemperaturen var ca. 0,5 °C over normalen for fjorde og kystnære områder og ca. 1,0 °C over normalen i overfladelaget for de åbne farvande. Derimod var bundvandet i de åbne farvande fortsat koldere end normalt med en middeltemperatur på 7,6 °C mod normalt 8,7 °C.

Efterår (september - december)

De to første efterårsmåneder fortsatte tendensen med temperaturer ca. 1 °C over normalen, hvorimod november og december var relativt milde med temperaturer ca. 2 °C over normalen (*figur 2.1*). Nedbørsmængden var i middel 8 % under normalen, hovedsageligt fordi der næsten ingen regn faldt i november. Derimod var nedbøren 50 % over normalen i december. Afstrømningen var tilsvarende lav i november og høj i december, hvilket resulterede i en samlet afstrømning, som var 34 % over normalen. Vinden var under normalen i løbet af efterårsmånederne, men der var flere kraftige vindhændelser i efteråret sammenlignet med resten af året (bortset fra februar). I slutningen af november blev landet ramt af en storm, som gav anledning til en forholdsvis stor saltvandsindstrømning til Østersøen (www.iow-warne-muende.de). Endnu en kraftig storm ramte landet i starten af december.

Havtemperaturen var 1,1 °C over normalen for fjorde og kystnære områder, 0,8 °C over normalen i overfladelaget for de åbne farvande og 0,6 °C over normalen i bundvandet for de åbne farvande. Faktisk var oktober den første måned i 2011, hvor temperaturen i bundvandet var højere end normalen.

Året som helhed

Efter et koldt 2010 var 2011 et relativt varmt år med en middel lufttemperatur på 9,0 °C mod normalt 7,7 °C. Kun februar havde temperaturer under normalen. 2011 blev dermed det niende varmeste år, som er registreret siden 1874, og ud af de 12 varmeste år er godt halvdelen indtruffet efter 2000.

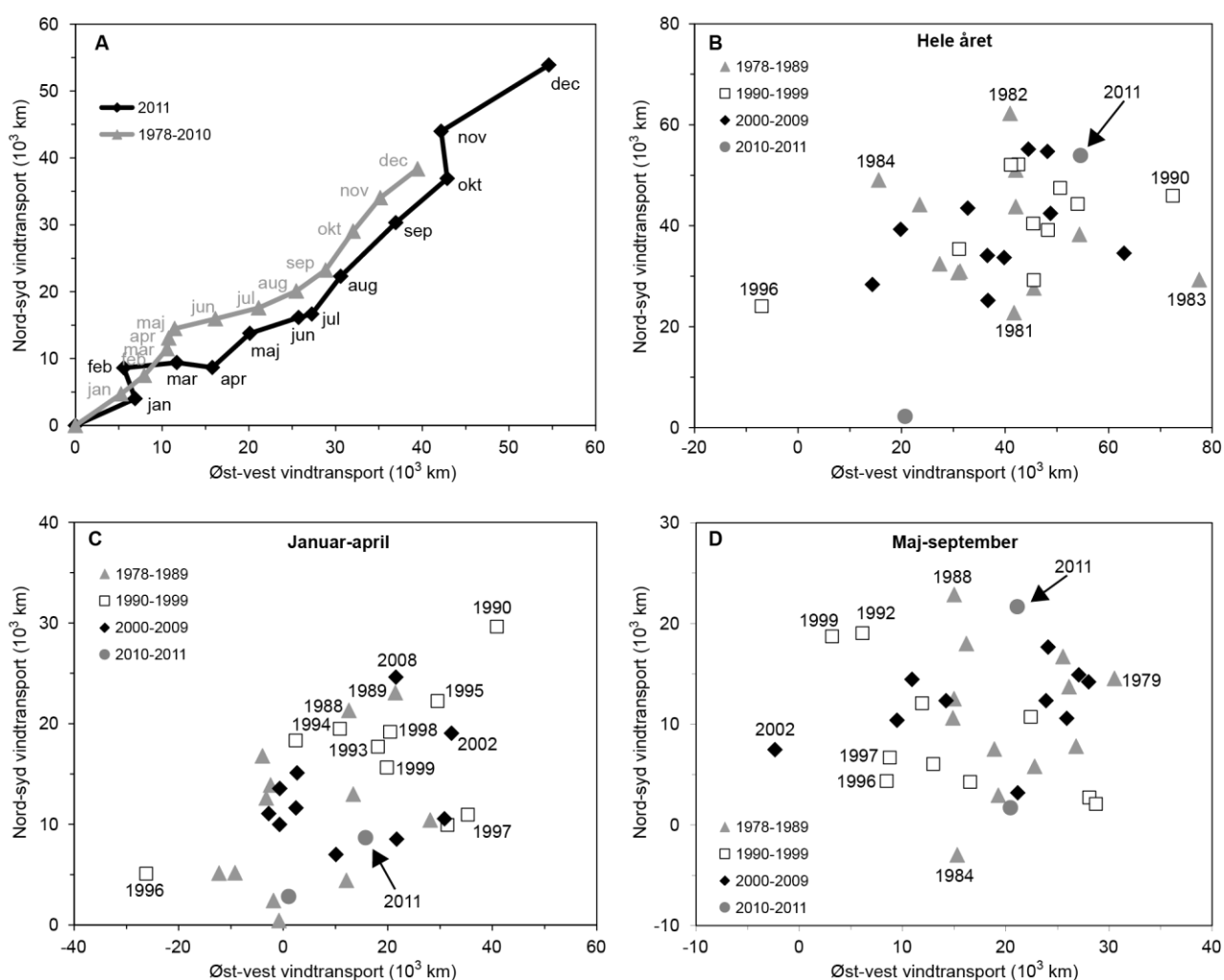
Antallet af solskinstimer var 13 % over normalen, og der har været en stigende tendens siden 1980. Nedbøren var meget ujævn fordelt henover året med et tørt forår, en særdeles våd sommer og en meget vekslende afslutning på året. I alt faldt der 779 mm regn i 2011, hvilket er 9 % over normalen. Afstrømningen fra land var ca. 19 % over normalen. Som i de senere år var vinden generelt lav henover hele året, dog med to kraftige storme i slutningen af året.

Havtemperaturen i fjorde og kystnære områder og overfladelaget for de åbne farvande var ca. 0,3-0,4 °C over normalen, hvorimod temperaturen i bundvandet i de åbne farvande var koldere end normalt i 9 ud af 12 måneder med en middel på 6,9 °C mod normalt 7,6 °C.

Tidslig udvikling

Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra 6,4 m s⁻¹ i 1980'erne til omkring 6,0 m s⁻¹ siden 2000, dog med en stigende tendens i de senere år for juli-september (*figur 2.3A*). Der har siden 1978 været en tendens til, at vindhastigheder i juli-september var ca. 1 m s⁻¹ lavere sammenlignet med året som helhed, men siden 2007 har det blæst næsten lige så meget i disse måneder som resten af året. Således var middelvinden i juli-september 2011 på niveau med de mere blæsende somre i 1980'erne og 1990'erne. Denne relativt høje middelvind har formodentlig medført en væsentlig opblanding af vandsøjlen i

de lavvandede fjorde og kyster i de typiske iltsvindsmåneder og dermed dæmpet iltsvindets styrke og udbredelse.

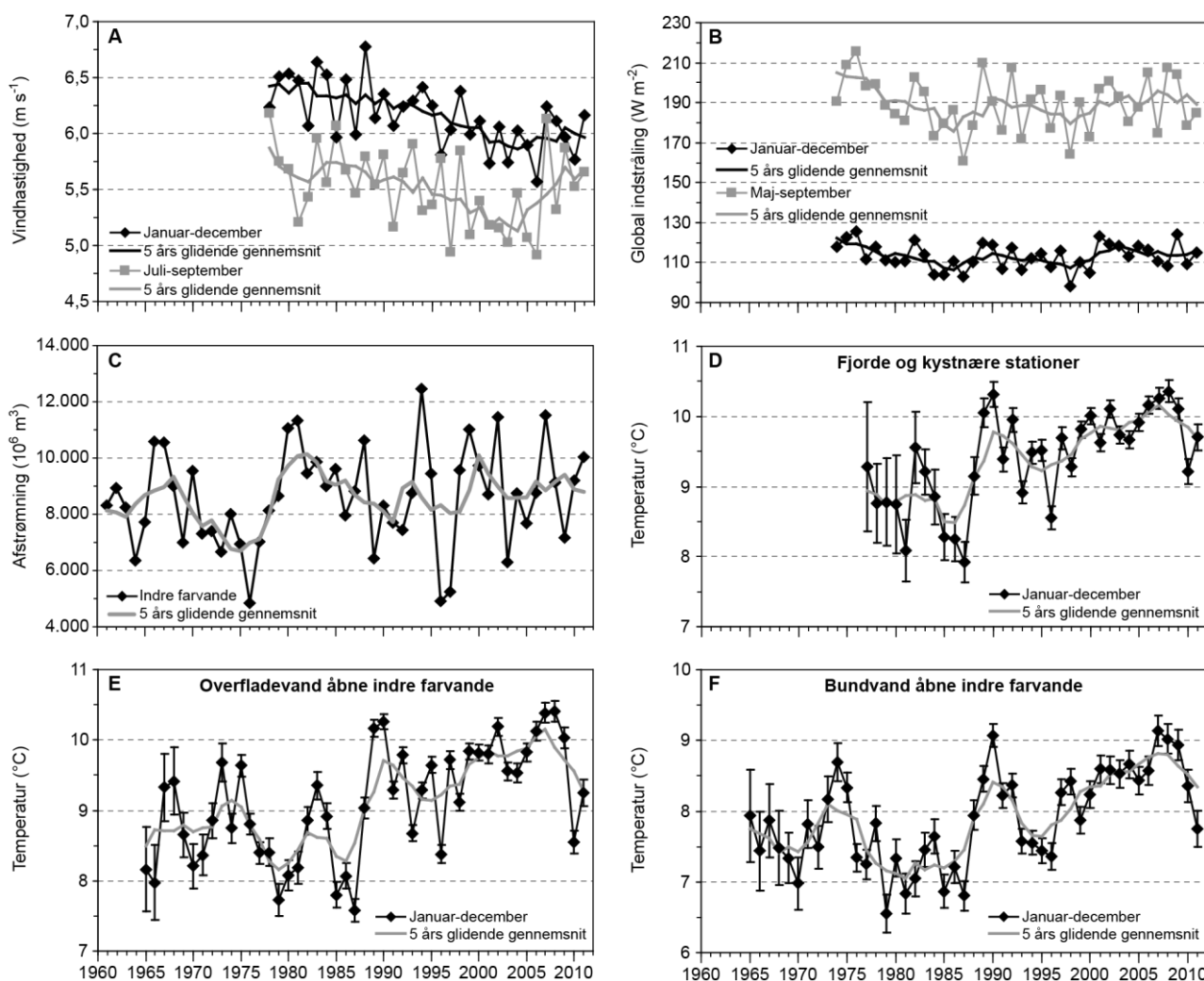


Figur 2.2. Den retningsbestemte vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten. A) Årsvariationen 2011 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) den årlige vindtransport, C) vindtransporten i månederne januar til og med april og D) vindtransporten i månederne maj til og med september. En stor vindtransport fra sydvest medfører generelt en større vandtransport gennem de indre danske farvande, hvilket kan bevirke en større påvirkning af Den jyske Kyststrøm i vintermånederne (jan.-apr.) og en større fornyelse af ilten i bundvandet (maj-sep.). Datakilder: Sund og Bælt Holding, Forskningscenter Risø, H.C. Ørsted Institutet.

Selvom vinden generelt har været svag siden 2000, er der ingen indikationer af, at vindretningen har ændret sig siden 1978 (figur 2.2B-D). Den dominerende vindretning er stadig fra sydvest, og i 2011 var dette også den dominerende vindretning i alle måneder med undtagelse af februar og november (figur 2.2A). Dette dominerende vindmønster fra sydvest bevirkede, at den samlede vindtransport i 2011 var forholdsvis stor i netop denne retning (figur 2.2B). Vindtransporten i januar-april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringssalte gennem de indre danske farvande, var derimod svag (figur 2.2C). Februar har formentlig været domineret af udstrømmende vand fra Østersøen, og af at påvirkningen fra vandmasser fra Nord-søen har været mindre. Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de indre farvande, var forholdsvis stor og fra sydvest, hvilket kan have stimuleret transporten af bundvand gennem de indre danske farvande (figur 2.2D).

Indstrålingen i 2011 var gennemsnitlig for både maj-september og for året som helhed (figur 2.3B). Indstrålingen var dog relativ stor i juni, hvorimod juli og august havde mindre indstråling end normalt. Somrene i midten af 1970'erne var solrige i modsætning til de solfattige 1980'ere. I løbet af de seneste 10-15 år har der været en svagt stigende indstråling i sommerperioden.

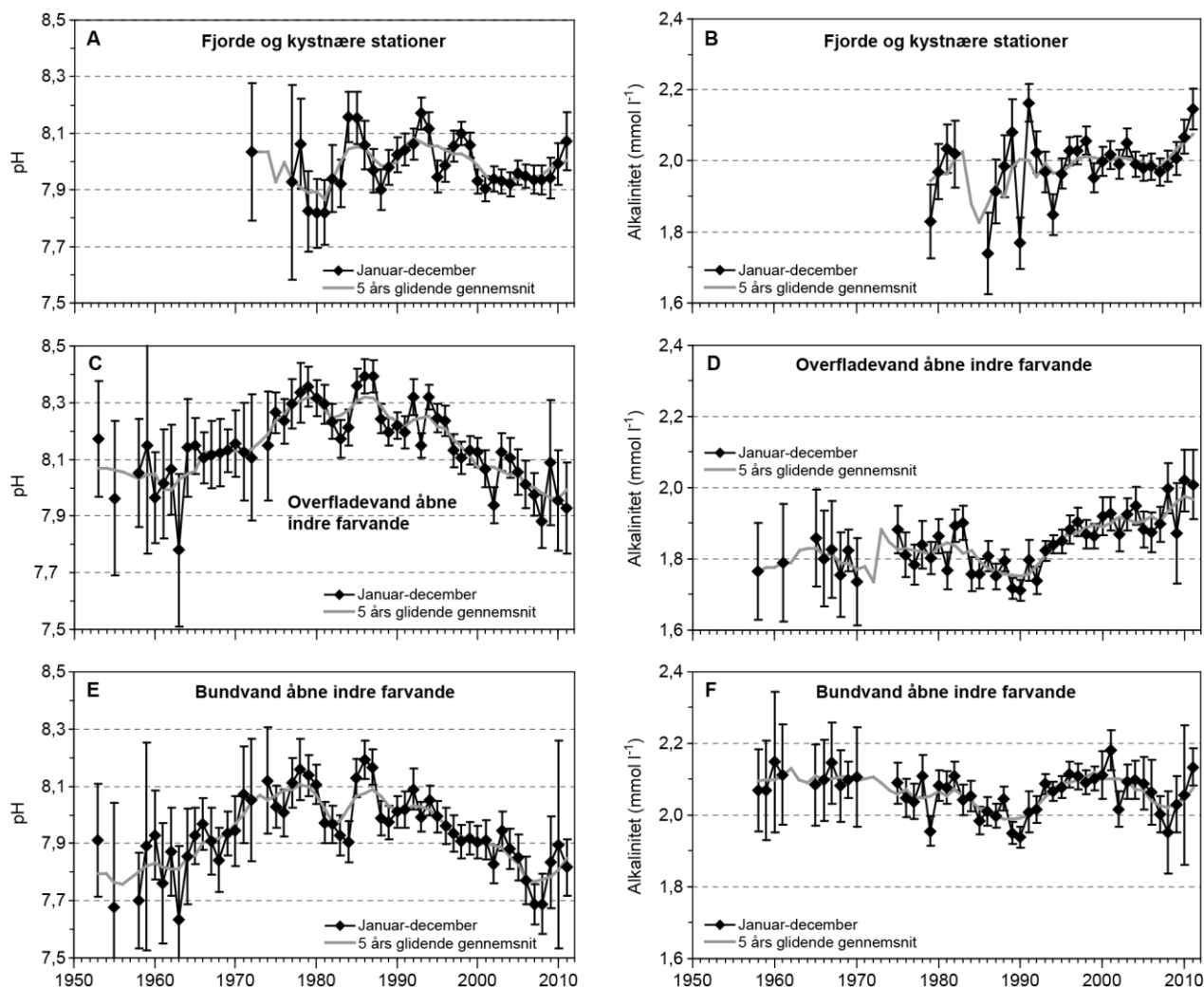
Afstrømningen har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste 5 årtier (figur 2.3C). I 1960'erne var middelafrømningen 8.500 mio. m³ om året, hvilket faldt til 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været på niveau med standardperioden (1961-1990), om end det karakteristiske ved denne periode er de store variationer mellem årene, som var mest udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2011 var over gennemsnittet for de seneste 30 år.



Figur 2.3. Tidlig udvikling for A) vindhastighed, B) global indstråling, C) afstrømning til de indre farvande, D) vandtemperatur i fjorde og kystnære områder, E) overfladevandtemperatur i de åbne indre farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Datakilder: A - B) Sund og Bælt Holding, Forskningscenter Risø, H.C. Ørsted Institutet, Landbohøjskolen og C) Hedeselskabet og DMU, D - F) DMU og miljøcentrene/amterne. Middeltertemperaturer er angivet med 95 %-konfidensgrænser.

Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år, selvom 2011 var knap så varm som 2006-2009. Overfladevandtemperaturen i 2011 var gennemsnitlig for årene efter 1988-89, hvor der skete et markant skift i temperaturen (figur 2.3D-E). Bundvandstemperaturen i 2011

var den koldeste siden 1996 og var koldere end i 2010, selvom temperaturen i overfladevandet var højere (figur 2.3D-F). Dette indikerer tilsvarende temperaturfald i det vand fra Nordsøen og Skagerrak, som føder bundvandet i de indre danske farvande. Udviklingstendenserne følger hinanden for fjorde og kystnære områder samt for overflade- og bundvand i de indre danske farvande. Temperaturudviklingen er dog ikke konstant tiltagende, men foregår som gradvist stigende oscillationer. Sammenlignes de nuværende temperaturer med niveauet i de relativt kolde 1980'ere, er stigningen mellem 1,5 og 2,0 °C.



Figur 2.4. Tidlig udvikling for pH og alkalinitet i fjorde og kystnære områder (A og B), overfladevandet i de indre danske farvande (C og D), og bundvandet i de åbne indre farvande (E og F). Middelværdier er angivet med 95 %-konfidensgrænser. Data kilder: det tidligere DMU (nu Institut for Bioscience, Aarhus Universitet) og Naturstyrelsens decentrale enheder.

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (figur 2.4). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO₂ og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,2-0,3 i de indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO₂ i atmosfæren og faldende tilførsler af næringssalte fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO₂ i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer. I 2011 steg pH

dog i fjorde og kystnære områder, hvilket kunne indikere en højere primærproduktion i forhold til de foregående år. Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten medmindre, der tilføres andre kemiske komponenter, som kan forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de indre danske farvande, hvor 2011 havde det højeste niveau, er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor det svenske landbrugsuniversitet (www.slu.se) har rapporteret om stigende alkalinitet i tilførslerne fra land. En del af den stigende alkalinitet er forbundet med stigende fosfatkoncentrationer i Østersøen.

Sammenfatning

- Året 2011 var varmt i forhold til standardperioden 1961-1990, men gennemsnitligt sammenlignet med de sidste 15 år.
- Vinden var forholdsvis svag og kom hovedsageligt fra sydvest.
- Afstrømningen til de indre danske farvande i 2011 var 19 % over normalen (1961-1990) og var usædvanlig stor i sensommeren som følge af den megen sommernedbør.
- Havtemperaturerne i overfladen var højere i 2011 end i det kolde 2010, men ikke usædvanlig sammenlignet med perioden efter 1989. Bundvandet var dog relativt koldt sammenholdt med de senere år. Vandet var dog i gennemsnit ca. 1 °C varmere end luften.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2011 var gennemsnitlig, men overordnet set har der i de seneste 10 år været en stigende tendens for sommerperioden.
- Fra 1960'erne til midten af 1980'erne steg pH (ca. 0,3), men er siden faldet tilsvarende, om end pH er steget de sidste par år.
- Overfladevandet i de åbne indre farvande har de senere år haft en stigende alkalinitet, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet i Østersøens opland.

3 Næringssalttilførsler fra land

Jørgen Windolf, Jens Bøgestrand & Niels Bering Ovesen

Tilførslen af næringssaltene kvælstof og fosfor har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande. Øget tilførsel af næringssalte medfører stigende eutrofiering med stor vækst af planktonalger, som gør vandet uklart. Dermed kommer der mindre lys ned til bunden, hvilket bevirker, at ålegræs og bundfæstede alger ikke kan gro til så stor dybde. Når planktonalgerne dør, synker de ned på bunden, hvor bakterier nedbryder dem under forbrug af ilt. Derved kan der opstå iltsvind, så bunddyr og planter dør. Eutrofiering ændrer således struktur og funktion af hele det marine økosystem.

Datagrundlag

Gennem det landsdækkende overvågningsprogram er der etableret tidsserier for månedlige udledninger af ferskvand, kvælstof og fosfor fra Danmark til de ni hovedfarvande for perioden 1990-2011.

For omkring halvdelen af landets areal er opgørelsen baseret på målinger af både vandafstrømning og koncentrationer af kvælstof og fosfor i en række vandløb.

For den umålte del af landet er vandafstrømningen modelleret med DK-modellen (GEUS, <http://vandmodel.dk/vm/index.html>) som grundlag. Modellen er korrigeret til målte data fra vandløb, hvorefter de modellerede data er aggregeret i GIS.

Kvælstof- og fosfortilførslerne fra det umålte opland er beregnet ved hjælp af empiriske modeller for vandføringsvægtede koncentrationer, som derefter er adderet til den modellerede vandafstrømning.

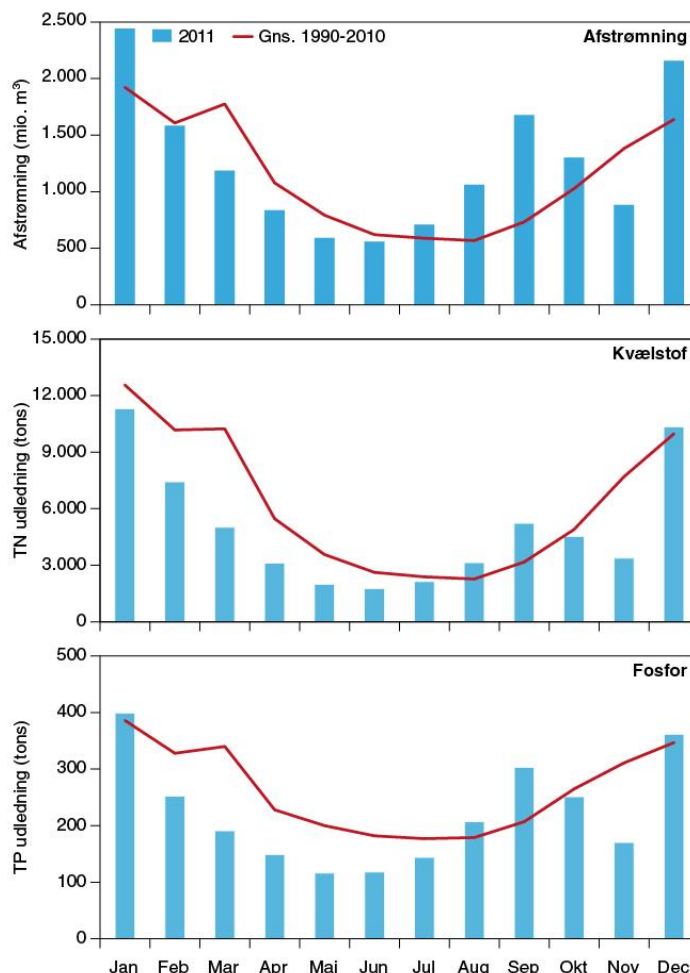
Næringssalttilførsler i 2011

Ferskvandsafstrømningen fra landets samlede areal til de danske kystvande var 15.000 mio. m³ i 2011 (348 mm) og dermed 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2010. Afstrømningen i de enkelte måneder i 2011 afveg typisk ganske meget fra gennemsnittet (*figur 3.1*). Efter en stor vandafstrømning i januar fulgte fem måneder med mindre vandafstrømning end normalt. Den relativt lille vandafstrømning i denne periode skyldes, at nedbøren her var betydelig mindre end normalt. I perioden maj-september var nedbøren til gengæld betydelig over normalen, og det bevirkede, at vandafstrømningen steg frem til september, hvor den var 130 % større end gennemsnittet for de foregående år. I årets sidste måneder var vandafstrømningen stærkt varierende. Meget lille nedbør i november bevirkede en betydeligt mindre vandafstrømning end normalt (-36 %), mens vandafstrømningen i årets sidste måned blev tilsvarende større end gennemsnittet (+32 %) pga. megen nedbør denne måned.

Tilførslen af kvælstof fra de danske landarealer til de danske farvande var i 2011 på godt 59.000 tons, hvilket var 20 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2010. Månedsafstrømningerne af kvælstof var også generelt mindre end gennemsnittet for 1990-2010 (*figur 3.1*). Dog bevirkede de relativt store vandafstrømninger i august, september og december, at kvælstofudledningerne her var større end normalt.

Fosfortilførslen fra land til de danske farvande var 2.600 tons i 2011 og dermed 16 % mindre end gennemsnittet for 1990-2010. Hen over året varierede fosfortilførslerne ligesom kvælstoftilførslerne i takt med variationer i vandafstrømningen (figur 3.1). I foråret var fosfortilførslerne således markant mindre end vanligt, mens tilførslerne i august og specielt i september var markant højere end gennemsnit for årene forud.

Figur 3.1. Månedstilførslen af ferskvand, total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) til de danske farvande i 2011 sammenlignet med middelværdierne for perioden 1990-2010.



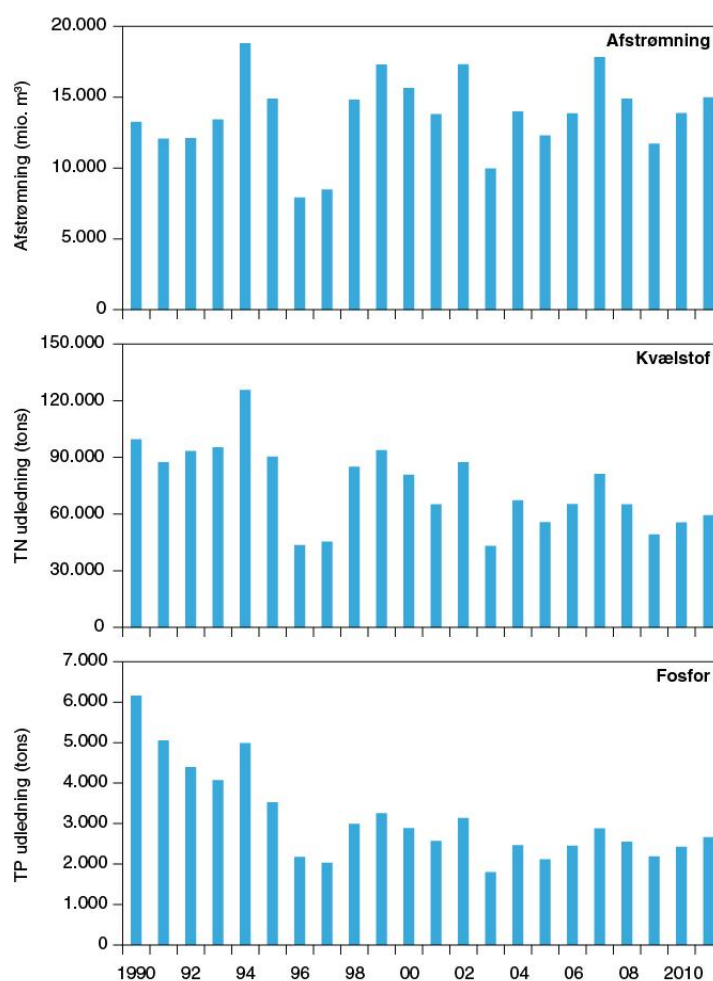
Udvikling i kvælstoftilførslen

Kvælstoftilførslen fra land til havet omkring Danmark har siden 1990 varieret betragteligt fra år til år (figur 3.2). Tilførslen har de enkelte år i høj grad fulgt variationerne i vandafstrømningen. I 'tørre' år som 1996 og 1997 var nedbør og vandafstrømningen fra marker og øvrige landarealer til vandløb lille, og det betød også en lille kvælstofafstrømning. Effekten af tiltag til reduktion af kvælstoftilførslen til de danske farvande vurderes derfor bedre ved at se på udviklingen af den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof (figur 3.3). Den afstrømningsvægtede kvælstofkoncentration er faldet fra 7-8 mg N l⁻¹ i starten af 1990'erne til ca. 4 mg N l⁻¹ i 2011.

Kvælstoftilførslerne fra land til havet omkring Danmark er således reduceret med ca. 50 % siden 1990 (95 % konfidensgrænser: -38 %; -57 %), når der korrigeres for variationer i vandafstrømningen. Reduktionen i kvælstoftilførslerne skyldes primært en reduktion i udledningerne fra landbrugsarealerne. Den gennemførte forbedrede spildevandsrensning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne. Således er udledningerne af kvælstof med spildevand fra punktkilder reduceret med 15-20.000 tons siden 1990. I 2011 udgjorde spildevandsudledninger fra punkt-

kilder ca. 10 % af de samlede kvælstoftilførsler fra land til havet omkring Danmark mod typisk 20-25 % i starten af 1990'erne.

Figur 3.2. Den årlige ferskvandsafstrømning og samlede tilførsel af hhv. total kvælstof og total fosfor til de danske farvande i perioden 1990 til 2011.



Udvikling i fosfortilførsel

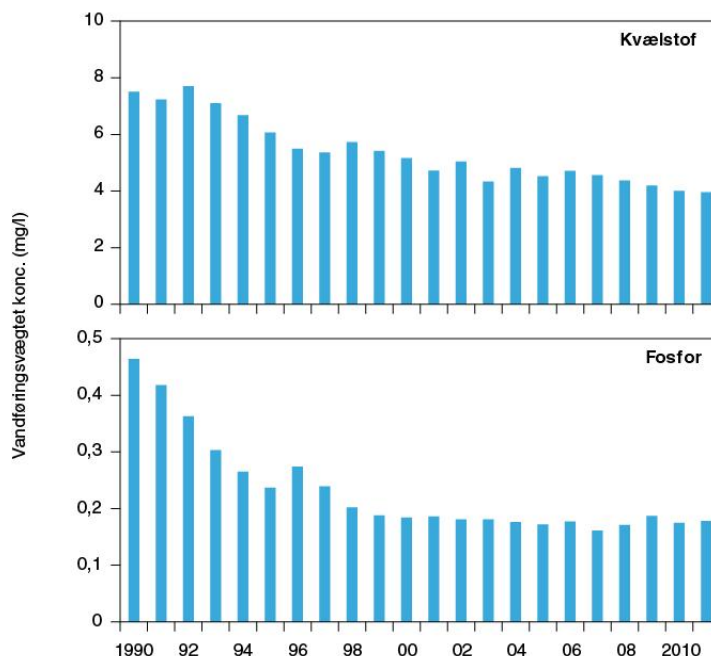
Fosfortilførslerne fra land til havet omkring Danmark stammer fra spildevand udledt fra punktkilder (renseanlæg m.v.) samt fra diffuse kilder (landbrug og natur). Der er siden 1990 sket et tydeligt fald i fosfortilførslerne (figur 3.2). Fosfortilførslerne er faldet fra omkring 5.000-6.000 tons fosfor om året i starten af 1990'erne til omkring 2.000-2.600 tons de seneste år. Faldet i fosfortilførslerne er relateret til en bedre spildevandsrensning ved primært offentlige renseanlæg. I 2011 udgjorde spildevandsudledningerne fra punktkilder 28 % af de samlede tilførsler af fosfor fra land til havet omkring Danmark mod 70-75 % i 1990-91.

Tilførslerne fra de diffuse kilder i form af fosforafstrømning fra land- og naturarealer ud i vandløbene har dermed fået større relativ betydning de senere år. Denne diffuse fosfortilførsel varierer – lige som for kvælstof – med variationer i vandafstrømningen. Korrigeres der for variationen i vandafstrømning, kan der ikke påvises en statistisk signifikant ændring i den samlede diffuse fosfortilførsel siden 1990. For den samlede fosfortilførsel kan der derimod – som følge af den stærkt forbedrede spildevandsrensning – påvises et sikkert og markant fald. Faldet er beregnet til 59 % siden 1990 (95 % konfidensgrænser: -33 %; -97 %).

Den markante reduktion af fosforindholdet i det ferskvand, der strømmer til havet omkring Danmark, ses også særdeles tydeligt i udviklingen af de

vandføringsvægtede koncentrationer (figur 3.3). Koncentrationerne er faldet fra omkring 0,45 mg P l⁻¹ i starten af 1990'erne til 0,17-0,18 mg P l⁻¹ i de senere år. Det skal dog bemærkes, at koncentrationerne de sidste 10 år kun har varieret meget lidt (0,16-0,18 mg P l⁻¹). Det markante fald i fosforudledningerne siden 1990 er således primært sket det første 10-år og skyldes en kraftig forbedret spildevandsrensning.

Figur 3.3. Vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof og total fosfor 1990-2011 for den samlede ferskvandsafstrømning til havet omkring Danmark.



Vand- og næringssalttilførslerne i vintermåneder

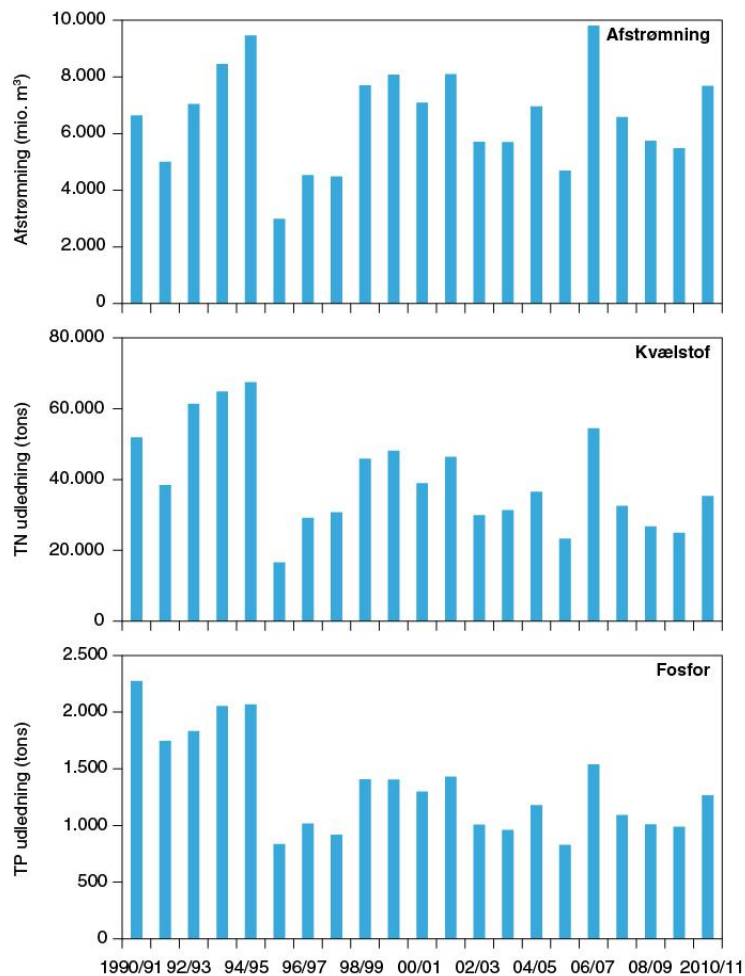
Gennem vinterperioden opbygges den pulje af næringssalte, som udgør grundlaget for væksten af planteplankton det efterfølgende år. Der er som supplement til opgørelserne over vand- og næringssalttilførsler opgjort på kalenderår også beregnet, hvorledes tilførslerne i vintermånederne (november-februar) har været til havet omkring Danmark siden vinteren 1990/91 (figur 3.4).

Ferskvandsafstrømningen har som gennemsnit været ca. 6.500 mio. m³. Gennem perioden har de mindste vinterafstrømninger været i vintrene 1995/96-97/98 (46-70 % af gennemsnit) og de højeste afstrømninger i 1994/95 og 2006/07 (140-150 % af gennemsnit). I vinteren 2010/11 var vandafstrømningen relativt høj - ca. 7.700 mio. m³ eller 18 % mere end gennemsnittet for perioden forud.

Kvælstofafstrømningen har gennem perioden i betydelig grad fulgt variationerne i vandafstrømningen. I vinteren 2010/11 var kvælstofafstrømningen godt 35.000 tons N og dermed 12 % mindre end gennemsnittet for hele perioden. Koncentrationerne af kvælstof i den samlede vandafstrømning (spildevand og diffuse kilder) er faldet fra omkring 8-9 mg N l⁻¹ i starten af 1990'erne til 4-5 mg N l⁻¹ i vintrene 2006/07-2010/11. Koncentrationerne var ens i de seneste to opgjorte vintre (4,6 mg N l⁻¹).

Fosforafstrømningen har også fulgt variationerne i vandafstrømningen. I vinteren 2010/11 var fosfortilførslen fra land til havet omkring Danmark 1.260 ton P eller 92 % af gennemsnittet for hele perioden siden 1990.

Figur 3.4. Vinterværdier (november-februar) af ferskvandsafstrømning og den samlede tilførsel af hhv. total kvælstof og total fosfor til de danske farvande i perioden 1990/91 til 2010/11.



Sammenfatning

- Ferskvandsafstrømningen til de danske farvande har varieret betydeligt fra år til år, og var i 2011 9 % større end gennemsnittet for hele perioden siden 1990.
- For landet som helhed er der for 2011 målt og beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel til havet omkring Danmark på henholdsvis 2.600 tons fosfor og 59.000 tons kvælstof.
- Korrigeret for variationer i ferskvandsafstrømningen er den samlede kvælstofudledning faldet ca. 50 % og fosforudledningen ca. 59 % fra 1990 til 2011.
- Reduktionen i fosforudledningen er især sket frem til sidste halvdel af 1990'erne og skyldes forbedret spildevandsrensning.
- Reduktionen i kvælstofudledningen forklares primært af en reduceret udledning af kvælstof fra dyrkede arealer. Forbedret rensning af spildevandet har dog også bidraget signifikant til det samlede fald i kvælstoftilførslerne.

4 Atmosfærisk kvælstofdeposition

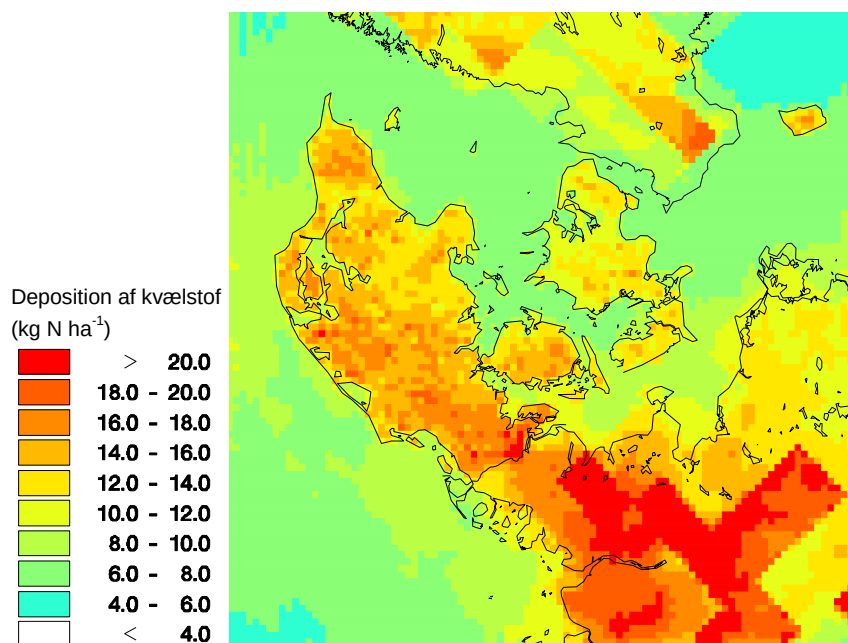
Thomas Ellermann

Farvandene modtager ikke kun næringsstoffer fra land men også ved deposition fra atmosfæren. Depositionen af fosfor er lille og har kun marginal betydning, mens depositionen af kvælstof på fx de indre danske farvande er af samme størrelsesorden som den landbaserede udledning af kvælstof fra Danmark til de samme områder. Udledningen af næringssalte fra land sker til fjorde og kystvande og fortrinsvis om vinteren. Kvælstofdepositionen er langt mere ligelig fordelt, både arealmæssigt og over året. Den atmosfæriske kvælstofdeposition har størst betydning for eutrofieringsforholdene i åbne farvande, der har et stort overfladeareal.

Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Depositionen bestemmes ved målinger såvel som ved modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidslig opløsning i de rapporterede data. Data indsamles ved syv målestationer, hvoraf to er placeret ved kysten.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget med det tidligere DMU's (nu Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet) luftforureningsmodel, DEHM, til et net af gitterceller på $6 \text{ km} \times 6 \text{ km}$, som dækker de danske farvandsområder (figur 4.1, Ellermann m.fl. 2012). Dog anvendes gitterceller på $17 \text{ km} \times 17 \text{ km}$ for den yderste del af modelområdet, herunder den vestligste del af den danske del af Nordsøen. Beregningerne er foretaget med emissionsopgørelser for år 2010 for Danmark og for år 2009 for de øvrige europæiske lande, hvilket er de senest tilgængelige opgørelser.

Figur 4.1. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske farvande og landområder beregnet for 2011. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg N ha^{-1} , hvor 10 kg N ha^{-1} svarer til $1.000 \text{ kg N km}^{-2}$. Gitterfelterne er $6 \text{ km} \times 6 \text{ km}$ for den centrale del af modelområdet. I den yderste del af modelområdet anvendes gitterceller på $17 \text{ km} \times 17 \text{ km}$.



Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er vist i *tabel 4.1*. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens og -mængde, men også afstand til lokale kildeområder. En mere detaljeret opgørelse af depositionen til de danske farvande kan findes på:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition/>.

Tabel 4.1. Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2011.

ID	Navn	Tør-	Våd-	Total	Total	Areal	Andel fra danske kilder
		deposition	deposition	deposition	deposition/areal		
		(kton N)	(kton N)	(kton N)	(kg N ha ⁻¹)	(km ²)	(%)
1	Nordsøen - Alle danske områder	7,2	29,8	37,0	7,7	48.754	7
2	Skagerrak - Alle danske områder	1,3	7,0	8,3	8,0	10.329	14
3	Kattegat - Svenske områder	0,7	5,0	5,7	8,5	6.743	11
3	Kattegat - Alle danske områder	2,8	9,9	12,8	7,6	16.830	22
4	Nordlige Bælthav	0,8	2,0	2,8	7,2	3.909	27
5	Lillebælt	0,7	1,5	2,2	10,1	2.170	26
6	Storebælt	1,0	2,7	3,6	8,1	4.519	21
7	Øresund - Alle danske områder	0,2	0,7	0,9	6,8	1.336	18
79	Øresund - Svenske områder	0,1	0,6	0,7	7,9	950	13
8	Sydlig Bælthav	0,5	1,8	2,3	9,0	2.547	13
9	Østersøen - Alle danske områder	2,4	7,2	9,6	6,4	14.926	9
	Alle danske farvandsområder	17	63	79	7,5	105.320	12

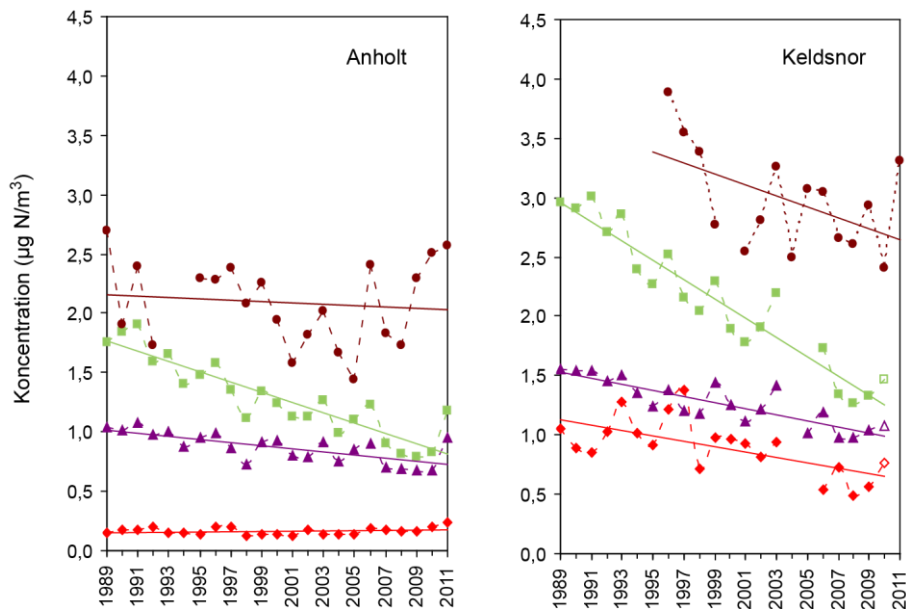
Den beregnede totale kvælstofdeposition til de danske farvandsområder var i 2011 på 79.000 tons, hvilket er omkring 11 % højere end rapporteret for 2010 (71.000 tons) og omkring 6 % lavere end beregnet for 2009 (84.000 tons). Forskellen mellem årene 2009-2011 skyldes hovedsageligt ændringer i de meteorologiske forhold. En sammenligning af 2010 og 2011 viser, at stigningen skyldes såvel en stigning i tørdeposition som våddeposition. Der er imidlertid stor forskel mellem de enkelte farvande. Således ses en stigning i den samlede kvælstofdeposition til Nordsøen på næsten 15 %, som følge af en øget nedbør og dermed øget våddeposition. For Østersøen og Øresund ses til gengæld et fald på omkring 8 %, som følge af mindre nedbør og dermed reduceret våddeposition. Fortolkningen af ændringerne af depositionen fra 2010 til 2011 skal imidlertid vurderes med forbehold for, at ændringerne fra et år til det næste er små set i forhold til usikkerhederne på beregningerne. Usikkerhederne på ændringerne fra 2010 til 2011 skyldes blandt andet, at der på nuværende tidspunkt ikke foreligger emissionsopgørelser for 2011, således at det er antaget, at emissionerne er de samme i 2010 og 2011.

Den danske andel af depositionen er i modelberegningerne vurderet til ca. 12 % men varierer fra 26-27 % i Lillebælt og i det Nordlige Bælthav til 7-8 % i Østersøen og Nordsøen (*tabel 4.1*).

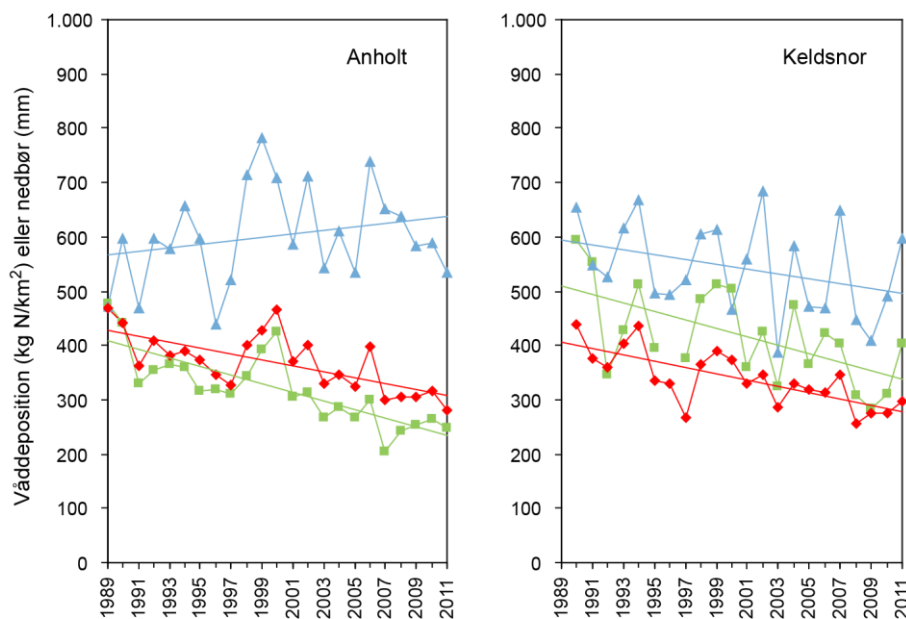
Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes primært ud fra målingerne. *Figur 4.2* viser udviklingen i målte luftkoncentrationer af ammoniak, partikulært bundet ammonium, sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat) og kvælstofdioxid, og *figur 4.3* viser de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Af *figur 4.2* fremgår det, at der er et tydeligt fald i koncentrationerne for hovedparten af de reaktive kvælstofforbindelser i luften. Endvidere er der en faldende våddeposition på målestationerne (*figur*

4.3), og for gennemsnittet af alle målestationer er der tale om et signifikant fald. Tilsvarende ses et signifikant fald i den samlede deposition af kvælstof som middel over resultaterne fra målestationerne. Det vurderes, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofbelastning af havmiljøet på ca. 32 % for perioden 1989-2011. Der er dog store variationer mellem årene på grund af variationerne i de meteorologiske forhold.

Figur 4.2. Årsmiddelkoncentrationer af ammoniak (♦), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression. Grundet revision af måleprogrammet er målingerne ved Keldsnor standset i juli 2010. Middelværdierne for ammoniak, ammonium og sumnitrat i 2010 repræsenterer derfor kun et halvt års målinger.



Figur 4.3. Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (♦) og den årlige nedbørmængde (▲) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor i perioden 1989-2011. 1.000 kg N km^{-2} svarer til 10 kg N ha^{-1} .



Faldet i luftens indhold af kvælstofforbindelser og tendensen til et fald i våddepositionen er i overensstemmelse med den udvikling, som ses i emissionsopgørelserne for Danmark og i EMEP's emissionsopgørelser for Europa. Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer, rensning af røggasser m.m.

Sammenfatning

- Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande var i 2011 på 79.000 tons.
- I gennemsnit kom 12 % af depositionen af kvælstof i 2011 fra danske kilder.
- Siden 1989 er der sket et fald i depositionen af kvælstof til de danske farvande på 32 %.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

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

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold som solindstråling, vind, temperatur og vandudveksling. Desuden er havets miljøindikatorer under indflydelse af menneskelige aktiviteter især i form af udledning af næringssalte og miljøfarlige stoffer samt gennem direkte fysisk påvirkning.

Påvirkningerne er dynamiske og miljøindikatorerne responderer herpå ved en variation hen over året og en variation mellem år. Som udgangspunkt kan man opdele indikatorernes år til år variation i en naturlig komponent og en komponent, som afhænger af menneskets adfærd og forvaltning af vandmiljøet. Miljø- og naturtilstanden er således underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, som skyldes menneskelig aktivitet. For at få et mere retvisende billede af effekterne af miljøforbedrende tiltag er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige variation fra, så ændringer forårsaget af variationer i klimaet udviskes, mens ændringer forårsaget af udvikling i belastningen tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række indikatorer ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrektionerne er kun sket i forhold til variationer i ferskvandsafstrømningen.

Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i miljøpåvirkningen, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Analyserne af variation i data anvender et generelt indeks dannet ud fra alle målinger for de enkelte indikatorer for at give et nationalt billede af tilstand og udvikling. På den måde udjævnes forskelle mellem lokaliteter, og analyserne fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (inkl. fjorde) og havområder (åbne indre farvande), som reagerer meget forskelligt på næringssalttilførsler. Anvendelsen af et generelt indeks betyder, at udviklingen lokalt i nogle tilfælde kan være forskellig fra den generelle nationale tendens.

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

Klimaforandringer påvirker også tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten og komplicerer årsagssammenhængene. Ændringer i miljøtilstanden kan således både skyldes naturlig variation, menneskelig aktivitet og klimaforandringer. De klimakorrigerede data er således normaliseret i forhold til år til år variationen i klimatiske forhold, både hvad angår komponenten naturlig variation og komponenten klimaforandringer. En videreudvikling af

klimakorrektionerne vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed effekten af de miljøforbedrende tiltag.

5 Næringssaltkoncentrationer

Jacob Carstensen

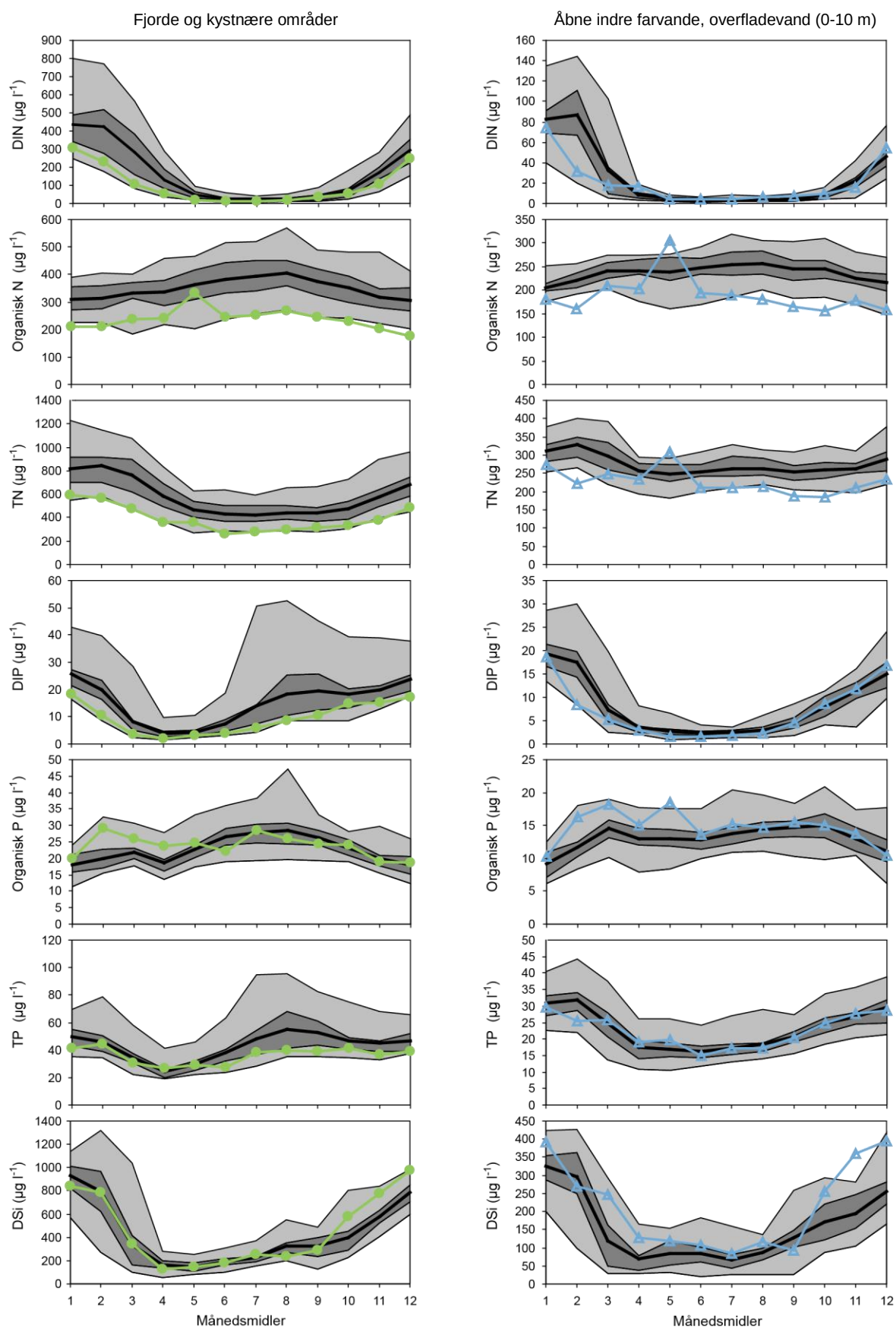
Eutrofiering skyldes hovedsageligt en øget tilførsel af næringssalte, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringssaltkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i vandrammedirektivet. Totalkoncentrationerne 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). Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) optages direkte af planteplankton og bundplanter, hvor det omdannes til partikulært organisk materiale. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringssalt for kiselalger. Den organiske del af kvælstof og fosfor skal hovedsageligt omsættes bakterielt, før den kan optages af planteplanktonet. Planteplankton har gennemsnitlig behov for kvælstof og fosfor i mol-forholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave værdier (< 10) indikerer, at kvælstof er begrænsende for primærproduktionen, og høje værdier (> 20) indikerer fosforbegrænsning.

Årsmidler af næringssaltkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Stationerne er opdelt i fjorde og kystnære områder samt i de åbne farvande i henhold til prøvetagningsbeskrivelsen fra NOVANA-programmet. Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen er undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringssaltkoncentrationerne (*Bilag 1*). Den tidlige udvikling er analyseret ved Kendalls τ -test for perioden 1989-2011.

Året der gik – 2011

Både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, og niveauerne for 2011 var som forventet lavere end langtidsmidlerne (1989-2010). For at vurdere sæsonfordelingen i 2011 er månedsmidlerne for 2011 sammenholdt med fordelingen af månedsmidler fra de tidligere år (*figur 5.1*).

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave og væsentlig under langtidsmidlerne i hele året med undtagelse af TN og organisk kvælstof i maj. De relative høje koncentrationer af organisk kvælstof i starten af maj måned blev hovedsageligt observeret ved de mere åbne kyststationer i de indre danske farvande, hvorimod Limfjorden, Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord ikke havde usædvanlig høje niveauer. Dette kunne indikere, at forhøjede kvælstofkoncentrationer i de åbne indre farvande (se nedenfor) har påvirket niveauerne i flere af de danske fjorde og kystområder. TN-månedsmidlerne for april, juni, juli og november 2011 var de hidtil lavest registrerede, og dette skyldtes hovedsageligt lave koncentrationer i den organiske fraktion. DIN-månedsmidler var ligeledes lave i 2011, omend ikke rekordlave.



Figur 5.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2011 (blå) sammenholdt med tidligere år (1989-2010) for fjorde og kystnære områder (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, △). Variationen i månedsmidlerne for tidligere år er angivet med minimum og maksimum, nedre og øvre kvartil samt middelværdien (fed sort linje).

Et næsten tilsvarende mønster gjorde sig gældende for kvælstofkoncentrationerne i de åbne farvande, hvor der var meget lave TN-koncentrationer i næsten alle måneder med undtagelse af maj. Februar, august, september og oktober havde de hidtil lavest registrerede niveauer af TN og organisk kvælstof. Maj satte også rekord med de hidtil højeste koncentrationer af TN og organisk kvælstof. Kvælstofniveauerne var specielt høje i starten af maj, og tilsvarende lav salinitet på stationerne i de indre danske farvande indikerer, at de højere kvælstofniveauer skyldes udstrømmende Østersøvand. Eksempelvis havde overfladevandet ved Ven en salinitet på 7,7, hvilket faktisk er lavere end normalt Østersøvand, som også normalt har lavere kvælstofniveauer end de målte niveauer i maj måned. Dette kunne indikere et væsentligt ferskvandsbidrag med et højt kvælstofindhold i det udstrømmende Østersøvand. I Storebælt og ved Griben blev der også målt usædvanligt lave saliniteter på henholdsvis 10,4 og 11,2. De relativt store afstrømninger i januar, september og december medførte ingen eller kun svagt forhøjede kvælstofkoncentrationer i forhold til den forventede sæsonvariation.

Sammenholdt med tidligere år var fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder generelt lave i 2011, specielt for DIP men også i nogen grad for TP. Derimod var niveauerne for organisk P over middel i specielt forårsmånederne. Dette kunne indikere et skift fra uorganisk til organisk P over tid. De høje niveauer af organisk P i forårsmånederne kan være koblet til den tidlige forårsblomstring (se *kapitel 6*). DIP-koncentrationerne i august og december var de hidtil laveste registrerede. De forholdsvis lave DIP-koncentrationer i sensommeren indikerer, at der ikke har været nogen væsentlig frigivelse af P fra sedimenterne i forbindelse med iltsvind.

Fosforkoncentrationerne i de åbne farvande i 2011 var mere på niveau med langtidsmidlerne uden bemærkelsesværdige ændringer i fordelingen henover året for TP, dog med undtagelse af februar, hvor en tidlig forårsopblomstring resulterede i lave DIP-niveauer. Ligesom for kvælstof har der været en forskydning fra uorganisk til organisk P i årets første måneder. Specielt var den organiske fraktion af P specielt stor i maj måned, hvilket formentlig skyldes påvirkningen fra udstrømmende Østersøvand (se ovenfor).

DSi-koncentrationerne i overfladevandet i 2011 fulgte det normale mønster, dog med lidt højere niveauer i årets sidste tre måneder både for fjorde og kystnære områder såvel som de åbne indre danske farvande. Faktisk var DSi-niveauet i november i de åbne farvande det hidtil højest registrerede. Faldet i DSi-koncentrationerne i årets første måneder var knapt så markant som for DIN og DIP, specielt i de åbne farvande, hvilket skyldes, at forårsopblomstringen var domineret af *Chattonella sp.*, som ikke optager DSi. De forholdsvis høje koncentrationer af DSi i efterårsmånederne skyldes udstrømmende Østersøvand i starten af november, karakteriseret ved lav salinitet, og formentlig en stor opblanding af bundvand i overfladelaget efter de kraftige storme i slutningen af november og starten af december.

I bundvandet for de åbne farvande var næringssaltkoncentrationerne (både N, P og DSi) usædvanlig lave i februar (resultater ikke vist), hvilket muligvis skyldes nedblanding af overfladevand efter en kraftig storm i starten af februar. Lavere salinitet og næringssaltkoncentrationer blev observeret på stationerne i Storebælt og Kattegat for dybderne lige under springlaget (20-30 m). Salinitetsprofiler fra februar indikerer også en mindre skarp og dermed mere eroderet haloklin. Dette kan have betydet en større tilførsel af næringsalte over springlaget, som kan have medvirket til at øge forårsopblomstringen.

gen. DIP-koncentrationerne i bundvandet var normale i sensommeren og efteråret, hvilket indikerer, at der ikke har været større frigivelser af fosfor fra sedimenterne i forbindelse med iltvind. DIN-koncentrationerne afveg fra det karakteristiske sæsonmønster ved relativt høje niveauer fra juni til august. Koncentrationerne af organisk N og TN var meget lave det meste af året med undtagelse af maj, hvor der blev registreret høje TN-niveauer. Dette er formentlig relateret til udstrømmende Østersøvand, som også påvirkede bundvandet.

På SMHI's (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) januar-togt var saliniteten ca. 34-35 og DIN-koncentrationerne omkring 100-140 $\mu\text{g l}^{-1}$ i bundvandet i den nordlige del af Kattegat, hvilket er normalt for de senere år. Desværre var der intet SMHI-togt i februar. På SMHI's marts-togt blev der observeret DIN-koncentrationer over 150 $\mu\text{g l}^{-1}$ (salinitet ca. 32-33) i Kattegat på dybder mellem 20 og 30 m, hvilket kunne indikere et tyndt mellem-lag af næringsholdigt vand fra Den jyske Kyststrøm, men signaturene af denne vandmasse kunne kun følges ned til Anholt og ikke længere sydpå. Det er derfor ikke sandsynligt, at vandmasser med ophav i Den jyske Kyststrøm skulle have påvirket næringssaltkoncentrationerne i bundvandet i 2011 væsentligt i de indre danske farvande.

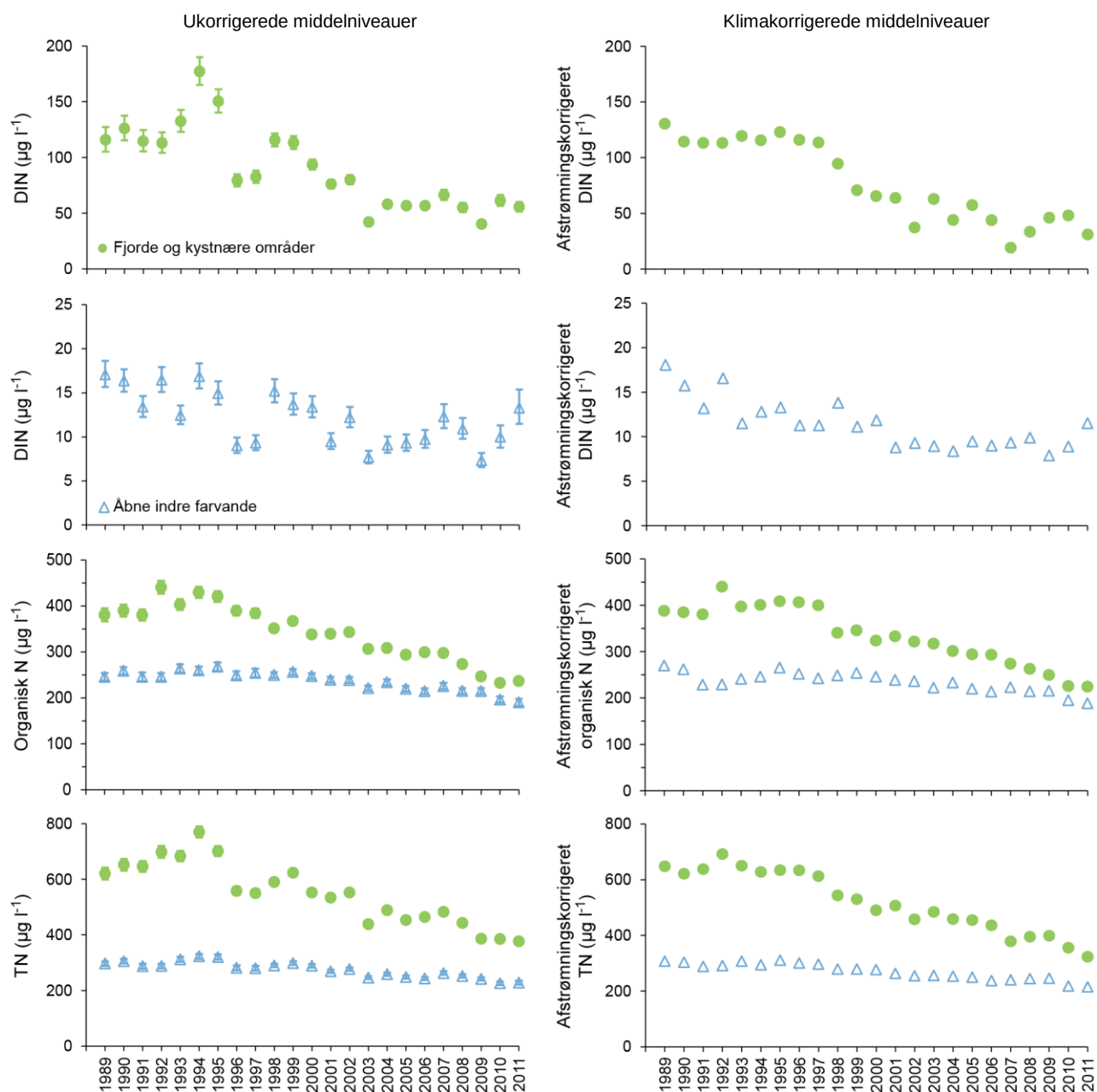
Som helhed var kvælstofkoncentrationerne i 2011 meget lave for både fjorde, kystnære områder og de indre danske farvande, med undtagelse af maj, hvor udstrømmende Østersøvand resulterede i højere niveauer i de indre danske farvande og tilstødende fjorde. Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var også relativt lave, hvorimod de var mere normale i de åbne farvande.

Udvikling i fjorde og andre kystnære områder

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, dog har ændringen været knapt så markant efter 2003 (figur 5.2). I 2011 var årsmidlen for TN den hidtil lavest registrerede siden 1989, selv om afstrømningen var 12 % over middel (1989-2010). DIN-årsmidlen i 2011 var gennemsnitlig for de seneste 10 år, og midlen for organisk N var den næstlaveste registrerede (figur 5.2). Årsmidlen for TN var for tredje år i træk lige under 400 $\mu\text{g l}^{-1}$, og DIN-, organisk N- og TN-koncentrationerne i 2011 var kun 50 %, 62 % og 60 % af middelniveauet for 1989-2002.

Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var organisk N og TN i 2011 de hidtil laveste registrerede siden 1989, og DIN nåede det hidtil næstlaveste niveau. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2011 på tilsvarende vis med 1989-2002, er der sket et fald på 69 %, 40 % og 45 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN. Der er en stagnerende tendens for de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer omkring et niveau på 40 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvorimod organisk N og TN fortsat falder.

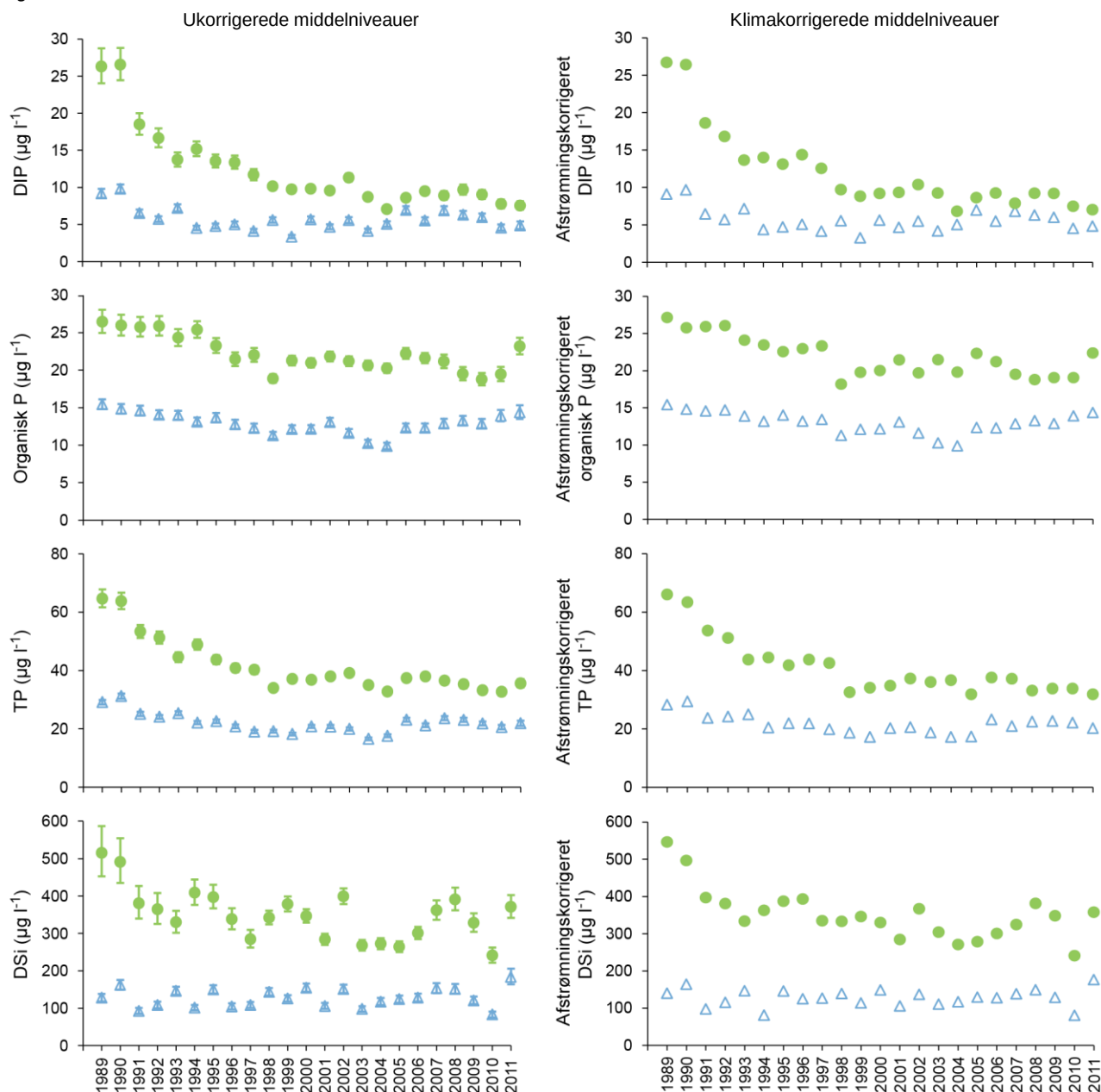
Årsmidlen for DIP var den hidtil næstlaveste registrerede, hvorimod TP var omkring niveauet for de seneste 15 år. Niveauet for organisk P var meget højt i 2011, hvilket skyldes den tidlige forårsopblomstring og dermed et skift fra DIP til organisk P. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis 7-10 $\mu\text{g l}^{-1}$ og 35-38 $\mu\text{g l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne. I forhold til 1989 var fosforkoncentrationerne i 2011 dog reduceret betragteligt med 71 % for DIP, 12 % for organisk P og 45 % for TP. Afstrømningskorrektionen havde kun en ubetydelig effekt på fosforniveauerne.



Figur 5.2 fortsætter på næste side

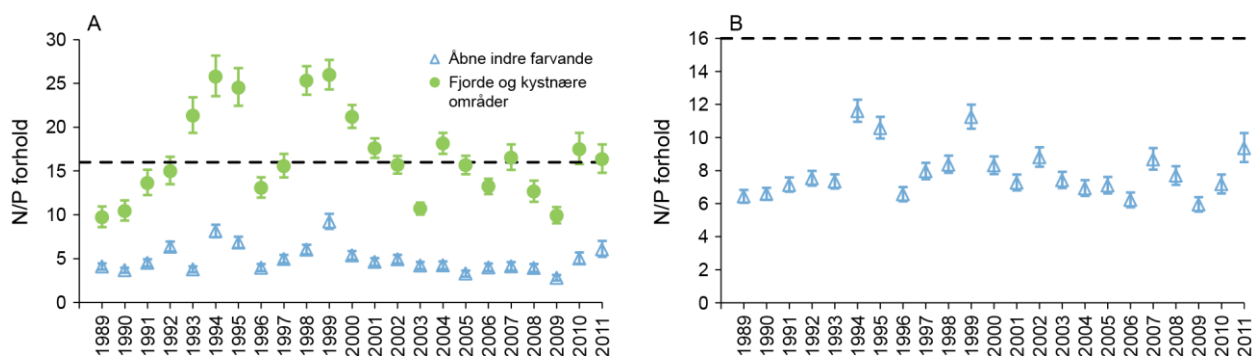
DSi-niveauerne har varieret mellem 250 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, men årsmidlen i 2011 var usædvanlig høj (371 $\mu\text{g l}^{-1}$). Faktisk var 2011-midlen 11 % højere end niveauet for perioden 1991-2010. Selv efter afstrømningskorrektion var årsmidlen for 2011 stadig høj. En sandsynlig årsag til det høje DSi-niveau kan være, at *Chattonella sp.* dominerede forårsopblomstringen i stedet for som normalt kiselalger (se kapitel 6), og derfor var der et mindre optag af DSi.

Figur 5.2 fortsat

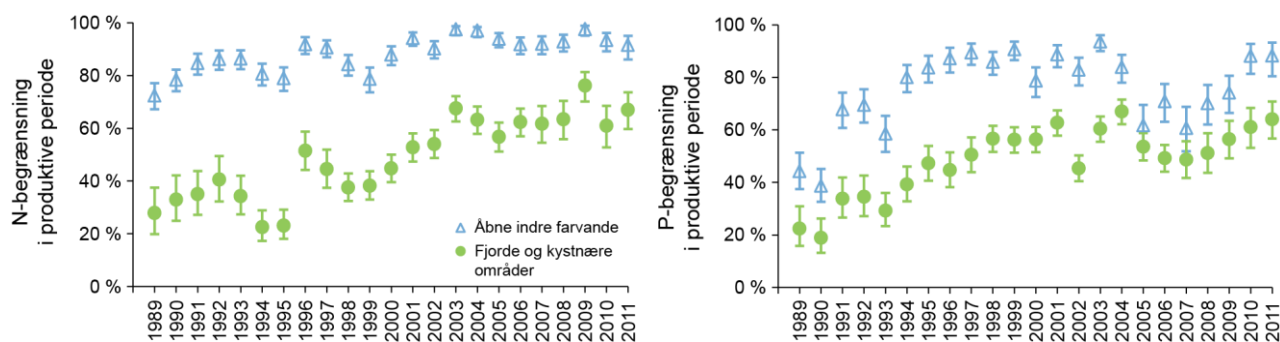


Figur 5.2. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSI (figurer i venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne) for fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre danske farvande (△). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige akser.

Molforholdet mellem årsmidler af DIN og DIP toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige under Redfield-forholdet 16:1 (figur 5.3A). 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. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende i perioden fra omkring 1998 til 2003, hvorefter kvælstof har været potentielt begrænsende i ca. 60 % af den produktive periode (figur 5.4). Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50 % af den produktive periode. Efter et fald i den potentielle fosforbegrænsning fra 2004 til 2007 er den potentielle fosforbegrænsning steget de seneste 4 år.



Figur 5.3. Molforholdet mellem årsmidlen for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) overfladevandet (0-10 m) for fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre farvande (△) og B) bundvandet (≥ 15 m) i åbne indre farvande (△). Forholdet for fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne farvande er markeret med trekanter. Middelværdierne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.



Figur 5.4. Potentiel begrænsning af kvælstof og fosfor i fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre farvande (△) udregnet som sandsynligheden for, at målinger i overfladevandet (0-10 m) i den produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP). Middelværdierne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser.

De ukorrigerede næringssaltkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2011 – mest signifikant for fosfor. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$), med undtagelse af DSi ($P = 0,0007$). Den potentielle næringssaltbegrænsning over perioden 1989-2011 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor.

Udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Kvælstofkoncentrationerne i overfladelaget i de åbne indre danske farvande i 2011 var de hidtil laveste registrerede for organisk N og de næstlaveste for TN, hvorimod DIN-koncentrationerne var de højeste i de seneste 10 år, omend lavere end for perioden 1989-2000. Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, mens TN er aftaget jævnt siden 1989 fra omkring $250 \mu\text{g l}^{-1}$ til omkring $225 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2011. Sammenholdt med perioden 1989-2002 var organisk N og TN-koncentrationerne i 2011 22-24 % lavere, hvorimod DIN-niveauet i 2011 kun var lidt lavere end middelværdien for 1989-2002 (figur 5.2).

De afstrømningskorrigerede koncentrationer i 2011 for organisk N og TN var således de hidtil laveste, hvorimod de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer var lidt over niveauet for de seneste 10 år. De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set siden 1989, dog

med en tendens til stagnation i de senere år for DIN og et fortsat svagt fald for organisk N og TN. Dette har for DIN og TN resulteret i et forventet niveau på omkring henholdsvis $9 \mu\text{g l}^{-1}$ og $220 \mu\text{g l}^{-1}$ for et år med middel afstrømning.

DIP og TP har stabiliseret sig omkring $6 \mu\text{g l}^{-1}$ og $20 \mu\text{g l}^{-1}$, dog med en svagt stigende tendens efter 2000, hvilket skyldes stigende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, som har øget eksporten af fosfor fra kystzonen.

DSi-niveauet i 2011 var det hidtil højeste registrerede (ca. $185 \mu\text{g l}^{-1}$), hvilket skyldes et meget lavt optag under forårsopblomstringen, som var domineret af *Chattonella sp.* DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden 1989, og normalt ligger årsmidlen mellem 100 og $150 \mu\text{g l}^{-1}$.

Udviklingen i forholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre systematisk end for fjorde og kystnære områder, dog kendetegnet ved høje værdier i afstrømningsrige år og tendens til stabilisering omkring et forhold lige under 4:1 i overfladevandet og lige omkring 8:1 i bundvandet (figur 5.3A). N/P-forholdet i 2011 var dog det højeste siden 1999.

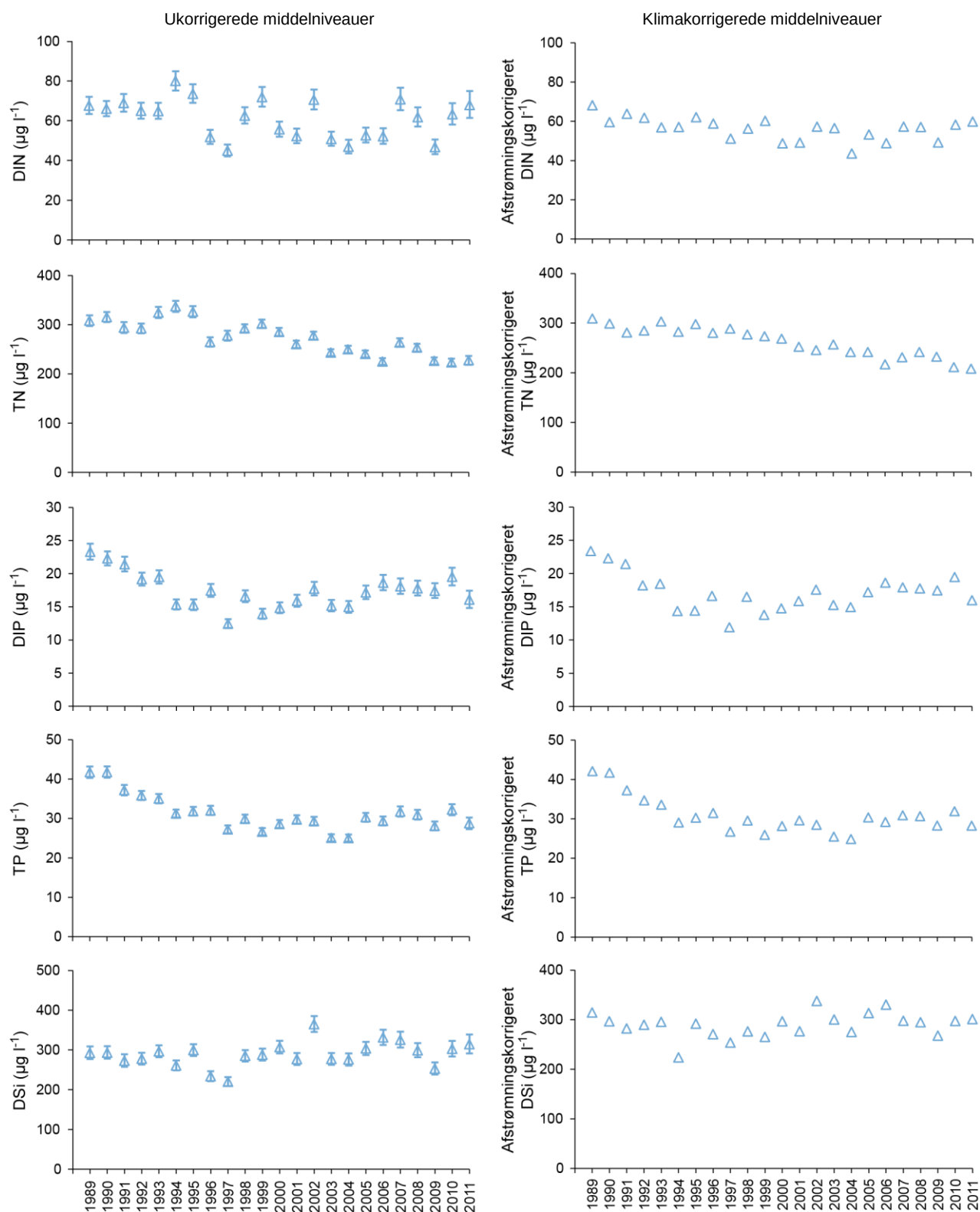
De faldende koncentrationer af næringssalte i vandet har resulteret i stigende potentiel næringssaltbegrænsning (figur 5.4). Væksten af planteplankton har siden 2001 været potentielt begrænset af kvælstof i > 90 % af den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning er steget de seneste fire år og var i 2011 på samme niveau som i perioden 1994-2004, hvor den potentielle fosforbegrænsning var højest (88 % af den produktive periode).

Der er observeret signifikant faldende niveauer for DIN, organisk N, TN, organisk P og TP, både for de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede koncentrationer, hvorimod DIP og DSi ikke udviser nogen tendens. Selv om fosforkoncentrationerne faldt i starten af 1990'erne, så er der ingen udvikling for DIP set over hele perioden. Således er den potentielle begrænsning af algevæksten kun signifikant stigende for kvælstof.

Udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

TN-koncentrationerne i 2011 var lave, og på samme niveau som i 2006, 2009 og 2010 (figur 5.5). Således er TN-niveauet faldet fra > $300 \mu\text{g l}^{-1}$ i starten af perioden til ca. $225 \mu\text{g l}^{-1}$ i de seneste år. DIN-niveauet har ligget stabilt mellem 50 og $70 \mu\text{g l}^{-1}$ det meste af perioden, men var i 2011 relativt højt sammenlignet med de senere år og i forhold til afstrømningen. Dette kan være forbundet med den store forårsopblomstring og efterfølgende sedimentation og remineralisering i bundvandet samt den kraftige påvirkning af næringsholdigt Østersøvand i maj.

DIP-koncentrationerne faldt frem til 1997 til et niveau omkring $13 \mu\text{g l}^{-1}$, hvorefter der har været en stigende tendens til omkring $18 \mu\text{g l}^{-1}$. I 2011 var niveauet relativt lavt, hvilket formentlig skyldes, at iltforholdene var forholdsvis gode, og derfor var der en mindre fosforfrigivelse fra sedimenterne. De relativt høje koncentrationer i de seneste 10 år skyldes fortsat dårlige iltforhold i perioden, øgede DIP-koncentrationer i Østersøen og en større forårsopblomstring og efterfølgende sedimentation og remineralisering. TP-koncentrationen i 2011 var på niveau med de senere år, og der har været en stigende tendens det seneste årti fra 27 til $30 \mu\text{g P l}^{-1}$, efter at TP-niveauet faldt ca. 30 % fra 1989 til 2000.



Figur 5.5. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middeldkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser.

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for hele perioden som helhed, hvor niveauet har ligget omkring $290 \mu\text{g l}^{-1}$. Niveauet i 2011 var noget højere end normalt men inden for den normale variationsbredde. Den højere

koncentration af DSi i bundvandet i 2011 kan hænge sammen med de tilsvarende høje niveauer i overfladevandet, således at opblanding over springlaget har haft en noget mindre fortyndende effekt.

Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende. I 2011 var forholdet lidt højere end normalt som følge af det højere DIN- og lavere DIP-niveau i 2011 (figur 5.3B).

Koncentrationerne af TN er faldet signifikant gennem hele perioden, både uden og med afstrømningskorrektion ($P < 0,05$). Derimod var faldet i DIN og TP kun signifikant for de afstrømningskorrigerede koncentrationer. DSi-niveauerne var signifikant stigende gennem perioden, men ikke hvis der korrigeres for variationer i ferskvandstilførslen fra land.

Sammenfatning

- Koncentrationerne af næringssalte i 2011 var generelt relativt lave, specielt for kvælstof, til trods for en forholdsvis stor afstrømning fra land.
- En kraftig storm i starten af februar 2011 resulterede i en uddybning af overfladelaget og dermed ekstra opblanding af næringsholdigt bundvand.
- Der var et stort optag af DIN og DIP under den tidlige forårsopblomstring af *Chattonella sp.* i de indre danske farvande. Til gengæld var optaget af DSi moderat, hvilket resulterede i generelt høje niveauer. Den store forårsopblomstring har formentlig medført en relativ stor sedimentation af partikulært organisk materiale, hvilket efterfølgende har beriget bundvandet med uorganiske næringssalte.
- Næringsrigt vand med meget lav salinitet, formentlig indeholdende et væsentligt ferskvandsbidrag, strømmede ud fra Østersøen i maj 2011 og resulterede i usædvanligt høje næringssaltkoncentrationer.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser siden 1989, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.
- Den jyske Kyststrøm påvirkede ikke de indre danske farvande i større grad i 2011, og kunne kun spores som et tyndt mellemlag ned til Anholt.
- De aftagende næringssaltkoncentrationer 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. Eksempelvis er DIN-niveauet i vandmasserne fra Den jyske Kyststrøm reduceret væsentligt gennem årene pga. reducerede tilførsler fra de centraleuropæiske floder.
- Uorganisk fosfor- og siliciumkoncentrationer i bundvandet i de indre danske farvande er steget de senere år, hvilket skyldes øget kvælstofbegrænsning og frigivelse fra sedimenterne, foruden ændrede forhold mellem næringssaltene i Østersøen og sandsynligvis også i Nordsøen.
- Den potentielle kvælstof- og fosforbegrænsning var høj i 2011 for både fjorde og kystnære områder og åbne indre farvande.

6 Planteplankton, dyreplankton og sigtddybde

Lars Mølgaard Storm, Jacob Carstensen, Eva Friis Møller,
Hans Henrik Jakobsen & Peter Henriksen

Planteplankton består af små fritsvævende alger, som er det første led i den pelagiske fødekæde. De fungerer som 'planter', idet de indeholder kloroplaster (grønkorn) og benytter solens lysenergi samt næringssalte i vandet til deres vækst. Noget af planteplanktonet ernærer sig dog desuden eller udelukkende som 'dyr' ved at æde andre organismer. Planteplankton er kendetegnet ved en meget kort generationstid. Derfor reagerer disse organismer meget hurtigt på forhold, der påvirker deres vækst, fx ændrede tilførsler af næringssalte og lysindstråling. Primærproduktionen i de frie vandmasser er et mål for planteplanktonets vækst, og vandets koncentration af klorofyl a, det grønne farvestof i grønkornene, benyttes som en indikator for den samlede mængde af planteplankton. Mængden af planteplankton i vandet påvirker vandets klarhed og dermed mere generelt miljøtilstanden i havmiljøet.

Kiselalger og furealger (dinoflagellater) er de dominerende algegrupper i de fleste danske fjorde og i de åbne farvande. Udsynkning af furealger og især kiselalger fra overfladevandet forsyner bundlevende dyr med betydelige mængder af organisk materiale.

Nogle arter af planteplankton producerer giftstoffer, der kan akkumuleres i skaldyr og kan derigennem potentielt forgifte mennesker, der spiser fx muslinger. Andre giftstoffer har en direkte effekt på andre organismer i det akvatiske miljø.

Vandets klarhed (sigtddybde), mængden af planteplankton i vandet (klorofyl) og algevæksten (primærproduktion) benyttes til at beskrive miljøtilstanden i marine områder. Disse parametre er forbundet, idet en høj primærproduktion ofte medfører en høj klorofylkoncentration og en reduceret sigtddybde. Således kan data for klorofyl hhv. sigtddybde betragtes som afledte effekter af primærproduktion. Dette forsimplede system beskriver dog ikke tabsprocesser såsom fx græsning fra dyreplankton og muslinger. Alle tre parametre påvirkes af variationer i næringssalttilførslen, som igen er relateret direkte til ferskvandsafstrømning (se *kapitel 3*).

I fjorde og kystnære områder vil bundlevende organismer som fx blåmuslinger filtrere en betydelig del af planteplanktonet. I de åbne farvande og i områder med lagdeling vil dyreplankton være de vigtigste græssere. Dyreplankton består af både encellede og flercellede dyr. Vandlopper vil ofte dominere det flercellede dyreplankton, men specielt i kystnære områder kan dafnier og larver af bunddyr i perioder være vigtige. I de indre danske farvande er vinterbestanden af vandlopper lille, da hovedparten overvintrer som hvileæg. Når forårsopblomstringen af planteplankton kommer, er temperaturen i havet stadig lav, og udviklingen af vandloppebestanden går derfor langsomt. Det betyder, at vandlopperne kun er i stand til at æde en mindre del af forårsopblomstringen, og en stor del vil derfor synke til bunden. Det encellede dyreplankton er bedre i stand til at følge forårsopblomstringen af planteplankton og er samtidig ikke udsat for så kraftig prædation fra vandlopper så tidligt på sæsonen. De vil derfor ofte opnå den højeste biomasse i denne periode. Om sommeren når vandloppebestanden når sit maksimum,

og planteplanktonbiomassen samtidig er relativ lav, vil vandlopperne prædation på de encellede dyreplankton være betydelig.

Dyreplankton er et vigtigt led i økosystemet, idet de kobler primærproducenterne med dyr højere i fødekæden. I de frie vandmasser bliver dyreplankton spist af fx fiskelarver, sild, brisling og vandmænd, mens dyreplankton i lavvandede områder i højere grad reguleres af bundlevende dyr. Udviklingen i bestanden af dyreplankton er således på samme tid bestemt af faktorer, der styrer væksten, primært temperatur og fødekonzentration, og af tabet på grund af rovdyr.

Data fra den fælles database for overfladevandsdata, ODA, og den nationale marine database, MADS (inkl. svenske data for alle måneder i løbet af året fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) i mangel af danske data for de åbne indre farvande), er benyttet til at beskrive udviklingen fra 1989 og frem til og med 2011. Til beskrivelsen af sigtdybde, klorofyl, primærproduktion og dyreplankton er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringssaltkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og åbne farvande (*Bilag 1*). Beskrivelserne af udviklingen i kiselalgebiomassen er baseret på en anden type indeksering, beskrevet i *Bilag 1*. Relationen mellem parametrene og afstrømningen blev undersøgt og benyttet til at korrigere for klimaet i de enkelte år, og udviklingen over årene blev analyseret vha. Kendalls τ -test (*Ærtebjerg m.fl. 2005*). Metoden inddrager således ikke andre klimatiske forklaringsvariable.

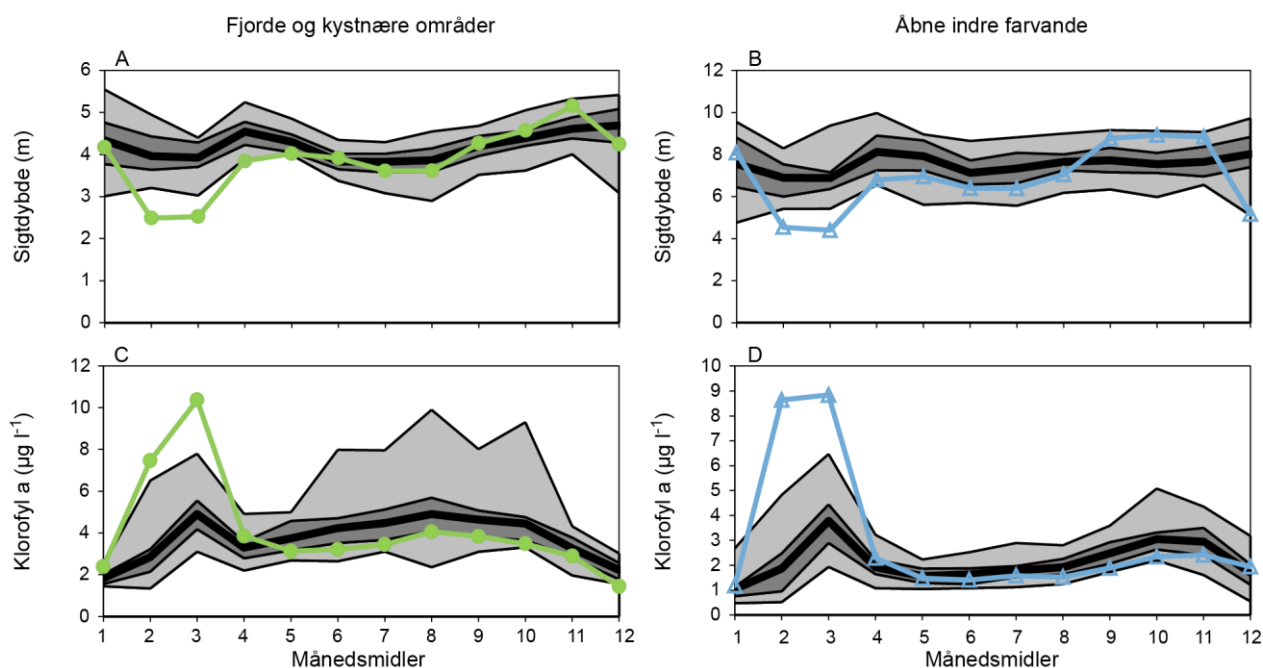
Udviklingen i sigtdybde og klorofyl i 2011

Sæsonfordelingen i løbet af 2011 var præget af den usædvanlige opblomstring af *Chatonella* sp. af arten *Pseudochattonella farcimen* i februar og marts, som var specielt markant i de åbne farvande. Herefter var udviklingen over året som normalt siden 1989 (*figur 6.1*).

Sigtdybden var formentlig meget påvirket af *P. farcimen* opblomstringen, og de laveste niveauer for hele perioden blev observeret under forårsopblomstringen med middelværdier på ca. 4,5 m i de åbne farvande og 2,5 m i fjordene, hvor *P. farcimen* dog ikke var så dominerende som kiselalgerne. Resten af året fulgte sigtdybden mønsteret for langtidsgennemsnittet. Dog lå den i de åbne farvande under middel i alle sommermånederne, hvorefter den steg til over middel og lå på ca. 8,8 m til og med november (*figur 6.1A og B*).

Klorofylkoncentrationen var i foråret usædvanlig høj, sandsynligvis også pga. *P. farcimen* opblomstringen og artens klorofyl:kulstof-forhold (se afsnittet om 'Biomasse af kiselalger'). Herefter fulgte udviklingen stort set mønstret for et normalt år men under niveauet for langtidsgennemsnittet. I de åbne farvande øgedes forskellen til et normalt år fra juni til oktober, hvor koncentrationen var $0,7 \mu\text{g l}^{-1}$ under langtidsgennemsnittet, mens koncentrationen i fjordene lå ca. $0,8 \mu\text{g l}^{-1}$ under langtidsgennemsnittet fra juni og frem (*figur 6.1C og D*).

Primærproduktion er ikke behandlet i dette års rapport.



Figur 6.1. Udviklingen af sæson-middelværdier for 2011 (grønne/blå kurver) for fjorde og kystnære områder (● A+C) og de åbne indre farvande (△ B+D) samt langtidsmiddelværdier for perioden 1989-2010 (sort kurve). Lysegrå skravering: minimum- og maksimumværdier (1989-2010). Mørkegrå skravering: 25 % fraktil og 75 % fraktil.

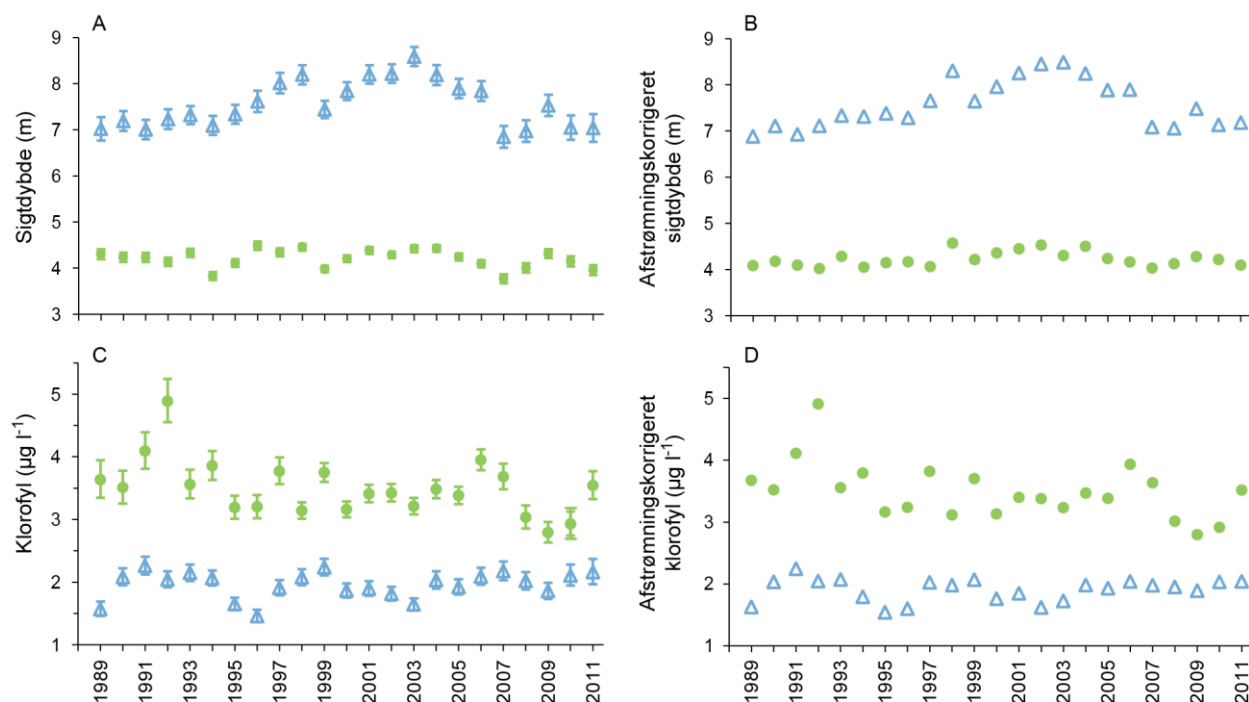
Sigtdybde og klorofyl 1989-2011

Sigtdybde data fra DMU's prøvetagning har traditionelt været lagret som "korrigeret sigtdybde", hvilket vil sige, at bølgehøjder > 1 m har været trukket fra den observerede sigtdybde. Det har vist sig, at kun DMU/DCE har brugt denne korrektion, og derfor har sigtdybde i de åbne farvande, hvor DMU tidligere sejlede, været underestimeret sammenlignet med andre institutioners målinger. Dette er nu rettet op i databasen ved at gå til bage i logbøger og filer. Forskellen er tydeligst fra 2000 og frem, hvor differencen var $0,45$ m år^{-1} i gennemsnit.

Den gennemsnitlige klimakorrigerede sigtdybde i 2011 var $7,2$ i de åbne farvande og $4,1$ m i fjordene, hvilket for de åbne farvande svarer til 2010-niveauet, og for fjordene var en svag forringelse på lige over 10 cm i forhold til 2010 (figur 6.2A og B). For perioden 1989-2011 har sigtdybden ikke ændret sig signifikant hverken med eller uden klimakorrektion. Klimakorrigeret middelsigtdybde for perioden var hhv. $7,2$ m for de åbne farvande og $4,1$ m i fjordene inkl. de kystnære områder. Den klimakorrigerede sigtdybde har dog været signifikant faldende siden 2000 ($P < 0,01$) i begge farvandstyper, mest udtalt i de åbne farvande.

Den gennemsnitlige klimakorrigerede klorofylkoncentration i de åbne farvande i 2011 var $2,2$ $\mu\text{g l}^{-1}$ (figur 6.2C og D). For perioden 1989-2011 har klorofylkoncentrationen ikke ændret sig signifikant, og middelsoncentrationen for perioden er lige over $1,9$ $\mu\text{g l}^{-1}$.

I 2011 steg koncentrationen af klorofyl i fjordene fra $2,9$ $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2010 til $3,5$ $\mu\text{g l}^{-1}$, som også svarer til middelsoncentrationen af de klimakorrigerede værdier fra 1989-2011. Det høje 2011-niveau kan skyldes de rekordhøje klorofylkoncentrationer i foråret, som bl.a. kan være forårsaget af *Pseudochattonella farcimen*.



Figur 6.2. Udviklingen af årlige gennemsnitlige værdier for de åbne indre farvande (Δ) og for fjorde ($\bullet$). Observerede værdier $\pm$ 95 % konfidensintervaller (A+C) og afstrømningskorrigerede værdier (B+D) for sigtdybde og klorofylkoncentration. Bemærk at y-akserne ikke starter ved 0.

Trods den noget højere klorofylkoncentration i 2011 sammenlignet med de lavere værdier i de tre foregående år, er der stadig et fald i den klimakorrigerede klorofylkoncentration for fjordene i perioden 1989-2011, men det er mindre signifikant end for perioden 1989-2010 ($P < 0,05$).

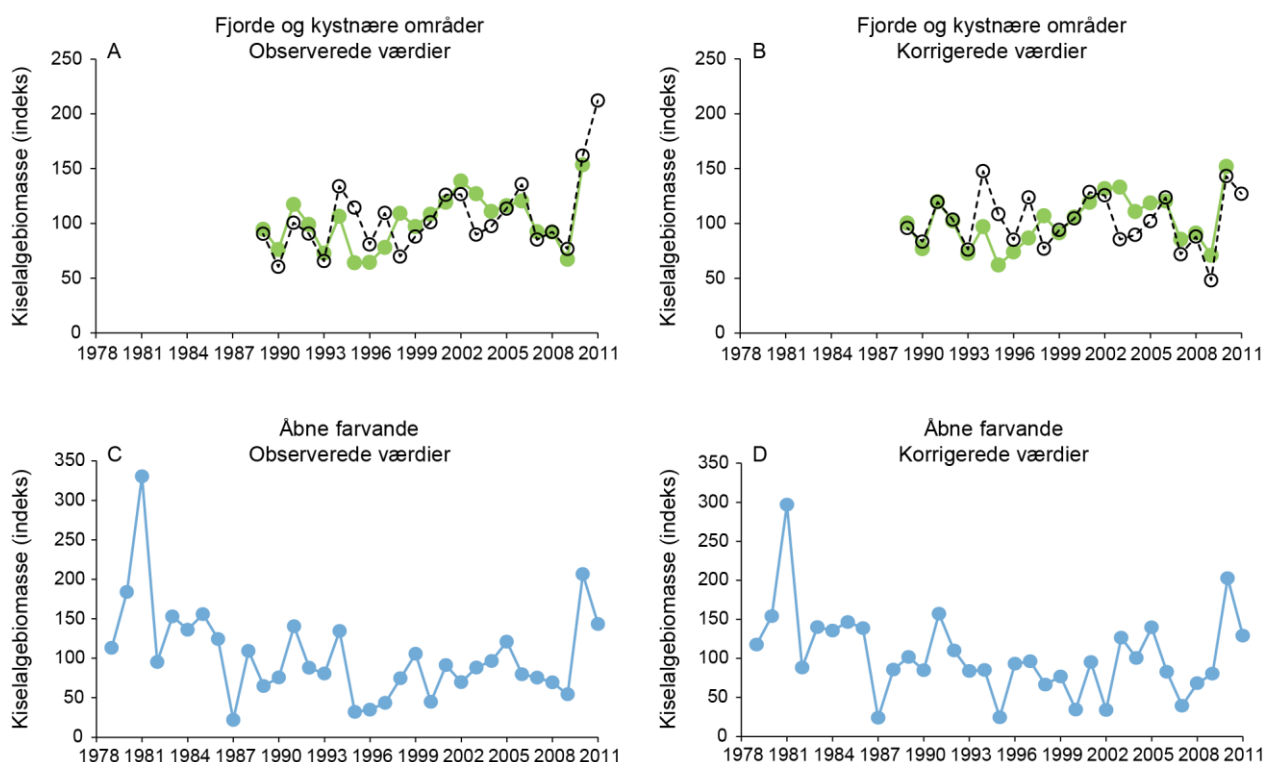
Primærproduktion er ikke behandlet i dette års rapport.

Biomasse af kiselalger

Udviklingen i klorofylkoncentrationen kan tages som et mål for udviklingen i den samlede biomasse af planteplankton, men viser ikke noget om algesammensætningen. I det følgende beskrives derfor udviklingen i kiselalger, som udgør den dominerende gruppe af planteplankton.

Betragtes samtlige fjorde og kystnære områder under ét har den klimakorrigerede biomasse af kiselalger siden 1989 varieret fra år til år uden en signifikant tendens til stigning eller fald (*figur 6.3A og B*; Ringkøbing Fjord er udeladt fra sammenstillingen, da der midt i 1990'erne skete et markant strukturskifte i fjorden som følge af ændret slusepraksis).

I fjorde og kystområder korrelerede kiselalgebiomassen i perioden 1989-2011 signifikant ($P < 0,01$) med afstrømningen og middel-vindhastigheden. Kiselalgebiomassen kunne derfor forklares med afstrømningen (positiv sammenhæng) og vind (negativ sammenhæng).



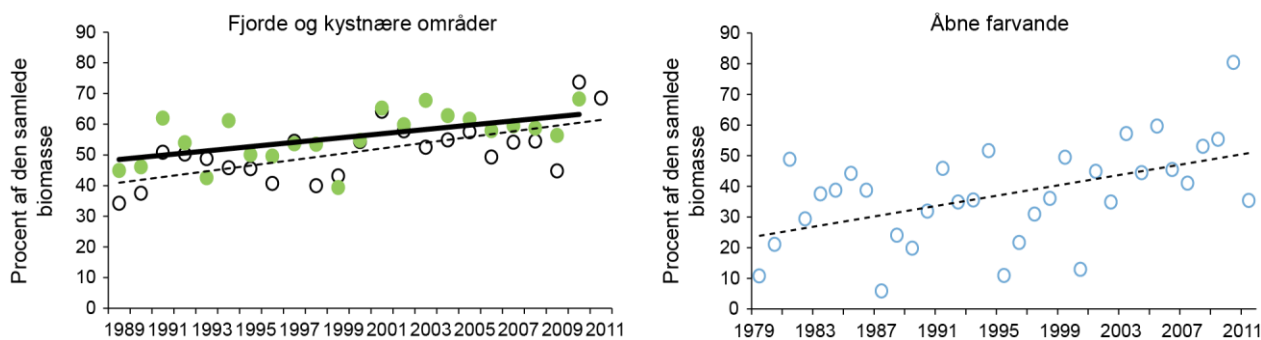
Figur 6.3. Udviklingen i årlig biomasse af kiselalger i fjorde og kystnære områder (A og B) og på havstationer i de åbne indre farvande (C og D). For fjorde og kystnære områder er der i A vist indeks for alle fjorde minus Ringkøbing Fjord (= åbne symboler) samt for østjyske fjorde og kystnære område (lukkede symboler). Tidligere års praksis med at følge de østjyske fjorde og kystnære områder er ikke videreført i 2011, da datagrundlaget fra 2011 og fremadrettet ikke er tilstrækkeligt til at danne grundlag for tolkninger. Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se Bilag 1). Figurerne A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurerne B og D viser de tilsvarende indeks korregeret for klimatiske variationer.

I perioden fra 2002 til 2009 har der dog været en tendens til faldende biomasser, mens biomassen i 2010 og 2011 steg til de højeste værdier siden 1989. Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning) viste kiselalgeindeksene stadig år til år variationer uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989 (figur 6.3B). Korrektionen af kiselalgebiomassen for klimatiske forhold gav forsat en rekordhøj værdi for 2010, mens biomassen for 2011 reduceredes til niveauet fra begyndelsen af halvfemserne.

I de åbne indre farvande er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2009 (figur 6.3C). Mest markant var faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Biomassen af kiselalger har siden 1979 korreleret med afstrømningen ($P < 0,05$). Det tidligere signifikante fald i både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse (figur 6.3D) blev i 2010 afbrudt af usædvanligt høje biomasser som fortsatte i 2011. Den samlede tendens gennem hele overvågningsperioden for det ikke korrigerede kiselalgeindeks viser en svag men signifikant faldende tendens ($P = 0,02$). Når kiselalgeindekset klimakorrigeres, er tendensen ikke længere signifikant, og der er som sådan ikke sket en ændring i perioden.

Selvom der set over hele overvågningsperioden både i de åbne farvande og i fjordene og de kystnære områder har været en sammenhæng mellem biomassen af kiselalger og afstrømningen, kan afstrømningen ikke alene forklare de usædvanligt høje biomasser i 2010 og 2011. Der er igennem overvågningsperioden sket ændringer i sammensætningen af planteplankton. Kiselalgernes bidrag til den samlede biomasse af planteplankton har varieret fra

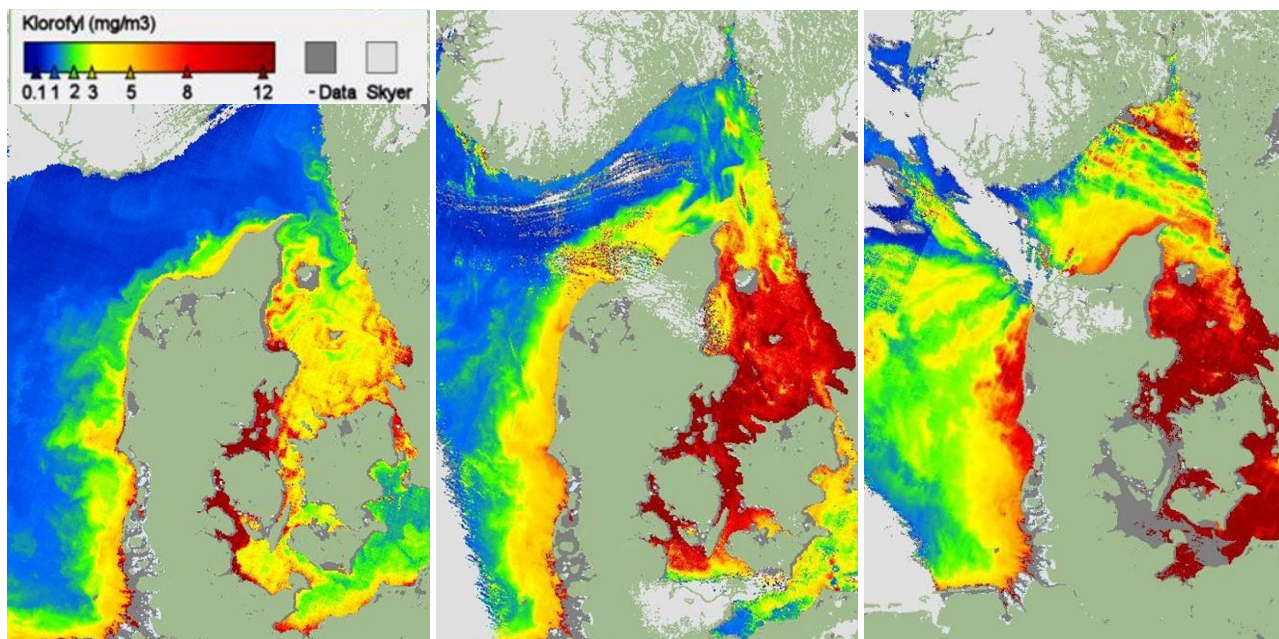
år til år (specielt i de åbne farvande) men har været signifikant stigende i alle områder (figur 6.4). Denne ændring i sammensætning kan have betydning for de dyreplanktonorganismer, der æder planteplankton. Kiselalger forbindes traditionelt med den klassiske fødekæde, hvor algerne ædes af store vandlopper, der tjener som vigtig fødekilde for fisk, mens andre, ofte mindre, bevægelige planteplanktonarter i højere grad ædes af små encellede dyreplanktonorganismer.



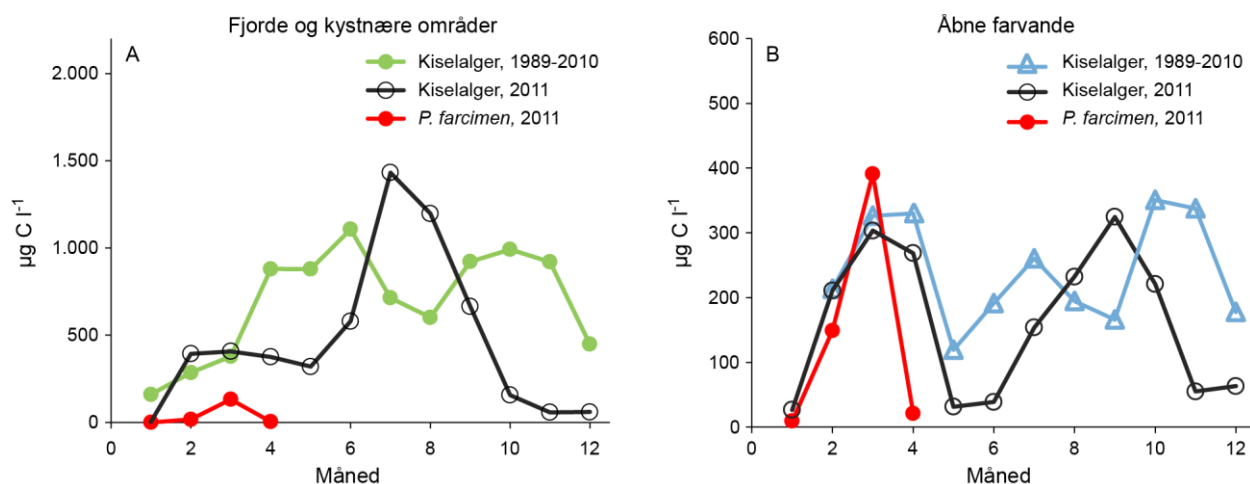
Figur 6.4. Udviklingen i kiselalgers procentvise bidrag til den samlede planktonalgebiomasse (årsbiomasse) i fjorde og på havstationer i de åbne indre farvande. For fjorde og kystnære områder er udviklingen siden 1989 vist for alle fjorde minus Ringkøbing Fjord (= åbne symboler og stiptet linje) samt for østjyske fjorde og kystnære områder (lukkede symboler og fuldt optrukket linje) Tidligere års praksis med at følge de østjyske fjorde og kystnære områder er ikke videreført i 2011, da data fra 2011 og fremadrettet ikke er tilstrækkelig til at danne grundlag for tolkninger.

Forekomst af potentielt toksiske arter i 2011

Der blev i marts måned observeret unormale høje biomasser af *Chatonella* sp. af arten *Pseudochattonella farcimen*. Opblomstringen bredte sig fra Lillebæltsområdet og fortsatte ned i Kattegat og Storebælt. Algernes klorofyl-fluorescens var tydelig på satellitbilleder, og ved sammenligning af billederne nedenfor fra hhv. den 8., 16. og 24. marts ses, hvordan algerne har spredt sig (figur 6.5).



Figur 6.5. Udviklingen i udbredelsen af fytoplankton inklusiv *Pseudochattonella farcimen* den 8. marts, 16. marts og 24. marts 2011 (billeder fra venstre mod højre). De røde områder angiver høje koncentrationer af farvestoffet klorofyl a, der kan bruges som et mål for mængden af alger. Billeder fra <http://marcoast.dmi.dk>.



Figur 6.6. Månedlig udvikling i biomassen af kiselalger og den potentielt toksiske planktonalge *Pseudochattonella farcimen* i fjorde (A) og i de åbne farvande (B). Biomassen af kiselalger er angivet som gennemsnit for perioden 1989-2010 (grøn - fjorde, blå - åbne farvande) og for 2011 (sort), mens *P. farcimen* er angivet for 2011 (rød).

Pseudochattonella farcimen tilhører en gruppe encellede mikroskopiske planktonalger, der i høje koncentrationer kan slå fisk ihjel. Det er specielt et problem for havbrug, hvor fiskene er spærret inde og ikke kan flygte fra algerne, men der er også eksempler på, at naturlige fiskebestande er blevet ramt. *Chatonella* sp., som formodentlig var *P. farcimen*, blev første gang set i store mængder i Danmark i 1998 i området omkring Aarhus Bugt, i Skagerrak og langs den jyske vestkyst. Ved den lejlighed blev der fundet mange døde hornfisk langs den jyske kyst og norske havbrug led store tab.

Siden 1998 er *P. farcimen* blomstret op i det tidlige forår næsten hvert eneste år, men koncentrationerne og udbredelsen af opblomstringen i foråret 2011 var usædvanligt store (figur 6.5 og 6.6). Det er bemærkelsesværdigt, at den månedlige udvikling i kiselalgernes biomasse i 2011 tilsyneladende ikke var væsentlig påvirket i havområderne, hvor udbredelsen af *P. farcimen* var størst. De høje klorofylkoncentrationer målt i februar-marts, samt det kraftige fluorescenssignal fra satellitdata (figur 6.5) kan forklares af forekomsten af *P. farcimen* i de åbne farvande. I fjordene var forekomsten af *P. farcimen* unormalt høj (ca. $140 \mu\text{g C l}^{-1}$ i mart 2011), men biomassen af de øvrige arter af planteplankton oversteg dog biomassen af *P. farcimen* med ca. en faktor tre (figur 6.6). Det kraftige klorofylsignal målt i fjordene modsvarer ikke af biomassen af fytoplankton, som var tæt på normal. En forklaring på den unormalt høje klorofylkoncentration kan være fysiologisk forskelle mellem kiselalger og *P. farcimen*, idet det interne klorofyl:kulstof-forhold i *P. farcimen* typisk er større end i kiselalger. Derved vil den relativt mindre biomasse af *P. farcimen* bidrage relativt mere til den totale klorofylmængde end bidraget fra kiselalger.

Dyreplankton

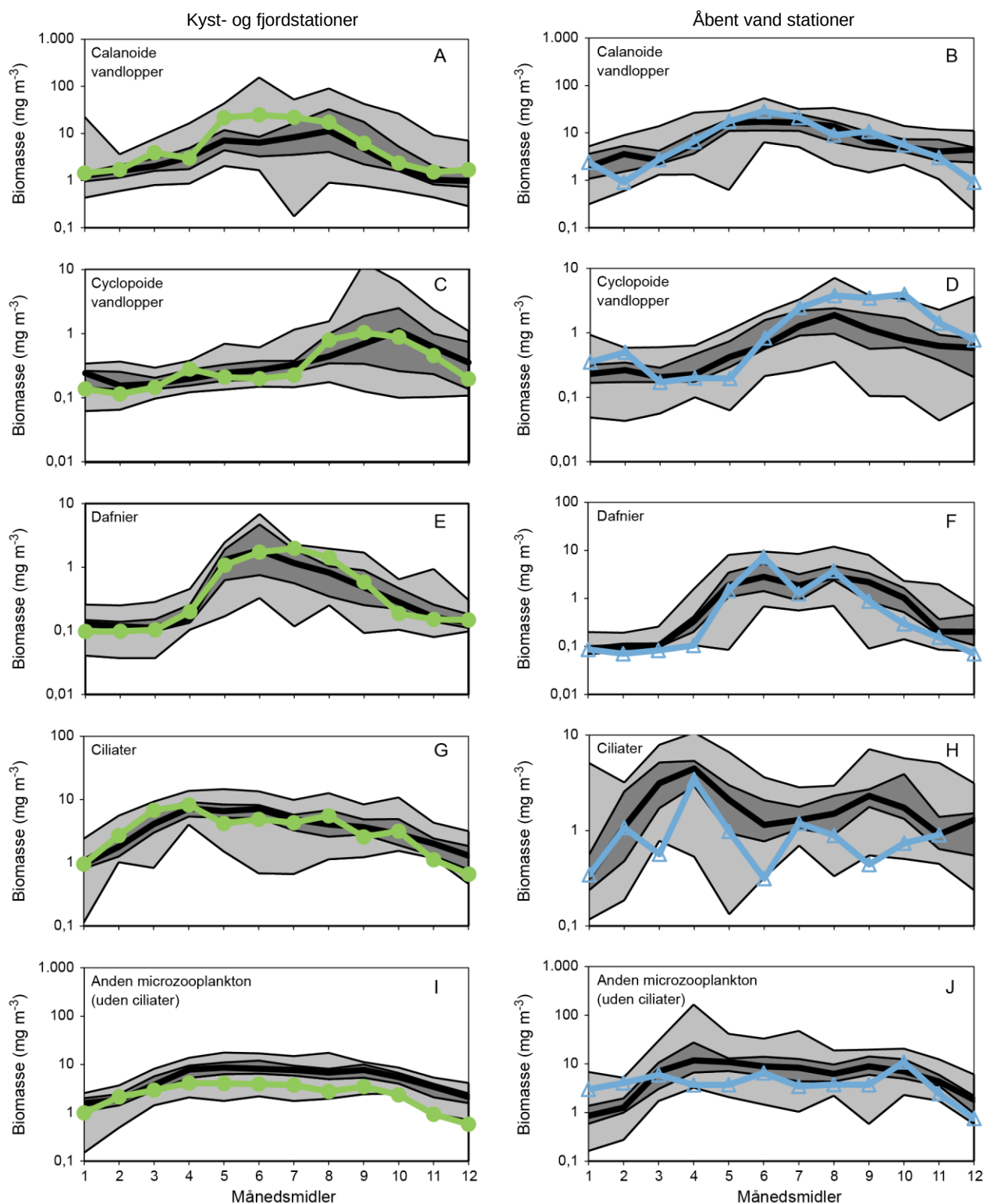
De flercellede dyreplankton domineres generelt af vandlopper af ordnerne Cyclopoida og Calanoida samt af dafnier. Larveplankton kan til tider specielt i lavvandede områder være talrige, men deres tilstedeværelse er meget varierende og derfor mindre velegnet til at beskrive den tidlige udvikling. Flercellet dyreplankton er i 2011 blevet indsamlet på 7 stationer og encellet dyreplankton på 9 stationer.

De calanoide vandløpper er de mest almindelige vandløpper både i fjorde og kystnære områder og i de åbne indre farvande, hvor sommerbiomassen (maj-oktober) i gennemsnit er omkring 10 mg C m^{-3} . De cycloide vandløppers sommerbiomasse udgør i gennemsnit under 1 mg C m^{-3} i samme områder, og dafnierne udgør 1 og 2 mg C m^{-3} i hhv. kystnære områder og åbne indre farvande. Den totale biomasse af dyreplankton er opgjort i fjordene og de kystnære områder siden 1989 og i de åbne danske farvande siden 1998 og udgør hhv. 33 mg C m^{-3} og 19 mg C m^{-3} som årsgennemsnit.

De encellede dyreplankton (mikrozooplankton) består af ciliater og af en række andre grupper blandt andet de relativt store heterotrofe furealger (20-100 μm) og en række mindre flagellater. Generelt er den samlede biomasse højest i de kystnære områder, hvor biomassen om sommeren i gennemsnit er omkring 13 mg C m^{-3} i forhold til omkring 10 mg C m^{-3} i de åbne indre farvande. Ciliater udgør i gennemsnit 40 % af de encellede dyreplankton i de kystnære områder, mens andelen i de åbne farvande er 13 %.

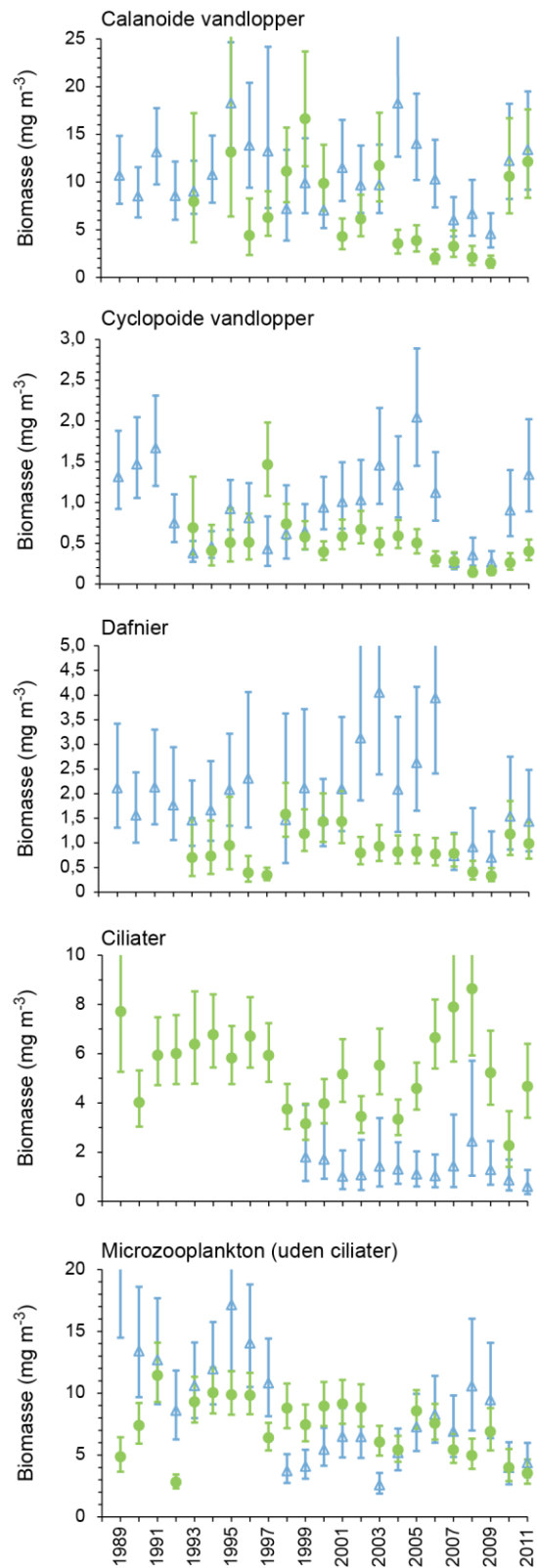
Sæsonudvikling i dyreplanktonet i 2011 adskilte sig fra et gennemsnitligt år ved at have høje sommerbiomasser af calanoide vandløpper i de kystnære områder, hvor biomassen var næsten fire gange højere end et gennemsnitligt år (*figur 6.7A og B*). På åben vandstationerne var også biomassen af cycloide vandløpper usædvanlig høj (*figur 6.7C og D*). De høje sommerbiomasser af de flercellede dyreplankton har pga. deres græsning formodentlig været medvirkende til, at sommerbiomassen af de encellede dyreplankton var usædvanlig lav i både kystnære områder og åbne farvande (*figur 6.7G og I, 6.7H og J*).

I fjorde og kystnære områder er der i perioden 1989-2009 sket et signifikant fald i biomassen af calanoide og cycloide vandløpper, dafnier og mikrozooplankton undtagen ciliater (*figur 6.8*). Dette faldt sammen med et fald i fødegrundlaget målt som klorofyl (*figur 6.2*). I de åbne farvande er der ikke sket nogen signifikant udvikling. I 2010 og 2011 er biomassen af det flercellede dyreplankton igen steget både i fjorde og kystnære områder og i de åbne farvande og er nu på samme niveau som for 10 år siden, ligesom det også er tilfældet for planteplankton målt som klorofyl. De encellede dyreplankton derimod har stadig lavere biomasse end tidligere.



Figur 6.7. Udviklingen af sæson-middelværdier for biomassen af calanoide vandlopper, cyclopoide vandlopper, dafnier, ciliater og andre mikrozooplankton i 2011 (grønne/blå kurver) for fjorde (● A+C+E+G+I) og for de åbne indre farvande (△ B+D+F+H+J) samt langtidsmiddelværdier for perioden 1989-2010 (sort kurve). Lysegrå skravering: minimum- og maksimumværdier (1989-2010). Mørkegrå skravering: 25 % fraktil og 75 % fraktil (1989-2010). Bemærk logaritmiske skala.

Figur 6.8. Udviklingen af års-gennemsnitlige værdier af bio-massen for de åbne indre farvan-de (Δ) og for fjorde og kystnære områder ($\bullet$). Observerede værdi-er $\pm$ 95 % konfidensintervaller for calanoide vandlopper, cyclopoide vandlopper, dafnier, ciliater og andre mikrozooplankton.



Sammenfatning

- Den klimakorrigerede sigtdybde har været signifikant faldende siden 2000 i begge farvandstyper og lå i 2011 på niveau med 2010 for de åbne indre farvande og ca. 10 cm under sidste års niveau i fjorde og kystnære områder.
- Sigtdybden i februar-marts var meget påvirket af en usædvanlig markant opblomstring af *Pseudochattonella farcimen*, som bidrog til rekordlav sigtdybde med middelværdier på ca. 4,5 m i de åbne indre farvande og 2,5 m i fjordene og de kystnære områder.
- I 2011 steg koncentrationen af klorofyl i fjordene fra 2,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ i 2010 til 3,5 $\mu\text{g l}^{-1}$, som også svarer til middeldkoncentrationen af de klimakorrigerede værdier fra 1989-2011.
- Klorofylkoncentrationen var i foråret usædvanlig høj i både fjorde/kystnære områder og i de åbne indre farvande, og herefter fulgte udviklingen stort set mønstret for et normalt år men under niveauet for langtidsgennemsnittet.
- Kiselalgernes sæsonvariation i biomasse var tilsyneladende ikke påvirket af den store opblomstring af *P. farcimen* i havområderne. I fjorde og kystnære områder var forårsopblomstringen normal og forekomsten af *P. farcimen* var usædvanlig høj om end lav i forhold til biomassen af kiselalger.
- Sommerbiomassen af flercellet dyreplankton var som i 2010 høj i 2011. Dette skyldtes primært høje biomasser af calanoide vandlopper i maj til august i kystnære områder og i juni og juli i de åbne farvande. Derimod var sommerbiomassen af encellet dyreplankton lavere end i et gennemsnitligt år.

7 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind er et naturligt fænomen, som altid har forekommet i de danske farvande i visse områder, når de klimatiske og hydrologiske forudsætninger har været til stede. En forøget tilførsel af næringssalte (eutrofiering) som følge af menneskelige aktiviteter har dog ført til hyppigere, længerevarende, arealmæssigt større og kraftigere iltsvind. Iltsvind opstår, når der optræder en ubalance mellem tilførslen og forbruget af ilt i bundvandet. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og omsættes mikrobielt. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden, hvis der ikke tilføres tilstrækkeligt med ilt. Iltsvind er defineret ved en iltkoncentrationen $< 4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$, og der er tale om kraftigt iltsvind, når koncentrationen er $< 2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Sandsynligheden for iltsvind stiger ved svage vinde og høje temperaturer. Svag vind mindsker udvekslingen af ilt mellem iltholdigt overfladevand og iltfattigt bundvand, og øget temperatur mindsker opløseligheden af ilt og øger iltforbruget. Iltsvind opstår typisk sommer, sensommer og efterår, når bundvandet er opvarmet, og der er rigelig med organisk materiale at omsætte ved bunden. Det betyder også, at klimabetinget temperaturstigning øger risikoen for iltsvind. Risikoen for iltsvind stiger desuden, når vandet lagdeles som følge af salinitets- og/eller temperaturforskelle mellem overflade- og bundvand, da det mindsker opblandingen af vandmasserne. Iltsvind forringer livsbetingelserne for bunddyr, bundlevende fisk og rodfæstede planter.

Middelkoncentrationen af ilt i lagdelte fjorde og kystvande (densitetsforskel mellem overfladelag og bundlag, $\Delta\sigma_T > 0,5$) er signifikant negativt korreleret med den samlede kvælstoftilførsel (TN) fra land i perioden fra juli året før til juni samme år og signifikant positivt korreleret med vindstyrken i juli til september samme år. Øget TN-tilførsel og svage vinde leder således til lavere iltkoncentrationer. Vindstyrke og TN-tilførsel forklarer tilsammen 52 % af år til år variationen i iltkoncentrationen i fjorde og kystvande (Conley *m.fl.* 2007). I de åbne farvande er middelkoncentrationen af ilt under lagdelte forhold ($\Delta\sigma_T > 1,0$) i juli-november ligeledes signifikant negativt korreleret med TN-tilførslen fra land fra juli året før til juni samme år. Der er en signifikant positiv korrelation mellem iltkoncentrationer i bundvand og indstrømning af bundvand fra Storebælt til Femer Bælt i maj-september. Ydermere er der en signifikant negativ korrelation mellem middelkoncentrationen af ilt og temperaturen i det indstrømmende vand fra Skagerrak i januar-april samme år. Tilsammen forklarer de tre variable 49 % af år til år variationen i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande (Conley *m.fl.* 2007).

Året 2011

Som helhed bidrog de klimatiske forhold til, at iltforholdene var relativt gode i de danske farvande i 2011 lige som i 2010.

Periodevis relativt blæsende vejr i den typiske iltsvindperiode (sensommer og efterår) og usædvanligt lave bundvandstemperaturer i de åbne indre farvande (ca. 1°C lavere end de senere år (se kapitel 2)) betød overordnet set relativt gode iltforhold i 2011. Dog var året kendetegnet ved, at iltsvind i flere områder opstod forholdsvis tidligt.

Begyndelsen af året var præget af svage vinde (bortset fra februar) samt kulde og som følge deraf delvis isdækkede fjorde og kystnære farvande. Det

har begrænset omrøringen af vandmasserne og dermed udvekslingen af ilt, hvilket har medvirket til at skabe iltunderskud i bundvandet i flere områder og stimuleret iltsvindshændelser relativt tidligt på året. Året startede med lave luft- og vandtemperaturer, som dog steg til normalen eller derover fra marts – dog vedblev bundvandstemperaturen i de åbne indre farvande at ligge under normalen helt frem til september. Det blev en usædvanlig våd og periodevis blæsende sommer/sensommer. Disse forhold medvirkede til at begrænse udbredelsen af iltsvind, som derfor var mest markant i udsatte områder som Limfjorden og det sydlige Lillebælt.

I juli og august var flere områder i de danske farvande hårdt ramt af iltsvind (*figur 7.1*). Nogle steder var der kraftigt iltsvind og deraf følgende udvikling af giftig svovlbrinte. Limfjorden, det sydlige Lillebælt med fjorde og Det Sydfynske Øhav var særligt berørte områder. Det periodevis blæsende vejr hen over sommer og sensommer sørgede for tilførsel af ilt til bundvandet og reducerede udbredelsen og styrken af iltsvindet. Perioderne med megen vind varede dog ikke længe nok til helt at fjerne iltsvindet før i oktober og for enkelte områder først i løbet af november. Indtil da forsvandt og opstod der nye iltsvindsområder flere steder i de lagdelte vandmasser, idet iltfattigt bundvand blev flyttet rundt af vind og strøm.

I Limfjorden blev der registreret iltsvind første gang allerede midt i juni. Iltsvindet kulminerede i starten af august, hvor 20 % af fjordens areal var påvirket af kraftig iltsvind. Hård vestenvind senere i august medførte opblanding af vandet og forbedrede iltforholdene i hele fjorden. Vinden afstedkom dog også, at der strømmede saltholdigt vand ind i Limfjorden fra vest, som medførte en lagdeling i den indre del af fjorden. Denne lagdeling resulterede i udvikling af nyt iltsvind – og i enkelte områder kraftig iltsvind – sidst i august. I oktober var der stadig kraftig iltsvind i visse områder af de indre dele af Limfjorden.

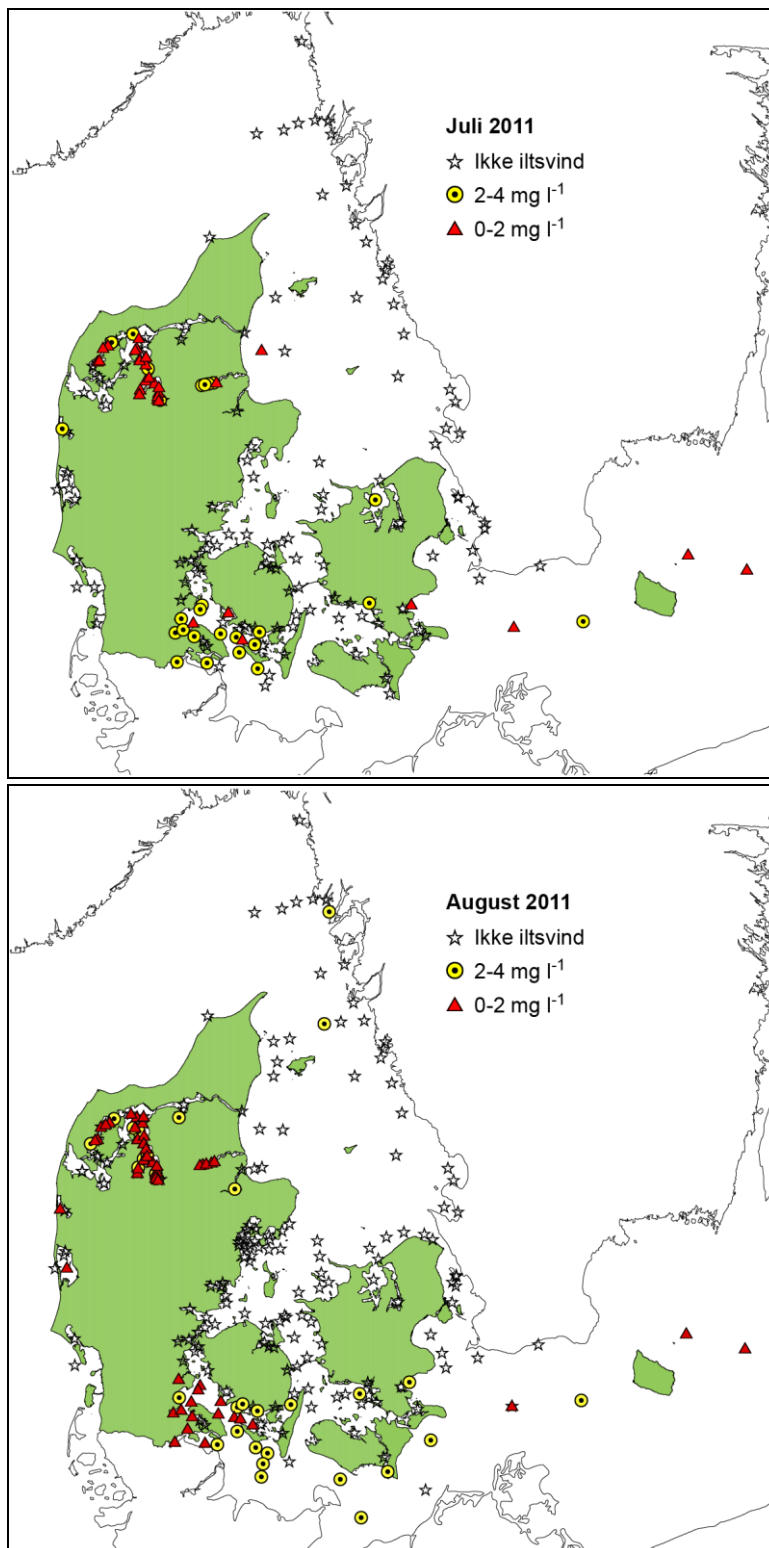
I det centrale Kattegat blev der ikke registreret iltsvind i 2011. I Mariager Fjord blev der, som normalt, registreret iltfrie forhold i den dybe centrale del af fjorden igennem hele observationsperioden (juli-november). I den indre del af Randers Fjord blev der kortvarigt registreret iltsvind i begyndelsen af august. Desuden var større områder i den sydøstlige del af Kattegat nord for Sjælland samt Øresund ramt af iltsvind i september, hvilket for Øresund varede ved til ind i november. I Storebælt registreredes begyndende iltsvind i september, men en blæsende periode i starten af oktober bevirkede en opblanding og udskiftning af vandmasserne, så iltforholdene igen blev gode.

Der blev først registreret iltsvind i Aarhus Bugt – nærmere bestemt i Kalø Vig, Knebel Vig og den kystnære vestlige del – i oktober. I november blev der målt kraftig iltsvind i Knebel Vig, mens der ikke registreredes iltsvind i de øvrige områder af Aarhus Bugt. I Horsens, Kolding og Vejle fjorde blev der ikke målt iltsvind i 2011, men iltindholdet var flere gange tæt på iltsvindsgrænsen. Forholdene i 2011 i den nordlige del af Lillebælt var præget af en høj dynamik i vandmasserne bestemt af strømforhold og vindretning i området. Der blev ikke registreret iltsvind i området, selv om iltindholdet også her flere gange var tæt på iltsvindsgrænsen.

Der blev målt iltsvind i det sydlige Lillebælt fra august, mens iltsvindet etablerede sig i de sydjyske fjorde omkring midten af juli. Iltsvindet udviklede sig i den efterfølgende tid, og flere steder blev der konstateret udslip af svovlbrinte. Der blev således observeret døende og døde fisk i Aabenraa Fjord i september. Iltsvindet mindskedes i nogle områder og forværredes i

andre i løbet af oktober. I november var iltsvindet kraftigt på retur i det sydlige Lillebælt og helt forsvundet i de fleste sydjyske fjorde og kun til stede i de dybere områder af de øvrige. Generelt optrådte iltsvindet i området senere og var ikke så kraftigt sammenlignet med mange andre år.

Figur 7.1. Kortene viser de stationer, hvor iltsforholdene er undersøgt af danske og svenske institutioner, og hvor der blev observeret iltsvind ($< 4 \text{ mg l}^{-1}$) eller kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) i hhv. juli og perioden 1.-17. august 2011.



I Det Sydfynske Øhav blev der konstateret iltsvind i de lavvandede områder i slutningen af juli, mens iltsvindet først registreredes i de øvrige områder i begyndelsen af august. Iltsvindssituationen varierede en del i løbet af august

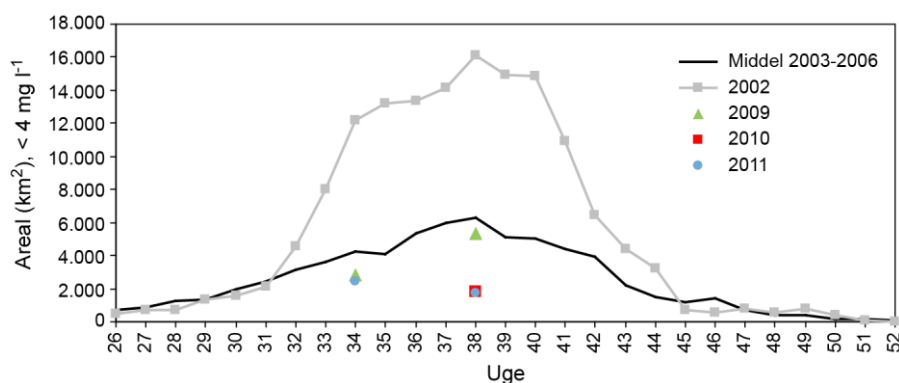
og september, og flere områder var periodevis ikke ramt af iltsvind. Iltsvindsituationen forværredes i begyndelsen af oktober, men blæsende vejr i løbet af oktober forbedrede atter iltforholdene. I de dybeste områder i Det Sydfynske Øhav var der forsat kraftigt iltsvind i november, og der blev også konstateret udvikling af svovlbrinte.

I dele af det centrale Smålandsfarvand opstod der iltsvind i starten af august, mens iltsvindet var til stede i nogle af de tilstødende fjorde og bugter fra midt i juli. Iltsvindet bedredes i september, hvor der kun blev konstateret iltsvind i mindre udstrækning i den vestlige del af Smålandsfarvandet og ikke i de tilstødende bugter og fjorde. I oktober og november blev der ikke registreret iltsvind i Smålandsfarvandet.

Farvandet omkring Bornholm var som normalt ikke påvirket af iltsvind i 2011, undtaget i Bornholmerdybet, hvor der er permanent iltsvind.

Det totale estimerede iltsvindsareal i 2011 i midten af september var af samme størrelse som i 2010 (figur 7.2). Arealet var på 1.690 km², hvilket er 69 % mindre end på samme tidspunkt i 2009. Ca. halvdelen af iltsvindsarealet var berørt af kraftigt iltsvind, hvilket er omtrent samme andel som i 2010 men en væsentlig større andel end de tidligere år. Antallet af stationer bag værdierne til beregning af iltsvindsarealet for 2010 og 2011 var væsentlig færre end i de tidligere år, og derfor kan arealet være underestimeret.

Figur 7.2. Areal ramt af iltsvind (< 4 mg l⁻¹) i 2002 (uge for uge i sidste halvdel af året), 2003-2006 (middel for samme periode som vist for 2002), 2009 (midt i august og september), 2010 (midt i september) og 2011 (midt i august og september).



Langtidsudviklingen i iltforhold

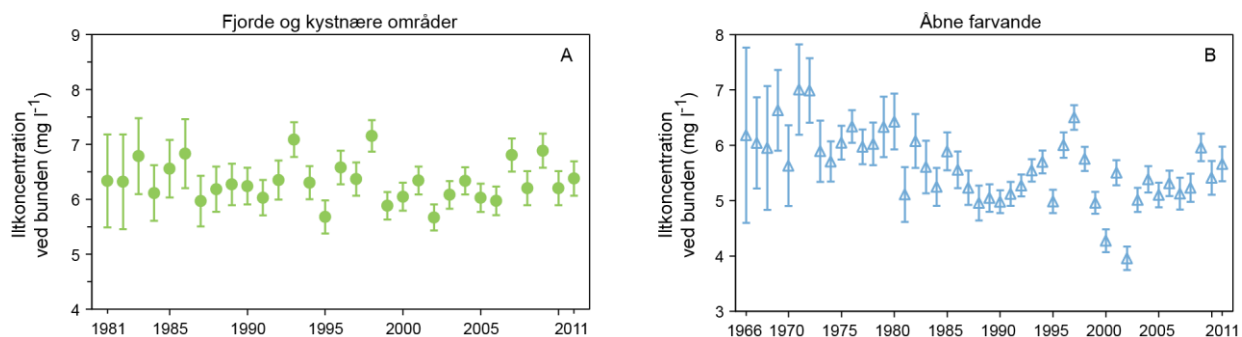
Trendanalyser af middelmiddelt koncentrationen af ilt ved havbunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på baggrund af tidsserier af målinger fra de danske farvande delt op i områder (tabel 7.1).

Iltkoncentrationen i bundvandet i juli-november har vist en faldende tendens i næsten alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet. I de fleste områder er faldet statistisk signifikant og varierer fra en nedgang på 0,012 til 0,033 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. Flere områder er ikke permanent lagdelte, hvorfor iltindholdet hyppigt kan ændre sig, og trendanalysen for disse områder vil derfor ikke altid vise en signifikant sammenhæng. Det gælder for eksempel for Limfjorden samt de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet. Dette ændrer dog ikke det generelle mønster af faldende iltkoncentrationer i bundvandet. Disse langtidsudviklinger i iltkoncentrationer er påvirket af de stigende havtemperaturer. Havtemperaturen er steget ca. 1,5 °C de sidste 40 år (se kapitel 2) og forventes at stige yderligere som følge af klimaforandringer. En øget havtemperatur betyder i sig selv et mindsket iltindhold i havvandet og dermed en øget risiko for iltsvind.

Tabel 7.1. Lineære trendanalyser for middelmiddelt koncentration af ilt i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Statistiske signifikante trends ($P < 0,05$) er markeret med blå.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling
Vestjyske fjord- og kyststationer	20	4	1989-2011	0,5942	0,010 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Limfjorden	32	9	1980-2011	0,0014	-0,025 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østjyske fjorde	39	11	1972-2011	0,4312	-0,005 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	34	3	1977-2011	0,3420	-0,008 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	26	12	1985-2011	0,1211	0,023 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Kattegat	46	18	1966-2011	< 0,0001	-0,015 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Nordlige Bælthav og Storebælt	40	9	1970-2011	0,5156	-0,003 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Lillebælt og Femer Bælt	46	6	1965-2011	0,0060	-0,020 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Øresund	45	4	1967-2011	0,0189	-0,012 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østersøen	44	9	1966-2011	< 0,0001	-0,033 mg l ⁻¹ år ⁻¹

Den gennemsnitlige iltkoncentration i hhv. åbne farvande og i fjorde og kystnære områder i 2011 var lige som i 2010 lavere end i 2009, men på niveau med de sidste syv år (figur 7.3). I de åbne farvande har iltkoncentrationerne været relativt stabile siden 2003 i modsætning til perioderne 1998-2002, hvor der var faldende iltkoncentrationer og 1990-1997, hvor iltkoncentrationerne var stigende. Den gennemsnitlige iltkoncentration i fjorde og kystnære områder har varieret inden for et snævrere interval end for de åbne farvande, og koncentrationen i 2011 lå således også tæt på middelniveauet for målingerne siden starten af 1980'erne.



Figur 7.3. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet for NOVA/NOVANA-stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne farvande og. Beregnet på baggrund af prøvetagninger over bunden i juli-november på stationer med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0,5$ for fjord- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for stationer i åbne farvande). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved empirisk modellering.

Sammenfatning

- En kold vinter med delvis isdækkede fjorde og kystnære farvande og generelt svage vinde førte til iltvindshændelser tidligt på året i udsatte områder.
- Iltforholdene var relativt gode i 2011, idet tiltagende iltvind blev bremset af periodevis blæsevejr og deraf følgende opblanding og udskiftning af vandmasser.

- Det totale iltsvindsareal i september 2011 var noget lavere end tidligere år på samme tidspunkt. Knap halvdelen af dette areal var ramt af kraftigt iltsvind ofte ledsaget af frigivelse af giftig svovlbrinte.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og Øresund.
- I flere områder blev der registreret iltsvind allerede i midten af juni, og enkelte steder var der iltsvind til ind i november.

8 Bundvegetation: ålegræs og makroalger

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

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter samt buskadser og skove af tang (makroalger) vokser langs vores kyster, når de rette betingelser er til stede. Disse økosystemer kan være meget produktive og er levested og opvækstområde for en lang række organismer, så økosystemerne har stor biodiversitet. Planterne fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi bladene dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder i sedimentet stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart samtidig med, at de lagrer kulstof og tilbageholder næringssalte. Disse mange nyttige funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer (*Costanza m.fl. 1997*). Men ålegræs og verdens øvrige havgræsser er stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove (*Waycott m.fl. 2009*).

Både ålegræs og makroalger (tang) er væsentlige indikatorer for den økologiske kvalitet i kystnære vandområder i henhold til EU's vandrammedirektiv. Ålegræs og makroalger benyttes også i vurderingen af bevaringstilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanke' og 'lavvandede bugter og vige'. Baggrunden for at anvende bundvegetationen som indikator er, at den afspejler kvaliteten af en række naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum.

Et fald i tilførslen af næringssalte forventes at føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og dermed mere lys ved bunden, så ålegræs og makroalger får bedre vækstforhold og bedre mulighed for at brede sig på dybere vand. Et større plantedække nedsætter desuden risikoen for, at havbunden hvirvles op, og har dermed en selvforstærkende positiv effekt på lysklimaet. Færre næringssalte resulterer desuden oftest i færre opportunistiske enårige makroalger og dermed bedre lysforhold for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig vil færre næringssalte formodentlig føre til færre og mindre alvorlige iltvind og dermed endnu bedre vækstforhold for bundvegetationen.

Dette kapitel analyserer udviklingen i ålegræssets forekomst langs de åbne kyster samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2011. 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'. Analyserne omfatter kun ålegræs, fordi den er langt den mest udbredte plante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer også anden rodfæstet vegetation såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børsteblandet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), som altså ikke indgår i analyserne.

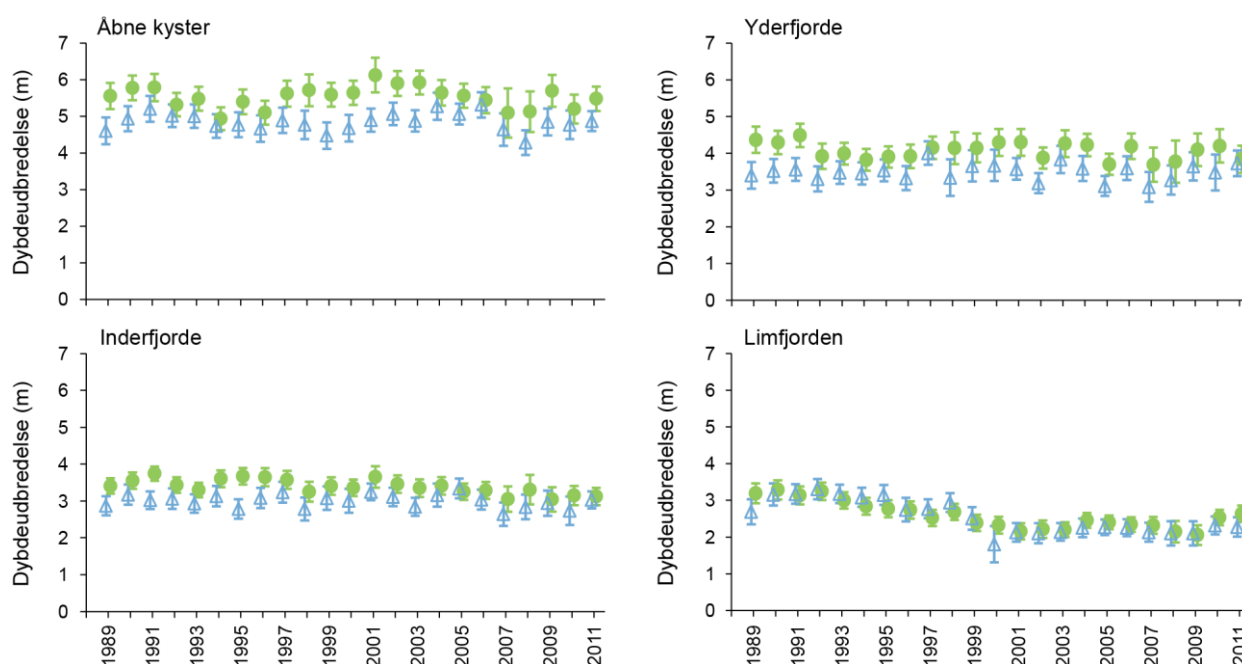
Derudover analyserer kapitlet udviklingen i makroalgernes dækning på stenrev i de åbne dele af Kattegat.

Ålegræssets dybdeudbredelse

Vi har grupperet data i 'åbne kyster', 'yderfjorde' og 'inderfjorde' og analyseret udviklingen i disse områder samlet. Limfjorden er analyseret separat, fordi den opfører sig specielt.

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmiddelværdier) var størst langs de åbne kyster (4,9-6,1 m), mindre i yderfjordene (3,7-4,5 m) og mindst i inderfjordene (3,0-3,7 m) og i Limfjorden (2,1-3,3 m) i perioden 1989-2011 (figur 8.1).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmiddelværdier) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse med dybeste udbredelse langs de åbne kyster (4,3-5,3 m), mindre dybdeudbredelse i yderfjordene (3,1-4,0 m) og mindste dybdeudbredelse i inderfjordene (2,6-3,3 m) og Limfjorden (1,8-3,3 m) (figur 8.1).



Figur 8.1. Udvikling for ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (●) og dybdegrænsen for hovedudbredelse (△) gennem perioden 1989-2011 (middel $\pm$ 95 % konfidensgrænser). Udviklingen er vist for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden. Dybdegrænsen for hovedudbredelsen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (se Bilag 2). Det forekommer en gang imellem (i data fra Limfjorden), at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale udbredelse. Det er et artefakt, der skyldes, at hovedudbredelsen bliver udregnet/interpoleret for hvert transekt ud fra dækningsgrader langs dybdegradienten, mens max-dybden bliver vurderet direkte i felten ud fra ca. syv delprøver pr. dybdegradient. Bilag 2 viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og åbne områder.

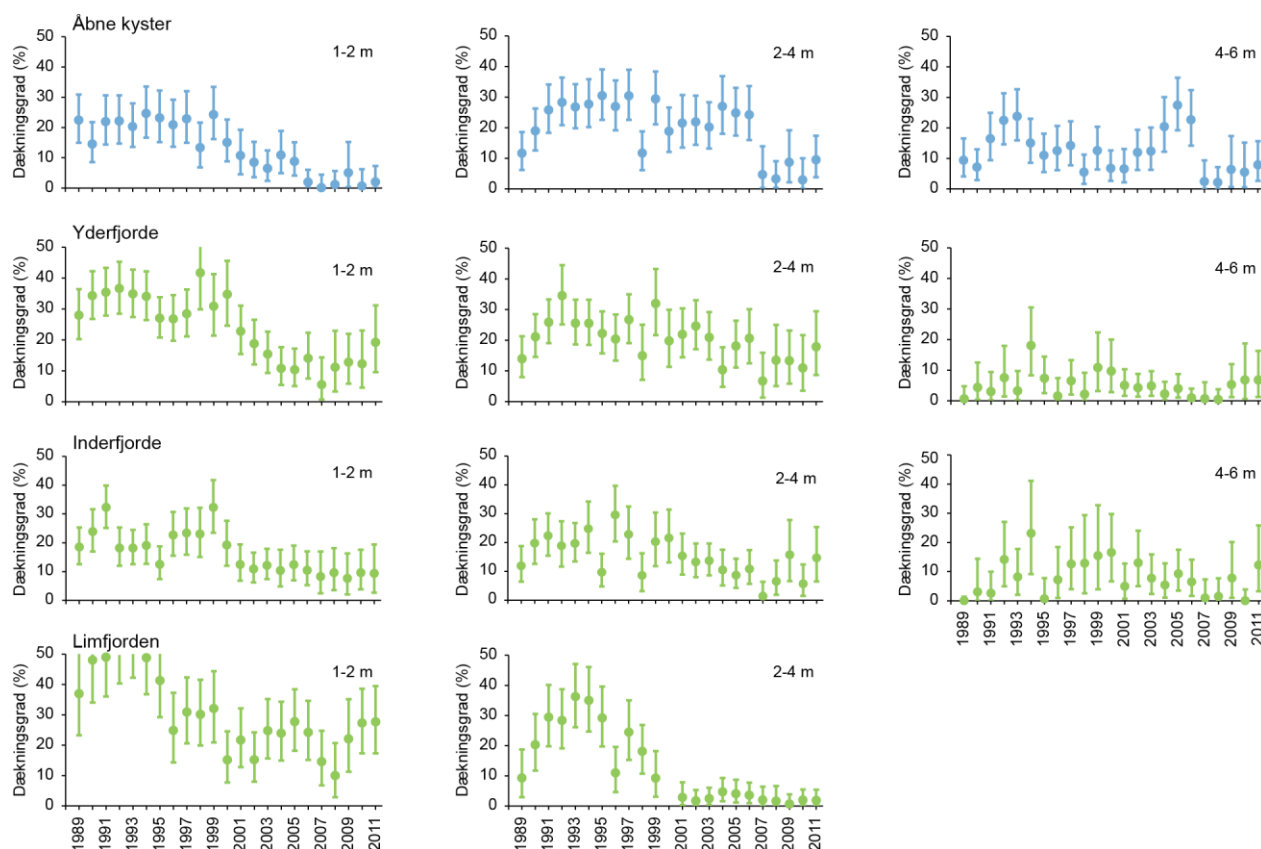
Langs de åbne kyster og i yderfjordene viste hverken ålegræssets hovedudbredelse eller den maksimale dybdeudbredelse nogen signifikant udviklingstendens siden 1989.

I inderfjordene er der sket en signifikant reduktion i den maksimale dybdeudbredelse i løbet af perioden 1989-2011, mens dybdegrænsen for hovedudbredelsen ikke viser nogen udviklingstendens. I Limfjorden er både den maksimale dybdeudbredelse og dybdegrænsen for hovedudbredelsen signifikant reduceret gennem overvågningsperioden. Men for Limfjorden er der alligevel positive tegn at spore, idet den maksimale dybdeudbredelse er forøget med 28 % og dybdeudbredelsen for hovedudbredelsen med 8 % fra

2009 til 2011 som gennemsnit for Limfjorden. Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse for perioden 1989-2011, og p-værdier < 0,05 er betragtet som signifikante.

Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde for de åbne kyster, yderfjordene og inderfjordene samt for 1-2 og 2-4 m's dybde i Limfjorden, hvor 2-4 m's dybde repræsenterer de dybeste forekomster (figur 8.2). 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 næringssaltbelastningen.



Figur 8.2. Udvikling i ålegræssets dækning (± 95 % konfidensintervaller) gennem perioden 1989-2011. Udviklingen er vist for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden. Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybde (4-6 m). Dækningen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (Bilag 2). Bilag 2 viser hvilke områder, der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde og åbne områder.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m eller 2-4 m), hvor eksponeringen er begrænset, og hvor lysforholdene er gode for planten (Krause-Jensen *m.fl.* 2003). På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset 3-30 % af bunden langs de åbne kysters ålegræstransekter, 7-35 % i yderfjordene, 1-30 % i inderfjordene og 1-36 % i Limfjorden – intervallerne repræsenterer variationen i dækning inden for perioden 1989-2011 (figur 8.2).

Der er generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter gennem perioden 1989-2011. Dækningen er faldet på både 1-2 og 2-4 m's dybde i samtlige områder, mens der ikke har været nogen entydig udviklingstendens for dækningen på 4-6 m's

dybde (figur 8.2). Dækningsgraden i yderfjordene og Limfjorden har dog vist fremgang de seneste år på 1-2 m's dybde.

Udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad afspejler endnu ikke det faktum, at kvælstofkoncentrationen er faldet siden 1989 (se kapitel 5). Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere i løbet af denne periode – hverken i de åbne farvande eller i fjordene (se kapitel 6). Iltsvind er også fortsat hyppige (se kapitel 7).

De generelle udviklingstendenser for ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde dækker over store forskelle mellem områder (se fokuskapitel). Denne mangfoldighed i økosystemers respons er en stor udfordring i forhold til at forudsige effekter af ændret belastning i det enkelte økosystem. Mens generelle relationer mellem næringsbelastning og ålegræssets respons (fx Nielsen m.fl. 2002) er velegnede til at beskrive overordnede tendenser, kræver det en større lokal forståelse at forudsige udviklingen i enkeltområder og identificere, om det eksempelvis er dårlige lysforhold, iltsvind eller muslingeskrab, der begrænser udbredelsen.

Sammenhængen mellem belastning og økosystemrespons følger heller ikke nødvendigvis samme forløb gennem perioder, hvor udledningen af næringssalte falder (oligotrofiering) som gennem perioder, hvor udledningen af næringssalte stiger (eutrofiering). Der er eksempler på, at regimeskift eller ændrede referenceforhold forsinker eller forhindrer en tilbagevenden til situationen, før eutrofieringen satte ind (Duarte m.fl. 2009, Carstensen m.fl. 2011). Når ålegræs forsvinder fra et område, hvirvles bunden lettere op og skaber dårligere lysforhold og en mere ustabil forankring for de nye ålegræsplanter, som derfor får vanskeligere ved at etablere sig. Desuden kan rekolonisering af ålegræs være en langsommelig proces med tidshorisonter på op til årtier (Olesen & Sand-Jensen 1994, Duarte 1995). Globale forandringer som eksempelvis opvarmning (Duarte m.fl. 2009), kan også påvirke ålegræs i negativ retning ved at stimulere respirationen mere end fotosyntesen og dermed øge ålegræssets lyskrav (Olesen & Sand-Jensen 1993). Høje temperaturer øger også risikoen for iltsvind (Conley m.fl. 2007) og gør samtidig ålegræsset mere sårbart over for iltsvind (Pulido & Borum 2010). Men dårlige lysforhold spiller en langt større rolle end temperaturstigninger for ålegræssets dybdeudbredelse langs vores kyster (Stæhr & Borum 2011).

I øjeblikket er ålegræssets dybdeudbredelse Danmarks primære indikator for kystområdernes miljøtilstand i henhold til vandrammedirektivet. Men for at kunne tolke ålegræssets respons er det nyttigt at relatere udviklingen i ålegræsset til udviklingen i andre indikatorer som fx klorofylkoncentration og supplerende indikatorer som TN-koncentration, sigtdybde og iltforhold. Det ville desuden være en stor fordel at supplere analyser på landsniveau med analyser på områdeniveau for dermed at kunne identificere, hvordan område-specifikke forhold påvirker indikatorernes respons.

Et samlet billede af bundvegetationens tilstand kræver også indikatorer for makroalger. Næste afsnit analyserer udviklingen i makroalgernes dækningsgrad i kystnære områder og på stenrev i de åbne farvande. Makroalgernes dækningsgrad er ved at blive udviklet til en indikator under vandrammedirektivet (Carstensen m.fl. 2008).

Makroalger på stenrev i åbne farvande

NOVANA-programmet overvåger årligt algevegetationen på hård bund på 12 stenrev i de indre danske farvande og hvert 6. år på yderligere 28 sten- og boblerev i et ekstensivt program.

Sten- og boblerevene, der indgår i det nationale overvågningsprogram, er alle omfattet af EU's habitatdirektiv og ligger i Natura 2000-områder, hvor de udgør en del af udpegningsgrundlaget.

I 2011 blev der indsamlet data på 12 revlokaliteter med intensive stationer og på 28 sten- og boblerevslokaliteter, der indgår i det ekstensive program. Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter, inkl. skorpeformede alger.

Vegetationen på stenrene i de åbne indre farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m's dybde. På dybder større end 12-14 m aftager algernes samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet. De oprette algers dækning aftager med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebelægninger, der kan vokse ved meget lidt lys, fortsat træffes med stor dækning på 24 m's dybde.

Dybden, solindstrålingen og eutrofieringsniveauet har en afgørende indflydelse på algevegetationen på rene i åbne danske farvande (*Dahl & Carstensen 2008*). Fysiske forstyrrelser af havbunden og biologiske interaktioner, som fx græsning af søpindsvin, kan også have en markant effekt på vegetationens udbredelse lokalt og regionalt.

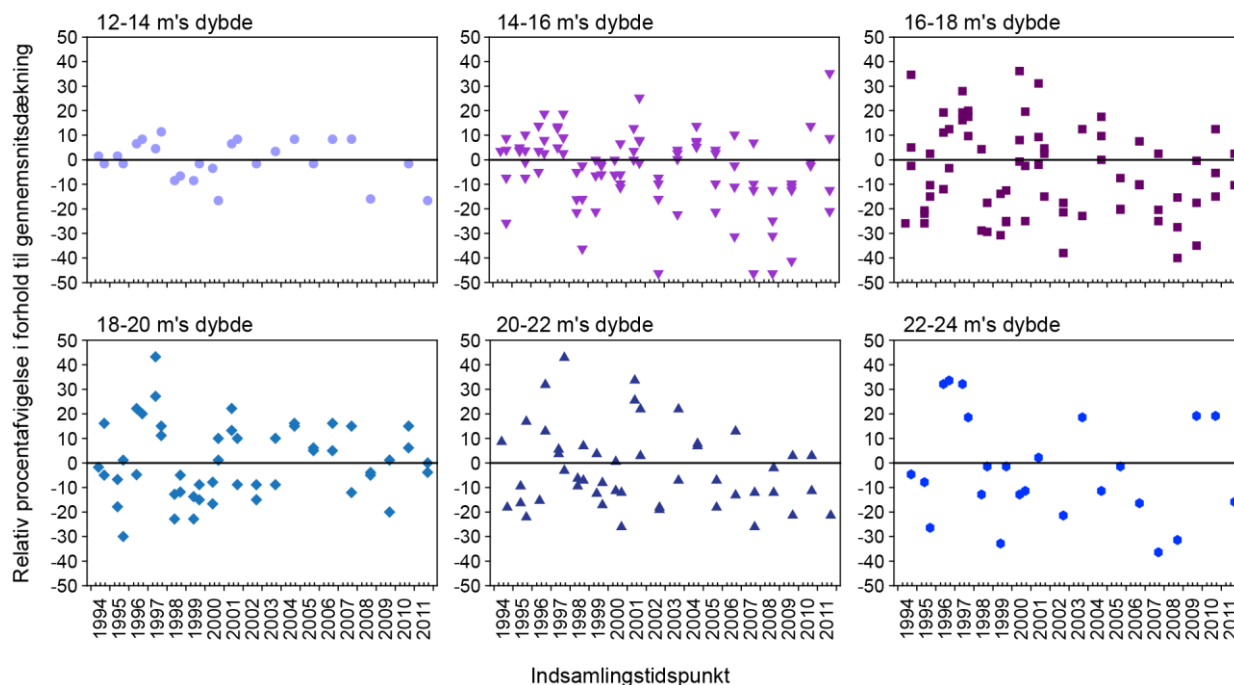
En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande og de observerede masseforekomster af søpindsvin kan være en forklaring på det regimeskift fra tangskov til nedgræsset stenbund, som er observeret på flere danske stenrev. Undersøgelser har nemlig vist, at fiskearter som store torsk, havkat og fladfisk spiser søpindsvin (*Vadas & Steneck 1995, Keats m.fl. 1986, Keats 1991*). Masseforekomst af søpindsvin er ligeledes sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havoddere og hummere (*Little & Kitching 1996*) samt fisk (*Tegner & Dayton 2000*). Søpindsvins nedgræsning af tangskove kendes også fra andre dele af verden, fx skønnes 2.000 km² tangskov at være nedgræsset langs den norske kyst fra Trondheim til den russiske grænse siden 1970'erne (*Norderhaug & Christie 2009*).

Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri – er også en presfaktor, der kan påvirke naturkvaliteten på rene. En undersøgelse på Store Middelgrund har påvist væsentlige fysiske forstyrrelser på de dele af stenrevet, som er omfattet af overvågningsprogrammet (*Dahl 2005*). Jævnlig forstyrrelse, sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri, er den mest sandsynlige årsag til, at vegetationens samlede dækning indtil for nylig har været væsentlig ringere end forudsagt med en model for området. En ny undersøgelse fra Hatter Barn har også påvist, at hyppig skibspassager reducerer vegetationens udbredelse i sejlruten markant i sammenligning med områder uden for sejlruten (*Dahl m.fl. 2012*).

Udviklingstendenser

Den generelle udvikling i den oprette algevegetations dækning på 5 stenrev på større vanddybder i de indre danske farvande er fulgt gennem en lang tidsperiode. Algedækningen på et givet stenrev i et givet år er relateret til

gennemsnittet for de første 8 års undersøgelser på det pågældende stenrev (1994-2001), og denne periode fungerer derved som en slags referenceperiode. I 2011 var algernes dækning på de enkelte stationer fordelt både over og under den gennemsnitlige dækning for de samme stationer i perioden 1994-2001 (figur 8.3). Algernes dækningsgrad i 2011 var derfor samlet set ikke signifikant forskellig fra gennemsnittet for perioden 1994-2001 (tabel 8.1).



Figur 8.3. Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter for perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 m's dybdeintervaller. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin, substratets beskaffenhed eller påviste fysiske forstyrrelser af havbunden, er udeladt. På grund af mindre metodeændringer i 1994 er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

Vurdering af revenes natur- og miljøtilstand baseret på tilstandsvurderingsværktøj for makroalgevegetation

Da de overvågede stenrev indgår som udpegningsgrundlag for de danske Natura 2000-områder, skal de i henhold til habitatdirektivet opnå en 'gunstig bevaringsstatus'. Gunstig bevaringsstatus omfatter både, at arealerne med hård bund bevares, og at de biologiske forhold, som er afgørende for revenes 'struktur og funktion', er i orden. En veludviklet dybdeudbredelse og høj dækningsgrad af den benthiske algevegetation anses som et centralt element for revenes struktur og funktion. Da der mangler robuste kvantitative oplysninger om makroalgevegetationens tilstand fra perioder før eutrofiering og anden menneskelig påvirkning for alvor blev et problem, må de referencerammer, der er brug for til vurdering af miljøtilstanden, findes på anden vis.

Analyser har vist, at både makroalgernes samlede vegetationsdække og summen af de enkelte arters dækning på dybvandede stenrev i Kattegat er korreleret med tilførslen af kvælstof til Kattegat i det forudgående halvår fra januar til juni (Dahl & Carstensen 2008). Herudover kan solindstråling, vanddybde og forekomst af søpindsvin på de enkelte rev forklare en stor del af variationen i makroalgernes dækning. Modeller indeholdende disse parametre har overordnet stor forklaringskraft, idet deres korrelationskoefficienter og signifikansniveauer generelt er høje ($r^2 > 0,80$, $P < 0,0001$). Responsen på næ-

ringssalttilførslen til Kattegat er tydeligst på revlokaliteter i det centrale Kattegat. Andre modeller viser, at også sigtdybde korrelerer fint med det samlede vegetationsdække på de dybvandede stenrev i Kattegat ($r^2 = 0,67$, $P < 0,0001$, Dahl & Carstensen 2005).

Tabel 8.1. Den oprette algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer med en dækning over gennemsnittet højst er en højere end antallet med en dækning under gennemsnittet eller omvendt. P-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for, om fordelingen af de observerede dækninger er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt.

* = $P < 5 \%$, ** = $P < 1 \%$, *** = $P < 0,1 \%$.

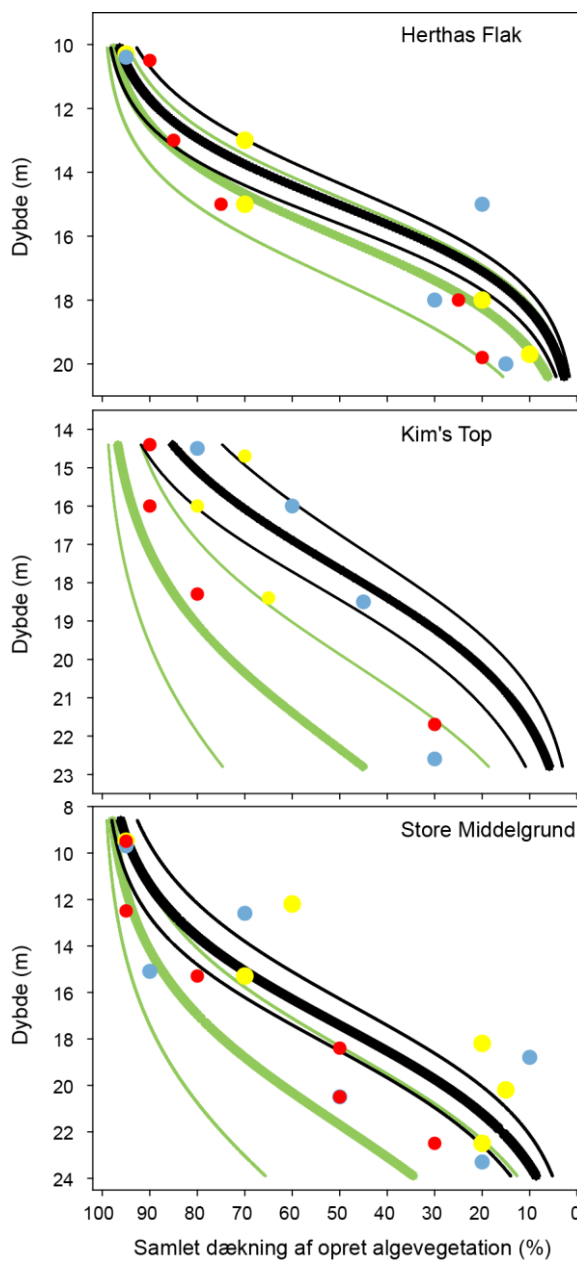
Undersøgelsesår	Måned	Antal observationer	Samlet vegetationsdækning i forhold til gennemsnit for 1994-2001		P-værdi
1994	Juni	5		← →	ej sign.
	August	12		↓	ej sign.
1995	Juni	12		↓	ej sign.
	August	13		↓	ej sign.
1996	Juni	11	↑		ej sign.
	August	11	↑		**
1997	Juni	12	↑		***
	August	12	↑		**
1998	Juni	11		↓	**
	August	11		↓	**
1999	Juni	11		↓	*
	August	12		↓	***
2000	Juni	11		↓	ej sign.
	August	13		↓	ej sign.
2001	Juni	12	↑		*
	August	12	↑		ej sign.
2002	August	13		↓	***
2003	August	12	↑		ej sign.
2004	August	13	↑		*
2005	August	13		↓	ej sign.
2006	August	13		← →	ej sign.
2007	August	13		↓	ej sign.
2008	August	13		↓	***
2009	August	12		↓	ej sign.
2010	August	12		← →	ej sign.
2011	August	11		← →	ej sign.

I mangel på data, som kan beskrive en gunstig bevaringsstatus for et stenrev, kan modelværktøjet bruges til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem gunstig og ikke gunstig bevaringsstatus. En sådan estimering forudsætter fastlagte grænseværdier for kvælstoftilførsel eller alternativt sigtdybde. Modellerne giver mulighed for at beregne stenrevenes vegetationsdække i relation til kvælstoftilførsel og solindstråling for de enkelte stenrev. Dermed er det muligt eksempelvis at modellere vegetationens dybdeudbredelse i scenarier, hvor kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstante.

Algevegetationens dækning langs dybdegradier på tre rev i Kattegat er modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (figur 8.4). Det ene scenarium

repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af næringssalte til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006, mens det andet repræsenterer en referencelignende tilstand med stærkt reduceret næringssalttilførsel i forårshalvåret. I begge scenarier er der tilladt et mindre græsningstryk af søpindsvin. De observerede dækningsprocenter på de undersøgte stationer i 2009, 2010 og 2011 er også vist, dog uden at data er korrigeret for variation i indstråling i forårshalvåret.

Figur 8.4. Aktuelle dækninger af den samlede oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på tre rev i Kattegat (gule cirkler: 2011-data, røde cirkler: 2010-data og blå cirkler: 2009-data) og modellerede dækninger for to forskellige senarier med kvælstof-tilførsel. De sorte linjer angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensintervaller svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel for forårshalvåret i perioden 1994-2006 på 48.000 tons. Det andet scenarium (grønne linjer) svarer til en referencelignende situation med en tilførsel på 10.000 tons 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.



Det ses tydeligt på de modellerede dækninger, at en reduktion af kvælstoftilførsler vil have en gunstig effekt på den samlede dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øge algernes dybdeudbredelse. Det ses også, at vegetationens dækning i 2011 var markant ringere end i 2010, som var et år med gode vækstvilkår for makroalgerne. I de gennemførte modelscenarier for de dybvandede stenrev i Kattegat adskilte vegetationens dækning i 2011 sig ikke markant på en given dybde fra det, der svarede til dækningen ved en gennemsnitlig kvælstoftilførsel for perioden 1994-2006. Dækningen i 2011

synes dog at være noget ringere i den sydlige del af Kattegat på Store Middelgrund sammenlignet med de to andre rev.

De to stationer på 15 og 18 m's vanddybde på Store Middelgrund har gennem mange år siden undersøgelsestart været karakteriseret ved manglende algevegetation og manglende større bunddyr. En undersøgelse i 2004 (Dahl 2005) viste, at der forekom gentagende fysiske forstyrrelser af havbunden, hvilket sandsynligvis skyldes trawlfiskeri. Siden 2008 er vegetationsforholdene forbedret på begge stationer. Selv om algevegetationen er gået tilbage på de to stationer i 2011 i forhold til 2010, er tilbagegangen på stationerne i samme størrelsesorden som observeret på andre undersøgelsesdybder/stationer på Store Middelgrund. Dette indikerer, at det er andre forhold end fysiske forstyrrelser, som forårsager tilbagegangen.

Ser man på udviklingstendensen siden 1994, er der ingen tegn på, at vegetationsforholdene generelt er blevet bedre gennem perioden. Men der er markante år til år variationer, som har vist sig signifikant sammenfaldende med år til år variationer i solindstrålingen og kvælstoftilførslen for perioden 1994-2006. Kvælstof begrænser den bentiske tangskovs udbredelse på dybere vand via lyssvækkelse forårsaget af planteplankton i de øvre vandlag. Sigtdybden har de sidste fem år været markant ringere end tidligere i de åbne indre farvande på trods af de generelt faldende næringssalttilførsler (figur 6.1). I 2011 var sigtdybden i åbne farvande relativt ringe og tilsvarende var klorofylkoncentrationen relativt høj.

Grønne søpindsvins græsning har udgjort en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz' Grund i det sydvestlige Kattegat, siden overvågning blev iværksat i begyndelsen af 90'erne. Tangskoven på andre lokaliteter i det nordlige Bælthav, havbunden ud for Vejrø, Sjællands Rev og Munkegrunde og visse områder omkring Hatter Barn er også kraftigt påvirket af masseforekomst af det grønne søpindsvin (Dahl m.fl. 2012). Et væsentligt øget græsningstryk af søpindsvinet tangborre blev observeret på Store Middelgrund på 12 m's dybde i 2007, hvor vegetationen var reduceret fra normalt 70-80 % dækning til blot 20 %. I 2008 var græsningstrykket tilsyneladende reduceret, og i 2010 var vegetationen genetableret.

Sammenfatning

- Langs de åbne kyster og i yderfjordene har ålegræssets dybdeudbredelse ikke vist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989, mens inderfjordenes og Limfjordens ålegræs generelt er rykket ind på lavere vand.
- For Limfjorden er der dog positive tegn, idet den maksimale dybdeudbredelse er forøget med knap 30 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med knap 10 % fra 2009 til 2011.
- For perioden 1989-2011 er der generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. De seneste år er der dog konstateret et opsving på 1-2 m's dybde langs yderfjordene og i Limfjorden.
- Faldet i tilførsel af næringssalte har altså endnu ikke forbedret ålegræssets udbredelse i de danske farvande. Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere gennem overvågningsperioden, og at ålegræsbestandene er reduceret så markant, at de har vanskeligt ved at reetablere sig.
- Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var ikke lige så god som i 2010.

- Der er ingen tegn på en stigende trend mht. dybere og mere omfattende algedækning på revene over hele undersøgelsesperioden fra 1994 til 2011.
- Nedgræsning af tangskoven forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem på mange rev i Bælthavet, hvor vegetationen stort set er væk på dybder under springlaget.

9 Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen & Alf B. Josefson

Det marine overvågningsprogram omfatter analyser af bundfaunaen i de kystnære og i de åbne indre danske farvande. Størstedelen af havbunden i de danske farvande består af forskellige typer af sedimenter, hvortil der er knyttet artsrige dyresamfund, som udgør en meget vigtig del af havets økosystem og er fødegrundlaget for en stor del af de bundlevende fisk. Bundfaunaen spiller ligeledes en vigtig rolle for processerne i vandsøjlen, idet bundfaunaen omsætter en stor del af havets primærproduktion (planteproduktion). Det gælder især den gruppe af bunddyr, som lever af at filtrere vandet. På lave vanddybder kan disse filtratorers tæthed og biomasse være så stor, at de er i stand til at regulere planteplanktonet i hele vandsøjlen, hvis denne ikke er lagdelt. På større vanddybder, hvor der er begrænset planteproduktion, udgør det materiale, der sedimenterer ud af vandsøjlen, grundlaget for bundens fødekæde. Dermed er bundfaunaen et meget vigtigt bindeled mellem planteproduktionen i de frie vandmasser og de højere led i fødekæden, især bundlevende fisk og fugle. Herudover er nogle arter af bløddyr og krebsdyr, som fx muslinger og jomfruhummer, kommercielt vigtige for erhvervsfiskeriet. De enkelte arter af bunddyr repræsenterer vidt forskellige livsformer og tilpasninger, og på baggrund af deres ernæring kan de opdeles i forskellige grupperinger. Filtratorer er en gruppe der, som beskrevet, filtrerer vandet for partikulært organisk stof. En anden gruppe er græssere, som typisk findes på lavere vand med planteproduktion på bunden, som de græsser direkte på. Der er sedimentædere, som ernærer sig af det organiske materiale, der er blandet ned i sedimentet eller ligger på sedimentoverfladen, og endelig er der rovdyr. For hele bundfaunasamfundet gælder, at jo mere organisk materiale der er til rådighed enten som suspenderet stof i vandsøjlen eller deponeret på og i sedimentet, jo højere biomasse kan bundfaunasamfundet opnå. Dermed kan eutrofiering i princippet medføre en øget biomasse af bundfaunaen. Tilførslen af meget organisk materiale til bunden øger dog samtidig iltforbruget i bundvandet og dermed risikoen for iltsvind, som kan skade bundfaunaen og i værste fald udslette hele bunddyrssamfund. Effekten af eutrofiering varierer fra sted til sted, men risikoen for at bundfaunaen rammes af iltsvind, er størst i de områder, hvor ventilationen af bundvandet er ringe og rammer derfor især dybe områder med en kraftig lagdelt vandmasse. I visse områder i de danske farvande er iltsvind et tilbagevendende problem, som skader bundfaunaen i store områder nogle år. Når det omgivende miljø ændrer sig, påvirker det bundfaunaens sammensætning og diversitet, og dermed kan bundfaunaen bruges til at vurdere den generelle miljøkvalitet og ændringer i miljøkvaliteten.

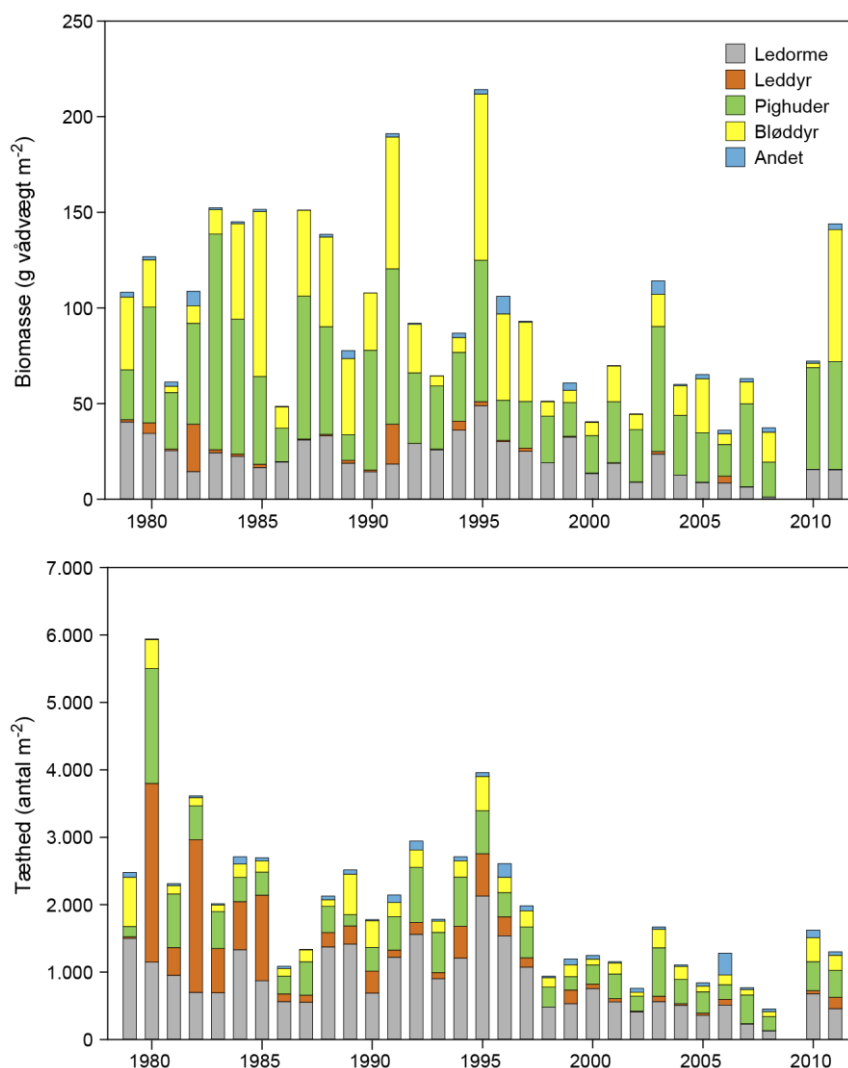
Det dyresamfund, der lever på sedimentbunden (blødbundsfauna eller infauna), har en artssammensætning, der adskiller sig fra de dyresamfund, som findes på steder med hård bund som fx stenrev (epifauna). Overvågningen af faunaen på den hårde bund er beskrevet i et særskilt kapitel i denne rapport. Her beskrives blødbundsfaunaen, som er blevet undersøgt med kvantitativ prøvetagning i områder med sedimentbund, der spænder fra ler og blødt mudder til groft sand. Der er en lang tradition i Danmark for at undersøge dyrelivet på disse bundtyper. Således blev en række af de stationer, der indgår i rapporteringen for 2011 indsamlet første gang nøjagtigt 100 år tidligere i 1911 af C. G. J. Petersen i forbindelse med hans kortlægning af bundfaunaen i de indre danske farvande. Formål var dengang at vurdere

fødegrundlaget for fiskebestandene. Prøvetagningen var desværre ikke helt sammenlignelig med den prøvetagning, der anvendes i dag.

Udvikling i de åbne farvande

Der blev i 2011 taget 124 hapsprøver fordelt på 22 stationer i de åbne indre danske farvande. Fra 21 af disse stationer er der sammenlignelige data, der går tilbage til 1994, og for fire af stationerne, beliggende i henholdsvis Kattegat, Bælthavet, Øresund og Arkonahavet, går de kontinuerte årlige dataserier tilbage til 1979. For alle stationerne i de åbne farvande gælder dog, at der ikke findes data fra 2009, hvor der ikke var programsat indsamling af bundfauna, lige som der i det nye overvågningsprogram kun er programsat bundfauna-prøvetagning hvert andet år.

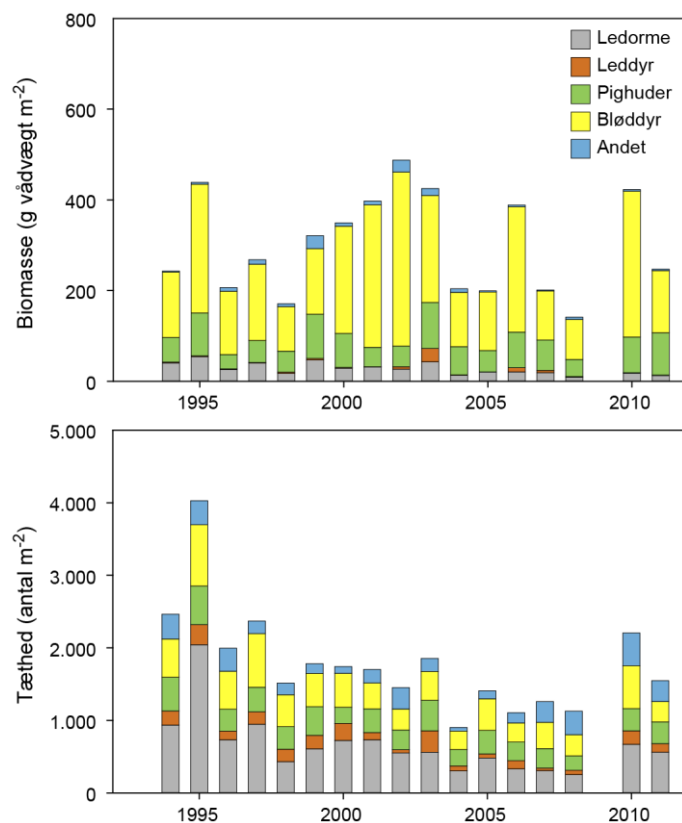
Figur 9.1. Udvikling i biomasse (øverst) og tæthed (nederst) fordelt på taksonomiske hovedgrupper i perioden 1979-2011 vist som gennemsnit for tre stationer i de åbne danske farvande (Kattegat, Bælthavet og Øresund). Ledorme udgøres hovedsageligt af havbørsteorme. Leddyrene er hovedsageligt krebsdyr m.m. Pighuder omfatter slangestjerne, søstjerner og sømus. Bløddyr udgøres fx af muslinger og snegle.



På stationen i Arkonahavet er bundfaunaen ofte påvirket af iltsvind, og både antallet af individer og biomasse svinger stærkt gennem årene. På de tre øvrige stationer med dataserier tilbage fra 1979 ses der markante ændringer i sammensætningen af bundfaunaen igennem hele perioden (figur 9.1). Gruppen leddyr (hovedsageligt krebsdyr) gik tilbage i perioden efter 1998 både antalsmæssigt og relativt i forhold til den samlede biomasse. Den samlede biomasse og tæthed har ligeledes været faldende i perioden. Indtil slutningen af 1990'erne lå bundfaunaens biomasse på ca. 100 g vådvægt m⁻², og individtætheden svingede omkring 2.000 m⁻². Herefter skete der en halvering

af både biomassen og individtætheden til omkring årtusindskiftet, hvorefter biomassen har ligget på omkring 50 g vådvægt m^{-2} og tætheden omkring 1.000 individer m^{-2} . I 2010 skete der en markant stigning i tætheden, som blev mere end tredoblet i forhold til prøvetagningen to år tidligere. Biomassen blev tilsvarende fordoblet i 2010. Samme udvikling i tætheden kunne ses på alle øvrige stationer i 2010. I 2011 var biomassen yderligere forøget og var på det højeste niveau siden 1995, mens tætheden faldt fra 1.622 individer m^{-2} i 2010 til 1.300 individer m^{-2} .

Figur 9.2. Udvikling i biomasse (øverst) og tæthed (nederst) fordelt på taksonomiske hovedgrupper i perioden 1994-2011 vist som årsgennemsnit for 22 stationer i de åbne danske farvande. De taksonomiske hovedgrupper er beskrevet i figur 9.1.

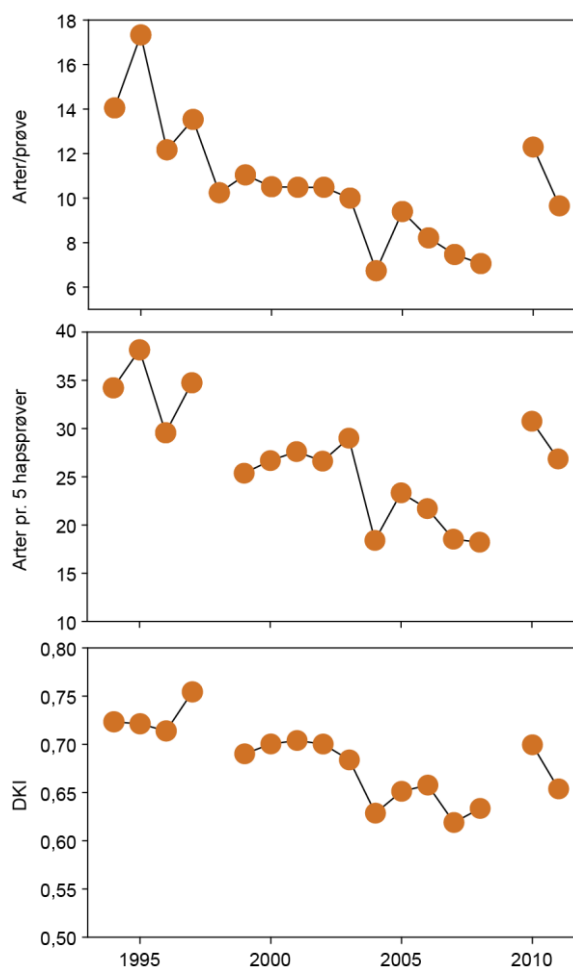


For samtlige 22 stationer, hvor data går tilbage til 1994, ses et fald i individtætheden i perioden fra midten af 90'erne og frem til 2008 fra ca. 2.500 individer m^{-2} til ca. 1.100 m^{-2} (figur 9.2). Nedgangen i denne periode omfatter alle dyregrupper, men især leddyr og havbørsteorme, hvor populationerne når ned på ca. en tredjedel af niveauet fra midten af 90'erne. For biomassen er der ikke nogen entydig udvikling. Biomassen var højest omkring årtusindskiftet med ca. 400 g vådvægt m^{-2} , mens den i årene frem mod 2008 var ca. 200 g vådvægt m^{-2} . Da bløddyrerne (mest muslinger og i særdeleshed molboøsters) udgør størstedelen af biomassen, og da forekomsten af store molboøsters i prøverne varierer meget fra år til år, er denne udviklingstendens usikker. I 2010 viste prøverne en markant fremgang i både biomasse og individtæthed. Den samlede tæthed blev fordoblet til ca. 2.200 individer m^{-2} , og som beskrevet i rapporten 'Marine områder 2010', så var denne udvikling bemærkelsesværdig, fordi den omfattede stort set alle taksonomiske hovedgrupper og skete samtidigt på næsten alle stationerne. I 2011 var den gennemsnitlige tæthed atter blevet reduceret og var tilbage på det gennemsnitlige niveau fra perioden fra 1998-2008 med ca. 1.500 individer m^{-2} . Ligesom det var tilfældet med stigningen fra 2008 til 2010, så er individtætheden i 2011 ændret på næsten alle stationer samtidigt. Biomassen er ligeledes blevet

reduceret i forhold til målingerne fra 2010, men udviklingen i biomasse er ikke entydig på de forskellige stationer.

Artsantallet og artdiversiteten følger nogenlunde udviklingen i individantallet i hele perioden (figur 9.3). Fra 1994 til 2008 skete der gradvist en halvering i det gennemsnitlige artsantal i bundfaunaprøverne fra ca. 14 til 7 arter pr. hapsprøve, hvorefter der indtraf en stor stigning i 2010, hvor den gennemsnitlige artsrigdom i en prøve nåede op på over 12 og dermed det højeste niveau siden 1997.

Figur 9.3. Øverst: udviklingen i perioden 1994-2011 i det gennemsnitlige antal arter pr. delprøve (143 cm²) for 20 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund. Midt: som ovenstående figur, men angiver det kumulerede antal arter i de 5 delprøver pr. station. Nederst: som ovenstående figurer, men viser udviklingen i DKI (Dansk Kvalitets Indeks) udregnet på baggrund af AMBI og Shannon-diversiteten for 5 delprøver.



Denne markante rekrutteringshændelse blev beskrevet i sidste års rapport. Da der ikke findes data for 2009, er de nærmere omstændigheder omkring denne hændelse ukendte, og det vides ikke, om rekrutteringen skete i 2008 eller 2009. Det mest bemærkelsesværdige var, at ændringerne kunne observeres på næsten alle stationer samme år (kun én station ud af 22 viste en uændret artsrigdom). Data fra 2011 viser imidlertid et fald i artsrigdommen, som nåede ned på ca. 9,5 arter pr. hapsprøve, hvilket svarer til gennemsnittet for de foregående 10 år. Artsdiversiteten udtrykt som summen af arter i 5 hapsprøver viser samme udvikling (figur 9.3). Ligesom det var tilfældet det foregående år, så var der igen i 2011 tale om en synkron udvikling, hvor artsrigdommen faldt på stort set alle stationer i de åbne farvande. Beregning af DKI (Dansk Kvalitets Indeks), som er et mål for miljøkvaliteten på havbunden, og som beregnes på baggrund af dels artsdiversiteten i og dels sammensætningen af arter mht. følsomhed over for miljøpåvirkninger, viser tilsvarende et fald i forhold til sidste år. Ændringerne af denne indeksværdi

skyldes oftest ændringer af diversiteten, da sammensætningen af følsomme og tolerante arter sjældent ændrer sig ret meget. Hvor det gennemsnitlige DKI var 0,69 i 2010, var indekssværdien i 2011 nede på 0,63, hvilket er lige ved grænsen mellem god og moderat økologisk status (ifølge den seneste interkalibrering).

Bundfaunaen i kystnære områder

I denne rapport bliver data fra i alt 27 kystnære områder i 2011 sammenlignet med medianen af tilsvarende data fra tidligere år. Medianen er beregnet for ni år og op til en periode på 13 års data. For fire områder blev 2011 dog kun sammenlignet med 2010. Samlet set er der ingen generel forandring af artsantal, individantal eller biomasse sammenlignet med tidligere år, mens der synes at være nogle fælles tendenser på regional skala. Dataene er derfor opdelt i tre regionale områder på baggrund af karakteristiske oceanografiske og miljømæssige forhold: 1) 10 fjorde i de danske indre farvande, hvoraf de 8 har varierende vandudveksling med Kattegat – disse fjorde har varierende opholdstid og er generelt udsat for en højere næringssaltbelastning end de åbne områder, 2) 11 åbne kystområder i de indre danske farvande – af disse områder ligger 5 i det åbne Kattegat og omfatter Aalborg Bugt, Aalbæk Bugt, Hevring Bugt, området ud for Gilleleje og Aarhus Bugt og 3) 6 områder ved vestkysten, heraf 5 fjorde, hvor bundfaunaen i stor udstrækning bliver rekrutteret fra Nordsøen. For at vurdere om der er sket en ændring af de tre variable, har vi, for hvert af de 27 kystområder sammenlignet a) det totale antal arter i samtlige prøver (i de fleste tilfælde 42 hapsprøver), b) middelværdier af individtæthed og c) biomasse fra 2011 med medianværdien for de tilsvarende parametre for de (op til) 13 foregående år (*figur 9.4*). Af de tre variable kan individantal og biomasse, udtrykt som individer m^{-2} eller $g\ m^{-2}$ direkte sammenlignes med tidligere data, hvorimod artsantallet for hvert område skal ses i forhold til prøveantallet. I de fleste områder er antal prøver pr. område blevet mindre frem til og med 2010, mens der er taget det højeste antal prøver (42, enkelte områder undtaget) i stort set alle områder i 2011. Det betyder, at hvis man finder en nedgang af antal arter i 2011, er dette et sikkert resultat, hvorimod en forøgelse af artsantallet kan skyldes det højere antal prøver i 2011.

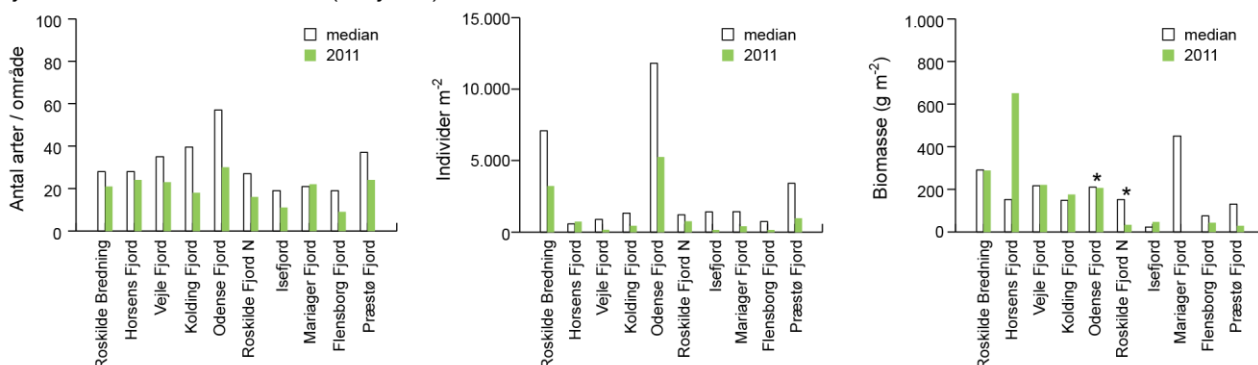
Antallet af arter pr. område og individer pr. m^2 i fjorde fra de indre danske farvande viste signifikant lavere værdier i 2011 sammenlignet med medianen fra tidligere år. Mariager Fjord var en undtagelse, idet artsantallet var lige over medianen. Samlet set var reduktionen i artsantallet på 15-50 % (*figur 9.4*). Nedgangen i individtæthed var procentuelt meget større end for artsantallet og varierede fra ca. 50 % i Odense Fjord og helt ned til 90 % i Vejle og Flensborg Fjorde (*figur 9.4*). Med hensyn til biomasse var der ingen generel tendens i disse fjorde, men biomassen var markant lavere i Roskilde Fjord og Præstø Fjord.

I de åbne områder af de indre danske farvande var der i 2011 ingen generel forandring i forhold til medianen for nogen af de tre parametre (*figur 9.4*). Dog skal det bemærkes, at områderne i Kattegat (Aalbæk Bugt, Aalborg Bugt, Hevring Bugt, Gilleleje, Aarhus Bugt) viste højere artsantal og individtæthed i 2011 end tidligere med undtagelse af Hevring Bugt, hvor artsantallet var uændret. Biomassen udviste ikke nogen tendens. De meget høje biomasser i Lillebælt N skyldes hovedsagelig molboøsters (*Arctica islandica*).

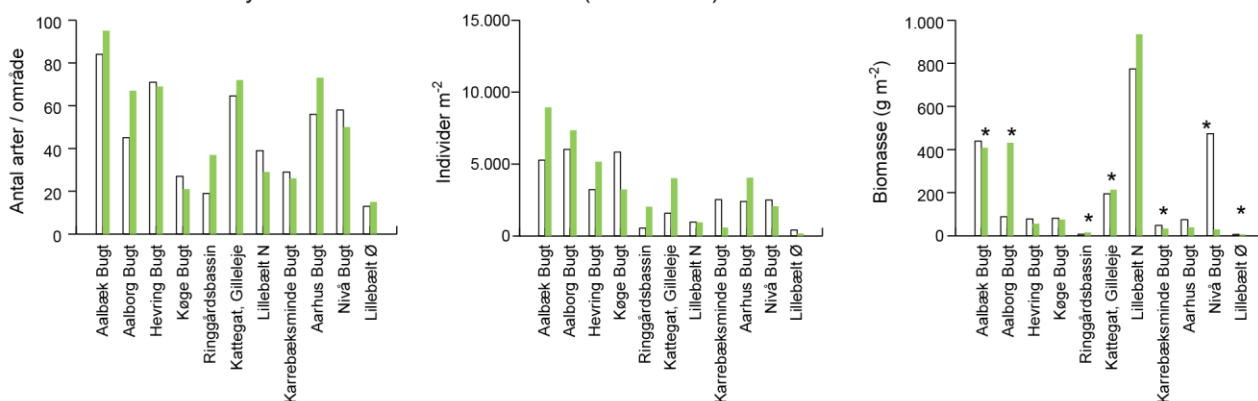
Antallet af fjordområder i Vesterhavsregionen var for få til at beregne signifikans med den anvendte statistiske test (*tabel 9.1*), men udviklingen synes her at afvige fra mønstret for fjordene i de indre farvande, og viser forøget

artsantal, mens der ikke er sket nogen generel ændring af individtæthed eller biomasse (figur 9.4). Meget høje biomasser forekommer i lighed med forrige år i Skive og Løgstør bredninger i Limfjorden og skyldes hovedsagelig en omfattende nyrekruttering af blåmuslinger.

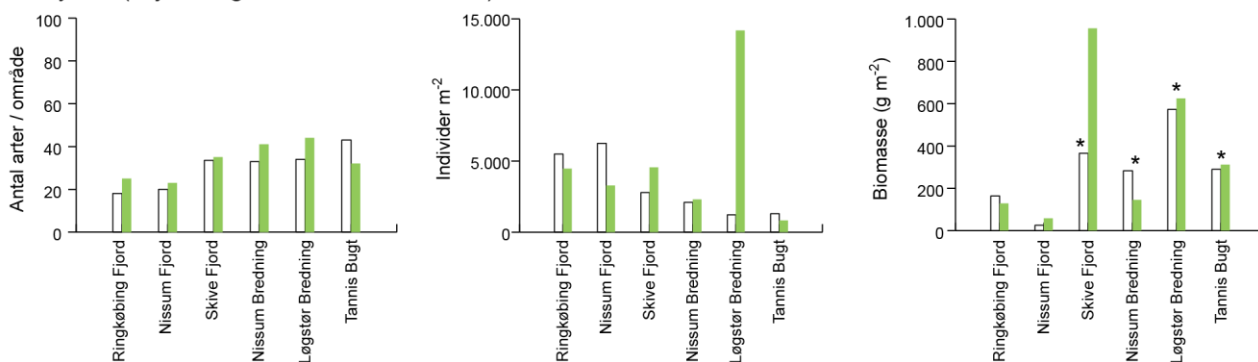
Fjorde i indre danske farvande (10 fjorde)



Mere åbne dele af de kystnære indre danske farvande (11 områder)



Vestkysten (5 fjorde og et mere åbent område)



Figur 9.4. Søjlediagram med antal arter pr. område, individtæthed og biomasse i de 27 kystnære områder grupperet efter hydrografi og miljøforhold. Værdien for 2011 (grønne søjler) er sammenlignet med medianværdien for de forudgående 9 til 13 år (hvide søjler) undtagen i 4 tilfælde, hvor sammenligningen blev lavet med et år (2010). Områder markeret med stjerne angiver, at biomassen er opgivet som vådvægt – øvrige som tørvægt. Antal arter pr. område, er typisk summeret for 20-42 individuelle haps prøver.

Tabel 9.1. Resultat af Wilcoxon Signed Ranks Test af generel forandring mellem 2011 og median af foregående år i tre regioner. n = antal områder, Z = test parameter, P = sandsynlighed for ingen ændring.

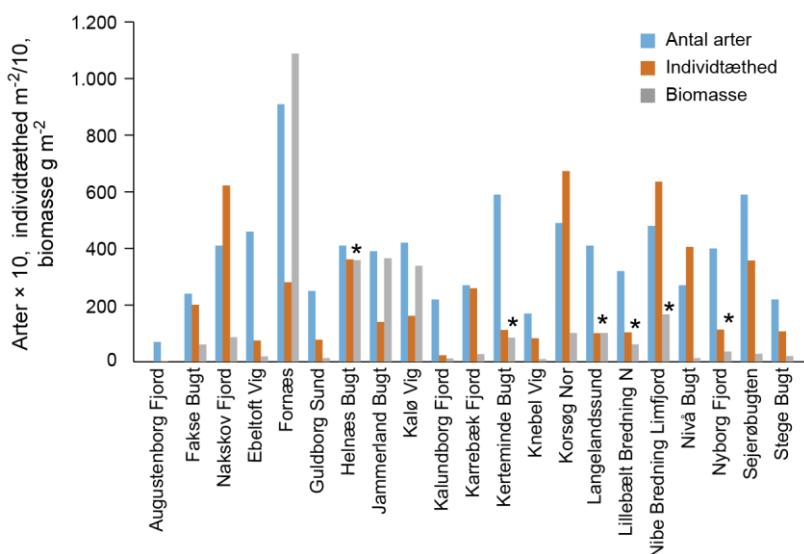
Region (n)	Antal arter		Individttæthed		Biomasse	
	Z	P	Z	P	Z	P
Vestkysten (6)	0,943	0,345	0,105	0,917	0,52	0,60
Indre danske fjorde (10)	-2,70	0,007*	-2,70	0,007*	-0,24	0,813
Indre danske åbne farvande (11)	1,023	0,306	0,80	0,424	-0,533	0,594

* Signifikant resultat på 5 % niveau.

DKI-indekset, der måler både følsomhed og diversitet (Borja m.fl. 2007; Josefson m.fl. 2009) blev ikke beregnet, idet der endnu ikke eksisterer fastsatte grænser til at vurdere miljøtilstanden i disse områder.

Som en følge af kravene i vandrammedirektivet er der fra 2011 rapporteret data fra 20 nye områder i de indre danske farvande og et område fra vestkysten, hver især med 42 hapsprøver (figur 9.5). Der foreligger ingen tilsvarende data fra disse områder fra tidligere år og den tidlige udvikling kan derfor ikke fastslås. De højeste værdier for artsantal og biomasse foreligger fra Fornæs-området. Artsantallet er her på samme niveau som fra andre områder på shelfen ud for Jylland (fx Hevring Bugt, Aalborg Bugt). Den høje biomasse på over 1 kg tørvægt m⁻² udgøres hovedsageligt af molboesters (*Arctica islandica*). De laveste værdier af artsantal og biomasse findes i lukkede områder, hvor der tidligere har været iltsvind som fx Augustenborg Fjord (< 1 g m⁻² og kun 7 arter i de 42 prøver) og Knebel Vig (9 g tørvægt m⁻² og 17 arter i 38 prøver).

Figur 9.5. Fordeling af antal arter pr. område, individtæthed og biomasse m⁻² i 21 nye bundfauna-områder i 2011. * angiver vådvægt.



Diskussion

Efter den store stigning, der skete i bundfaunaens artsrigdom i 2010, er der igen i 2011 sket et fald, og dermed er mange af de dyr, der rekrutterede til bunden i 2010, atter forsvundet og har ikke kunne erstattes af rekruttering til bundfaunasamfundet i 2011. Den bedring, der skete i 2010, var dermed tilsyneladende midlertidig. Der er ikke noget, der tyder på, at iltsvind er årsagen til den faldende artsrigdom i 2011. Opretholdelsen af en høj individtæthed og artsrigdom i bundfaunasamfundet afhænger af, at der til stadighed sker en rekruttering, og at de nyrekrutterede individer overlever til voksenstadiet. Som beskrevet i sidste års havrapport (Marine områder 2010), så fore-

gik denne rekruttering i områder med vidt forskellige bundtyper og bundfaunasamfund. Da det er usandsynligt, at så forskelligartede bundhabitater samtidigt skulle ændre sig i positiv retning, skyldtes den kraftige rekruttering i årene forud for 2010 formodentlig generelt gunstige forhold for bunddyrenes larver. Faldet i 2011 tyder tilsvarende på, at rekrutteringen i 2010 igen har været lav over et større område.

De kystnære områder, der vender ud mod det åbne Kattegat, viste i 2010 samme udvikling som de åbne områder. I 2011 er det gennemsnitlige antal arter imidlertid højere end medianværdien for de foregående år. Men da sidste års artsrigdom var meget høj, kan der godt være tale om et fald i forhold til 2010, og at disse stationer har gennemgået sammen udvikling som stationerne i de åbne farvande. I de fjorde der vender ud mod de åbne farvande, er der generelt tale om en tilbagegang med lav artsrigdom og tætheder, men det er usikkert, om det skyldes lokale forhold eller manglende rekruttering fra de åbne områder.

Det er usikkert, hvad der er hovedårsagen til de lave tætheder og den lave artsdiversitet, der har været i de åbne områder i perioden 1998-2008, og igen er blevet registreret i 2011 i fjordene i de indre danske kystvande og til dels i de åbne farvande. De sidste års dynamik i bundfaunasamfundet i de åbne områder viser, at forholdene i de åbne områder er af betydning for både tætheden og artsrigdommen i regional skala. Bunddyrenes larver spredes over store områder og dermed kan rekrutteringen på et sted afhænge af forholdene på bunden et andet sted. For beskyttelsen af biodiversiteten af bundfaunaen betyder dette, at det ikke er tilstrækkeligt at beskytte bundfaunaen lokalt. Det er nødvendigt at beskytte større sammenhængende områder i de åbne farvande for at sikre, at der er tilstrækkeligt store populationer af voksne individer til at sikre rekrutteringen også i de regionale områder.

Sammenfatning

- Efter en markant stigning i bundfaunaens biodiversitet, tæthed og biomasse i 2010 er tætheden og diversiteten af bundfaunaen i de åbne farvande atter blevet reduceret til niveauet fra før 2010. For de fjorde, der er forbundet med de indre danske farvande, er niveauet for tæthed og biodiversitet endda væsentligt under niveauet fra de forudgående 13 år.
- De kystnære områder ud mod Kattegat udviste i 2011 lige som i 2010 en synkron udvikling med de åbne områder i de indre danske farvande, mens dette ikke var tilfældet for fjordområderne på vestkysten, hvor diversiteten generelt var højere i 2011 (dog ikke signifikant).
- Forringelsen i fjorde i de indre farvande af diversitet og individtæthed men ikke af biomassen, kan fortolkes som et resultat af udebleven rekruttering i de senere år.

10 Havpattedyr - sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius & Jonas Teilmann

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

I 2010 blev 16 Natura 2000-områder udpeget for marsvin og fra 2011 indgår overvågning af marsvin i disse områder i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Marsvin overvåges ved brug af forskellige metoder alt efter de logistiske muligheder og sammenlignelighed med tidligere data i de forskellige områder. De indre danske farvande overvåges med brug af passiv akustisk monitorering (to områder pr. år), akustiske surveys fra båd hvert tredje år (2011, 2014), og en total optælling af marsvinebestanden hvert sjette år (2012). Habitatområder i Nordsøen og Skagerrak overvåges med årlige flytællinger.

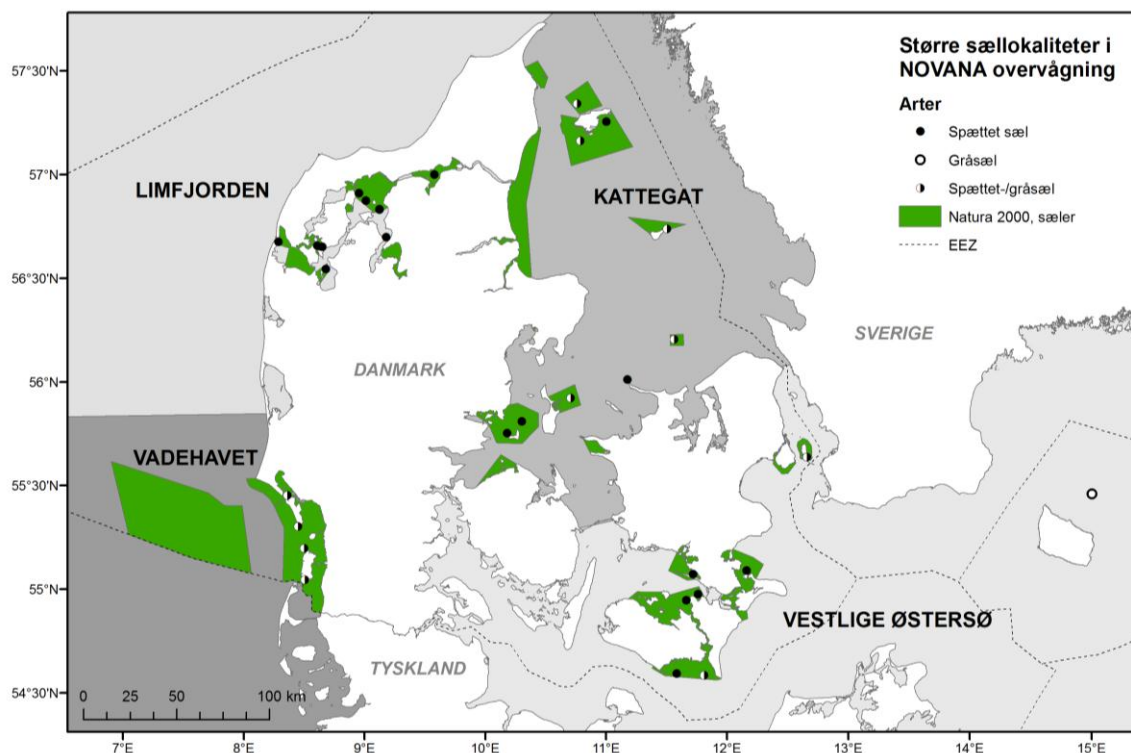
Overvågning af spættet sæl fra fly begyndte i 1976 og blev standardiseret i 1979. Fra 2011 er overvågning af marsvin og systematiske tællinger af gråsæl i yngle- og fældeperioderne blevet en integreret del af NOVANA (hidtil er registrering af gråsæl kun sket i tilknytning til optællinger af spættet sæl).

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 25 og 9 Natura 2000-områder. Af disse i alt 25 områder (9 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 7 af de udpegede områder for denne art. Disse områder har indgået i den nationale overvågning i Kattegat og Vadehavet siden 1979 og i Limfjorden og Østersøen siden 1990.

I sin nuværende udformning flyovervåges spættet sæl og gråsæl i tre perioder:

- 1) Februar/marts er yngleperiode for gråsælerne i Østersøen; her fokuseres på gråsælunger i Østersøen og Kattegat.
- 2) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøen, og de spættede sæler føder deres unger. I denne periode estimeres ungeproduktionen for spættede sæler og antallet af gråsæler i de indre farvande.
- 3) I august fælder de spættede sæler. Tællingerne af de spættede sæler i august bruges til at overvåge udviklingen i den samlede bestand i Danmark og de gentagne tællinger for at vurdere den statistiske sikkerhed på tallene (*Teilmann m.fl. 2010*).

I det følgende beskrives udviklingen af bestanden af spættet sæl i de danske farvande samt overvågningsresultater for gråsæler og marsvin i 2011.



Figur 10.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der jævnligt observeres gråsæler, er vist med forskellig signatur. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjølands Rev, hvor den ikke er beskyttet, og at gråsælen jævnligt observeres ved Nordre Rønner nord for Læsø og ved Christiansø nord for Bornholm, hvor den ikke er på udpegningsgrundlaget.

Spættet sæl

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på sandbanker, rev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder på baggrund af genetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (figur 10.1 - Andersen & Olsen 2010; Olsen m.fl. 2010): Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø.

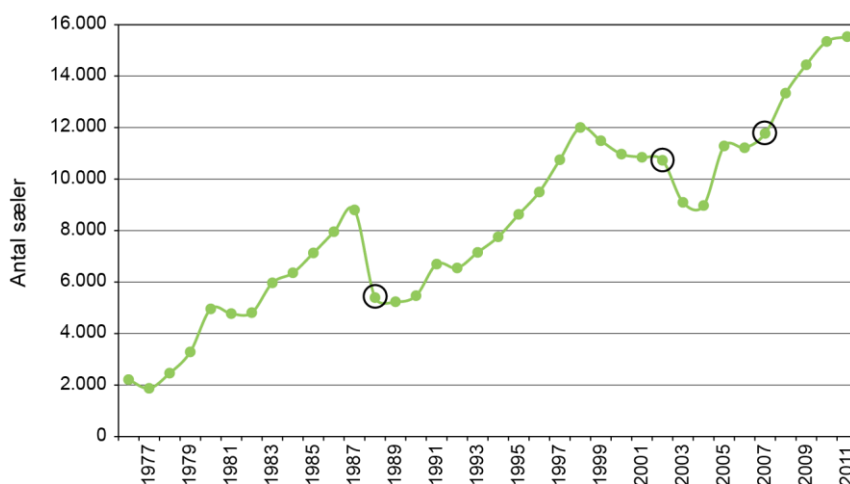
I 1988 og 2002 ramte to store epidemier af *phocine distemper virus* (PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % ihjel med betydelige forskelle mellem lokaliteter (figur 10.2 - Härkönen m.fl. 2006). Efter 1988 og indtil 2002 steg bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år. Efter 2002-epidemien har den gennemsnitlige årlige stigning været 7 %. En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret i 2007 (Härkönen m.fl. 2008). I 2002 ramte epidemien flere lokaliteter efter tællingerne i august, således at den samlede nedgang i bestanden først sås i 2003. I 2007 døde kun et mindre antal sæler i Kattegat og effekten på den samlede danske bestand kan ikke ses.

Det kan forventes, at de store PDV-epidemier vender tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden immunitet (dvs. født efter 2002), når en vis størrelse (Härkönen m.fl. 2007a). Effekten af epidemierne på antallet af sæler har været, eller forventes at være, 5-10 år afhængig af den enkelte bestands størrelse (Olsen m.fl. 2010).

Den totale bestand af spættet sæl i Danmark (sæler talt på hvilepladserne plus den andel af sæler, der antages at være i vandet under optællingen - 25 % i Vadehavet (hvor tidevandet i højere grad styrer, hvornår sælerne er på land) og 43 % i alle andre danske farvande (Härkönen & Harding 2001)) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til 15.500 dyr i 2011 (figur 10.2). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud (Jepsen 2005).

I de sidste par år er antallet af gråsæler, især i den vestlige Østersø, steget kraftigt (se omtale af gråsæler længere fremme). Det er uvist, hvordan denne udvikling vil påvirke den spættede sæl, men 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 en mulighed i de kommende år.

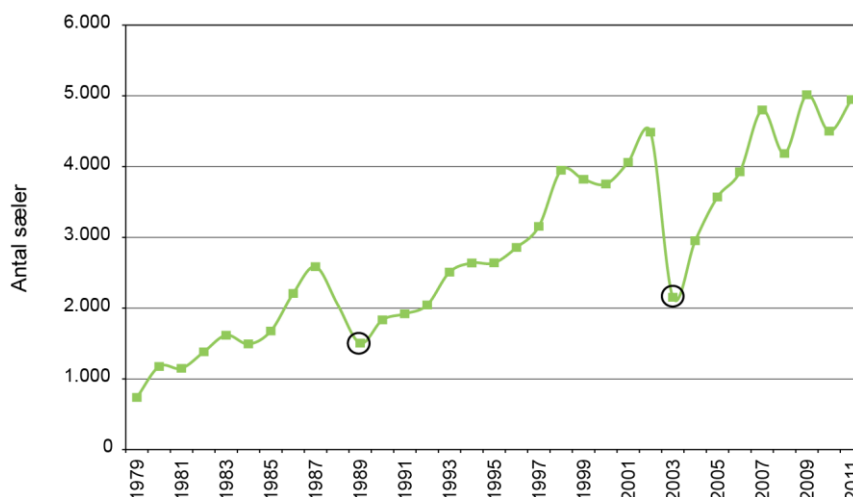
Figur 10.2. Totale antal af spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2011 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet. Fra 1976-1978 er antallet estimeret ud fra forskellige typer tællinger, som ikke er standardiserede. De tre epidemier i 1988, 2002 og 2007 er vist med cirkler.



Vadehavet

Bestanden i Vadehavet er spredt over hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I forbindelse med fældningen i august 2011 estimeredes bestanden i den danske del af Vadehavet til at være 4.950 spættede sæler, en tilvækst på 10 % i forhold til 2010 (figur 10.3). Vadehavssælerne blev hårdt ramt af begge PDV-epidemier; omkring halvdelen af sælerne i området døde i både 1988 og 2002. Siden epidemien i 2002 er bestanden i Vadehavet vokset med 12 % om året i gennemsnit, tæt på den teoretisk maksimale vækstrate for populationer af spættet sæl på 13 % (Härkönen m.fl. 2002). Siden 2006 har vækstraten dog kun været 6 %; den aftagende tilvækst kunne tyde på enten migration til andre områder eller tæthedsafhængighed, hvor antallet af sæler er begrænset af føde- eller pladsmangel. Der blev i 2011 talt 699 unger i ynglesæsonen i den danske del af Vadehavet, 24 % flere end i 2010.

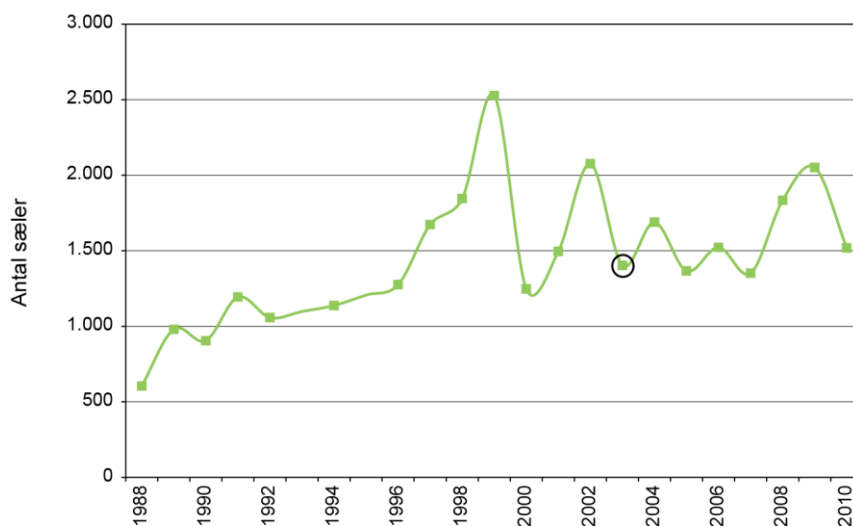
Figur 10.3. Totale antal af spættet sæl i den danske del af Vadehavet i perioden 1979-2011 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (25 %). Den første optælling efter epidemierne i 1988 og 2002 er markeret med cirkler.



Limfjorden

Spættet sæl i Limfjorden består af to genetisk forskellige populationer (*Olsen m.fl. 2010*). Det er sandsynligt, at den ene population består af sæler, der har været i Limfjorden, før forbindelsen til Nordsøen sandede til omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem Limfjorden og Nordsøen ved Agger Tange under stormfloden i 1825, og den anden population, der minder om sælerne i Vadehavet, er sandsynligvis indvandret derefter. Der har været store udsving i populationen, og der er ikke sket en vækst i bestanden i løbet af de seneste 10 år (*figur 10.4*). Dette kan skyldes, at antallet af sæler er nået bæreevnen for området, hvor sælerne begrænses af føde og plads, eller at økosystemet er ustabil, og sælerne forlader Limfjorden i perioder. På grund af høj vandstand var det ikke muligt at foretage optælling af sælerne i Limfjorden i fældeperioden i 2011. I 2010 blev bestanden estimeret til at bestå af 1.500 sæler (*figur 10.4*). Der bliver ikke talt unger i Limfjorden.

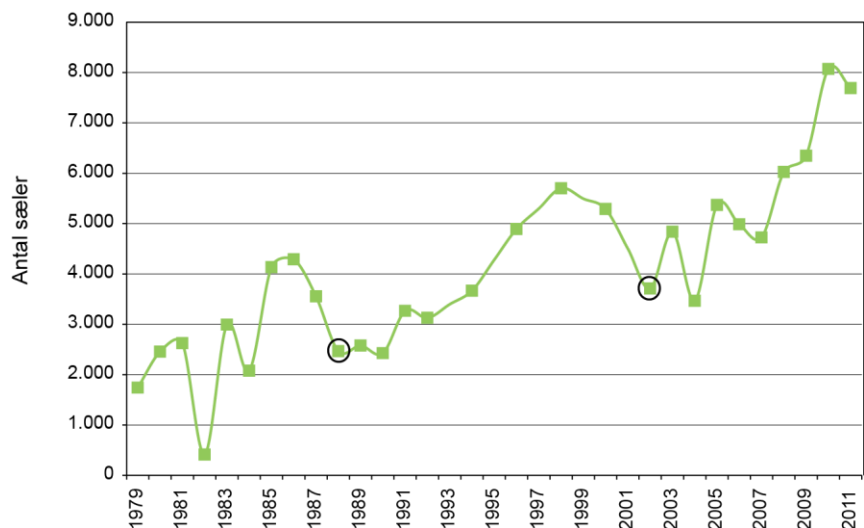
Figur 10.4. Totale antal af spættet sæl i Limfjorden i perioden 1988-2010 – opgjort ud fra tællinger på hvilepladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (43 %). De første tællinger blev gennemført efter epidemien i 1988. Den første optælling efter epidemien i 2002 er markeret med cirkel.



Kattegat

Populationen af spættet sæl i Kattegat deles med Sverige. I den danske del af Kattegat estimeredes antallet i forbindelse med optællingen under fældningen i august 2011 til at være 7.700 spættede sæler (figur 10.5). Siden epidemien i 2002 er bestanden vokset med gennemsnitligt 9 % om året. Den må således anses for endnu at være et stykke fra områdets bæreevne. I Kattegat er der foretaget optællinger af unger i ynglesæsonen fra 2009. I 2009 og 2010 blev optællingen ikke gennemført i området omkring Samsø og Endelave. I de to år blev antallet af unger opgjort til at udgøre hhv. 14 % og 12 % ud af hele bestanden i de talte områder. I 2011 blev populationen opgjort for hele den danske del af Kattegat; her taltes 1.433 unger eller svarende til 21 % af den estimerede bestand. Stigningen i antallet af unger dækker over en fremgang i hele området. Det talte antal unger er et minimumsestimater af årets ungeproduktion, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig. Desuden er der i opgørelsen ikke anvendt korrektionsfaktor for unger i vandet. For at kunne lave fortolkninger angående udvikling i bestandens demografi, og de faktorer der påvirker ungeproduktionen, er der behov for en længere tidsserie.

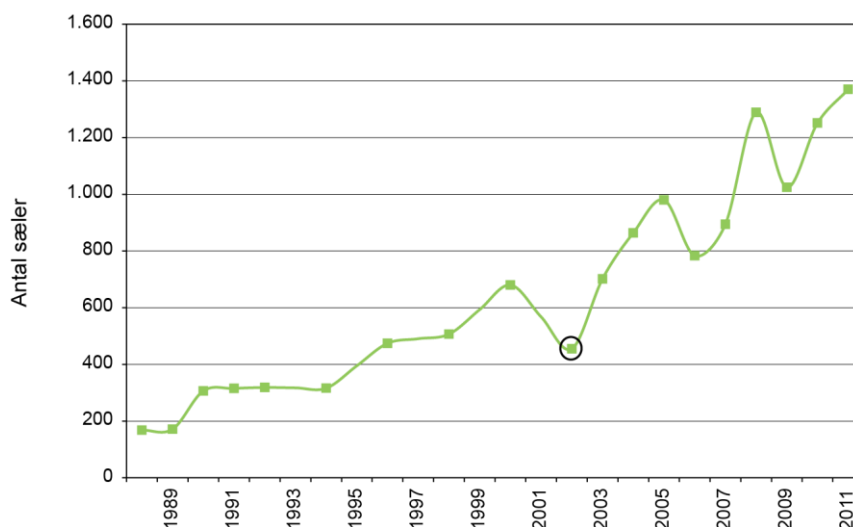
Figur 10.5. Totale antal af spættet sæl i Kattegat i perioden 1979-2011 – opgjort ud fra tællinger på hvilepladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (43 %). Den første optælling efter epidemierne i 1988 og 2002 er markeret med cirkel.



Vestlige Østersø

I den vestlige Østersø forekommer mange mindre kolonier spredt over et stort område. Det betyder, at de enkelte kolonier kan være sårbare over for forandringer såsom forstyrrelser og epidemier, specielt hvis der ikke er nogen fast udveksling af sæler mellem kolonierne. I 2011 blev bestanden estimeret til ca. 1.400 individer (figur 10.6). Efter epidemien i 2002 var estimatet 450 individer, siden har den årlige vækstrate været 11 %, tæt på den maksimale vækstrate for populationer af spættet sæl på 13 % (Härkönen et al. 2002). Samtidig med denne tilvækst har den vestlige Østersø oplevet en kraftig vækst i antallet af gråsæler i de senere år (se herunder). Der har ikke hidtil kunnet konstateres negative effekter på områdets spættede sæler af denne indvandring, men med begge arters fremgang er antallet af sæler i området øget kraftigt i løbet af de sidste ti år.

Figur 10.6. Totale antal af spættet sæl i den vestlige Østersø i perioden 1988-2011 – opgjort ud fra tællinger på hvilepladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (43 %). De første tællinger blev gennemført efter epidemien i 1988. Den første optælling efter epidemien i 2002 er markeret med cirkel.



Gråsæl

Gråsælen er ligesom spættet sæl knyttet til de kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på ubeboede øer samt sandbanker, rev og skær. Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig og udbredt sælart i de danske farvande og ynglede 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 godt 10 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret op til fem årlige fødsler, mens der kun er konstateret spredte yngleforsøg på andre lokaliteter (*Härkönen m.fl. 2007b*). I det østatlantiske område forekommer gråsæl i to adskilte bestande, den ene i Nordsøen omkring Storbritannien og i Vadehavet og den anden i Østersøen. Østersø-bestanden af gråsæl føder unger i februar-marts, mens Nordsø-bestanden føder om efteråret og tidlig vinter (*Härkönen m.fl. 2007b*).

I forbindelse med NOVANA-optællingerne af spættet sæl er gråsælerne også optalt. Gråsælerne opholder sig fortrinsvis på land i yngle- og fældeperioderne (henholdsvis februar-marts og maj-juni i de indre danske farvande og november-januar og marts-april for Vadehavet). I perioden 2007-2010 har Danmarks Miljøundersøgelser forsøgsvis gennemført nogle flyttællinger i gråsælernes yngletid i februar-marts og i fældeperioden i maj-juni. Fra 2011 er dedikerede flyttællinger af gråsæl i yngle- og fældeperioderne implementeret som en fast del af den nationale overvågning. I forbindelse med overvågning af miljøeffekter af vindmølleparken ved Rødsand syd for Lolland er der anvendt fjernstyret og internetbaseret videoovervågning af sælreservatet ved Rødsand (*Edren m.fl. 2010*). Desuden er der foretaget satellitsporing af både spættet sæl og gråsæl ved Rødsand, som har vist, at gråsælerne ved Rødsand er en del af Østersø-bestanden, der deles mellem Finland, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003*).

I den vestlige Østersø er der siden 1999 jævnligt registreret gråsæler i forbindelse med optællingerne af spættet sæl i august, men frem til 2006 altid færre end 20. Fra 2007 til 2010 er der i august registreret mindst 30 gråsæler. I 2011 blev der registreret henholdsvis 10, 18 og 28 gråsæler ved august-tællingerne, der dog ikke omfatter Christiansø, som i de senere år er blevet den vigtigste hvileplads for gråsæler i Danmark. Der er i den vestlige Østersø

udført forsøgsvis optællinger i gråsælernes fældeperiode i slutningen af maj-tidlig juni i 2002-2005, her blev talt fra 0 til 12 individer. Ved flyovervågning i 2009, 2010 og 2011 blev der set hhv. 67, 41 og 67 gråsæler. Først i 2011 blev Christiansø inkluderet, og af de 67 gråsæler blev de 31 registreret her. Ved Christiansø blev der første gang registreret gråsæler i 2001, og frem til 2007 blev der kun set enkelte individer fra land. I 2008 blev der set 8 gråsæler på en gang, i 2010 op til 80 på en gang og i 2011 blev der set 250 gråsæler ved Christiansø den 9. maj fra land.

I Kattegat er der på Anholt kun registreret få gråsæler (altid færre end 10) i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august, som startede i 1976. I 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal, henholdsvis 32 og 68 gråsæler i alt på Læsø og Anholt i august. I 2011, blev der fløjet to gange i starten af juni i Østersø-gråsælernes fældeperiode; her sås dog kun hhv. 9 og 4 individer. Ved flyvningerne i august blev der registreret hhv. 20, 19 og 22 gråsæler. Det er uvist, i hvilken grad gråsælerne i Kattegat kommer fra Nordsø-bestanden eller Østersø-bestanden.

I det danske Vadehav foretages ikke dedikerede optællinger i gråsælernes fælde- og yngleperioder. I forbindelse med optælling af spættet sæl sås i 2006 op til 13, i 2007 op til 19, i 2010 op til 40 gråsæler og i 2011 op til 57 gråsæler.

Gråsælunger

Fra og med 2003 er der årligt observeret levende gråsælunger i februar-marts på Rødsand ved Gedser (*Edrén m.fl. 2010*). I 2011 blev der registreret tre gråsælfødsler – alle på Rødsand. I 2008 blev der for første gang set en levende gråsælunge 8. marts i Kattegat, ved Søndre Rønner, Læsø. Disse observationer viser, at gråsælen nu igen yngler regelmæssigt i Danmark efter ca. hundrede års pause. Ydermere bliver der hvert år set enkelte unge gråsæler langs den jyske vestkyst, som må antages at være strejfere fra Vadehavet eller de britiske øer.

Stigningen i antallet af gråsæler over hele landet i de seneste år må formodes at skyldes et skift i udbredelsen af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen til den sydlige del og et skift nordpå fra Holland og Tyskland i Vadehavet, snarere end reproduktion i Danmark. Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang i takt med den stigende torskebestand i Østersøen eller pladsmangel.

Marsvin

Marsvinet er Danmarks mest almindelige hval og den eneste der med sikkerhed yngler her. Marsvin i de danske farvande – baseret på studier af morfologi, genetisk og satellitmærkninger – opdeles i minimum tre populationer: 1) Østersøen, 2) de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø, og 3) nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen. Marsvin i Nordsøen er muligvis opdelt i flere populationer. Bestanden i Østersøen er erklæret "kritisk truet" af IUCN (International Union for Conservation of Nature). I forvaltningssammenhænge er det vigtigt at administrere hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsatte for forskellige trusler.

Den største trussel mod marsvin menes at være utilsigtet bifangst i fiskegarn. Der findes ingen nyere studier, men i slutningen af 1990'erne druknede op mod 7.000 individer årligt blot i det danske garnfiskeri i Nordsøen (*Vinther & Larsen 2004*). Udover bifangst, kan undervandsstøj, habitatdestruktion,

fødemangel som følge af overfiskning og forurening også have negativ indflydelse på marsvins udbredelse og fitness.

Da marsvin har store udbredelsesområder, der strækker sig ud over grænserne for de udpegede habitatområder, skal overvågningen ikke blot inkludere habitatområderne, men hele marsvinets udbredelsesområde.

I løbet af den 6-årige NOVANA-afrapporteringsperiode udføres følgende:

Skagerrak (tre habitatområder for marsvin) og den sydlige Nordsø (to habitatområder for marsvin) overvåges hvert år fra fly i juli.

I de indre danske farvande overvåges de seks største habitatområder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs, marsvin bruger ekkolokalisering til at orientere sig i vandet og finde føde). Hvert tredje år foretages en akustisk overvågning fra skib, hvor 11 habitatområder gennemsejles, og hver sjette år (næste gang i 2012) foretages en total optælling af bestanden i de indre farvande svarende til de tidligere gennemførte SCANS-surveys.

Flyovervågning

I Skagerrak og Nordsøen gennemføres en årlig optælling i alle fem habitatområder fra fly. Flyet flyver i fastlagte transekter og to observatører optæller alle marsvin på hver sin side af flyet.

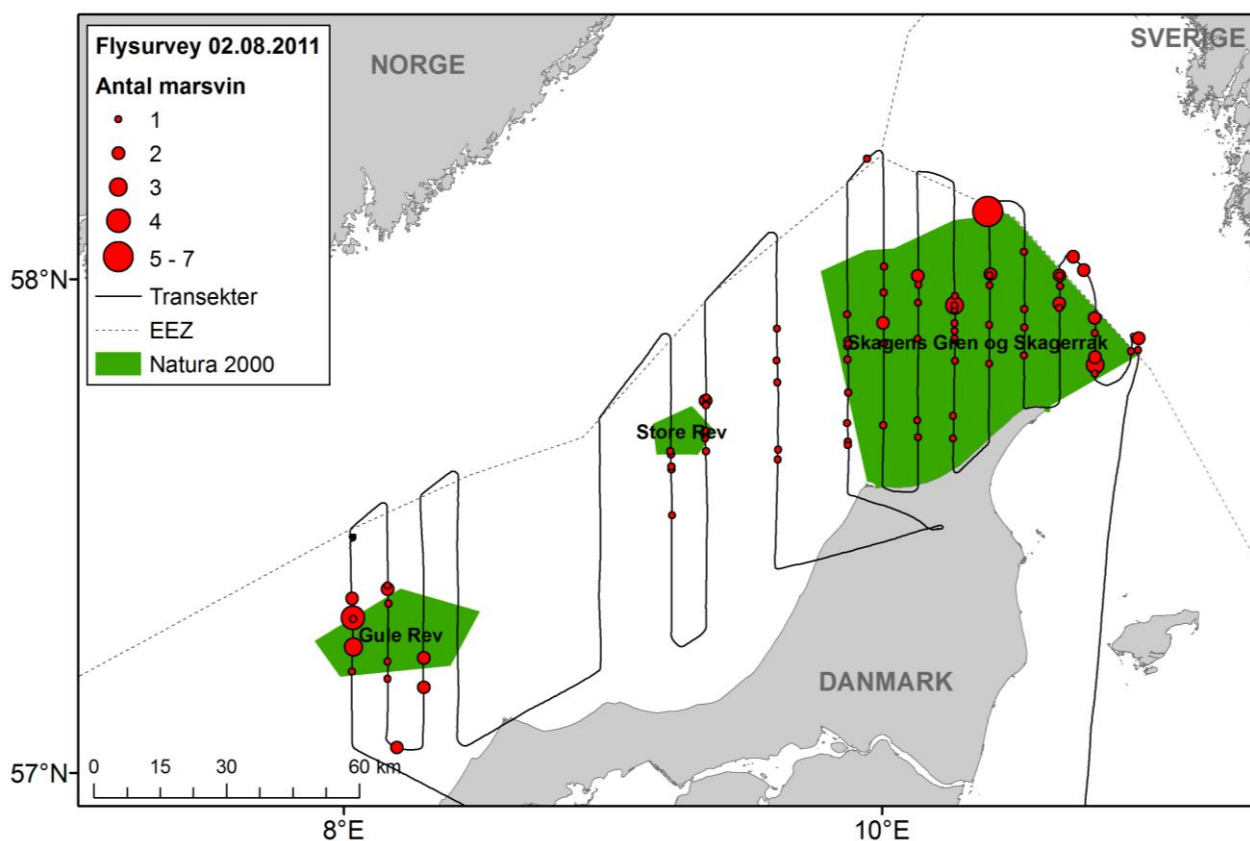
De årlige surveys er planlagt til at blive udført de to første uger i juli, men pga. dårligt vejr i 2011 blev flyovervågningen i Skagerrak først udført 2. august (*figur 10.7*) og i den sydlige Nordsø 27. juli og 1. august (*figur 10.8*).

Flyovervågning udføres fra 600 fods (ca. 200 m) højde ved brug af standardmetoder for linjetransekter og distance-sampling (*Buckland m.fl. 2001*), og observationsprocedure (*Scheidat m.fl. 2008; Gilles m.fl. 2009*).

I Skagerrak blev der observeret i alt 121 individer fordelt på 92 grupper med op til 7 individer i hver gruppe (*figur 10.7; tabel 10.1*). Af de tre Natura 2000-områder var tætheden af marsvin (antal observationer pr. km) klart størst ved "Skagens Gren og Skagerrak" med 4,52 marsvin/km og lavest ved "Store Rev" med 0,07 marsvin/km. Gennemsnitligt observeredes 0,12 marsvin pr. km. Der blev ikke skelnet mellem voksne og kalve. Af *figur 10.7* fremgår det, at observationerne er koncentreret omkring Natura 2000-områderne.

Tabel 10.1. Oversigt over effort og hovedresultater for flyovervågning 2. august 2011 i Skagerrak.

Område	Effort (km)	Antal individer	Antal grupper	Marsvin/km
Gule Rev	58	13	7	0,23
Skagens Gren og Skagerrak	14	64	53	4,52
Store Rev	336	4	4	0,01
Ikke Natura 2000	562	40	28	0,07
Σ 2011	970	121	92	0,12



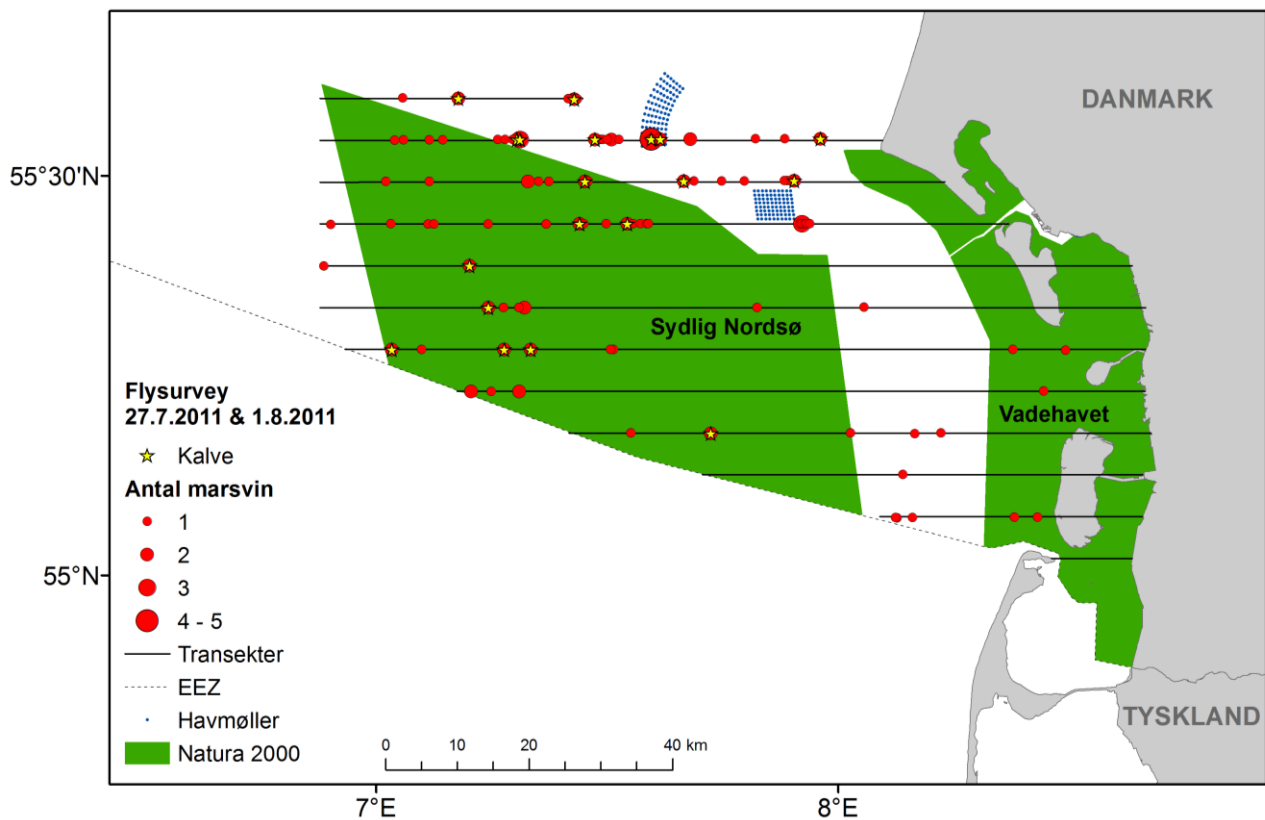
Figur 10.7. Flyovervågning i Skagerrak udført 2. august 2011.

I de to habitatområder "Sydlige Nordsø" og "Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde" blev flyovervågningen gennemført af Institute of Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW), Hamborg (figur 10.8). ITAW foretager hvert år flysurveys i den tyske del af den sydlige Nordsø og ved at udvide denne overvågning til at omfatte den danske Nordsø sikres bedst mulig data sammenlignelighed.

Der blev i alt observeret 128 marsvin fordelt på 97 grupper med op til 5 individer i hver. Den gennemsnitlige tæthed for hele det overvågede område var 0,14 observationer pr. km (tabel 10.2). Den højeste tæthed blev observeret nord for "Sydlig Nordsø" i området omkring Horns Rev og den laveste i "Vadehavet". I alt blev der observeret 42 kalve, og området kan derfor betragtes som yngleområde.

Tabel 10.2. Oversigt over effort, og hovedresultater for flysurvey i den sydlige Nordsø. Antal individer inkluderer kalve.

Område	Effort	Antal grupper	Antal individer	Kalve	Marsvin/km
Sydlig Nordsø	424	45	58	18	0,14
Vadehavet	167	5	5	0	0,03
Ikke Natura 2000	333	47	65	24	0,20
Σ 2011	924	97	128	42	0,14



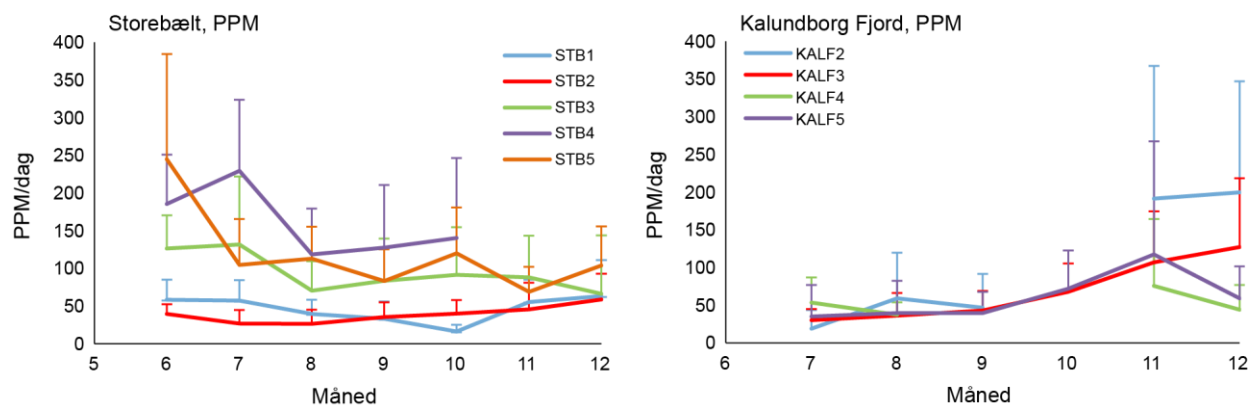
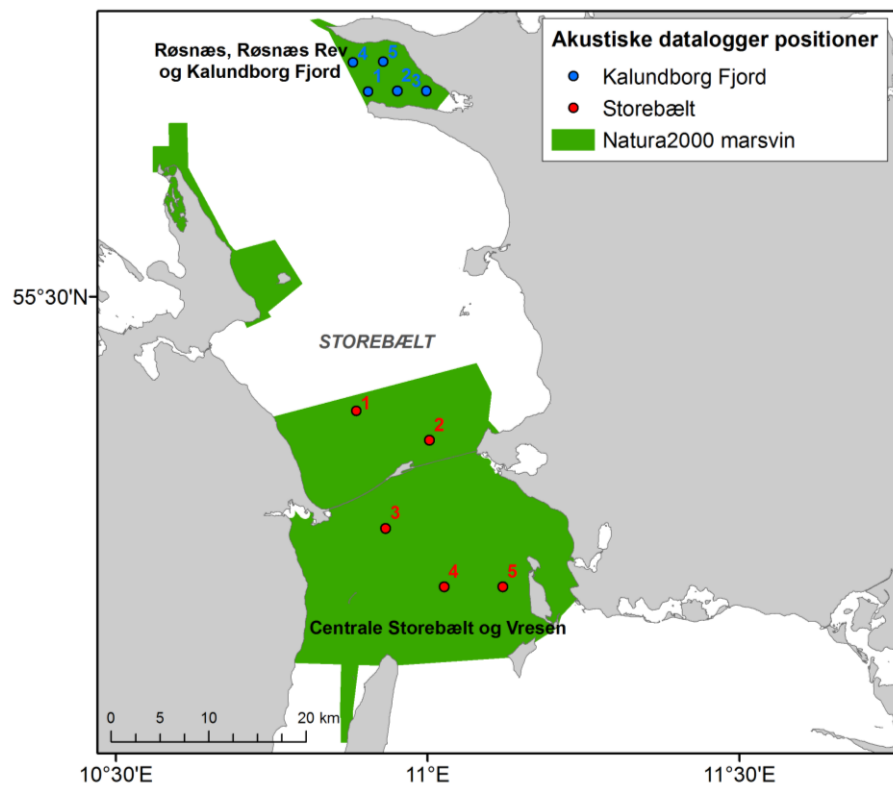
Figur 10.8. Visuelt flysurveys i den sydlige Nordsø udført 27. juli og 1. august 2011.

Passiv akustisk monitorering

Overvågning af marsvin med passiv akustisk monitorering giver et godt billede af marsvins brug af et område over en længere tidsperiode end de fleste andre metoder. I NOVANA-programmet udsættes fem akustiske lytteposter (C-PODs) i hvert af de seks største Natura 2000-områder for marsvin i de indre danske farvande i ét år af gangen hvert tredje år. To habitatområder overvåges pr. år. I juni 2011 blev fem C-PODs udsat i habitatområderne Kalundborg Fjord og Storebælt.

De fem C-PODs er placeret på tilfældigt udvalgte positioner for at give et generelt billede af marsvinetætheden i området (*figur 10.9*). De registrerede marsvinelyde analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (Porpoise Positive Minutes = PPM) pr. dag. Udstyret er placeret på havbunden med et anker og en akustisk udløser og har således ingen overfladebøje. Denne opsætning hindrer påsejling og indfiltrering i ankertov og fiskergarn, men gør udstyret sårbart over for bundtrawling, og flere dataloggere er mistet (position KALF1, KALF2, KALF4, STB4, se *figur 10.10*). For de fleste af disse positioner er udstyret efterfølgende blevet indleveret, hvilket har mindsket datatabet. For én position (KALF1) er udstyret dog ikke returneret, og der er derfor ingen data for denne position trods gentagne udsætninger af lytteudstyr.

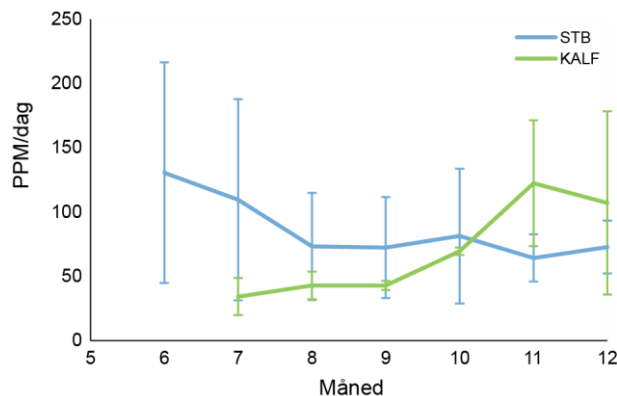
Figur 10.9. Natura 2000-områderne "Centrale Storebælt og Vresen" og "Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord". Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) er vist.



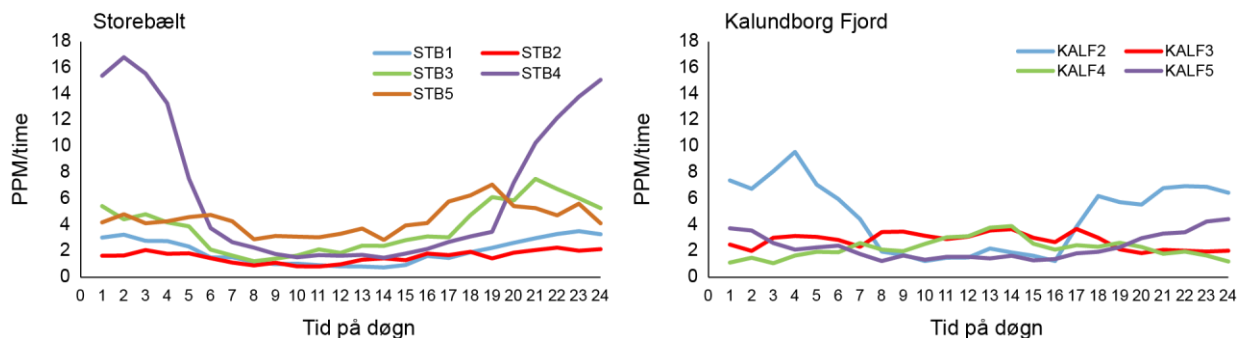
Figur 10.10. Gennemsnit af marsvinepositive minutter (PPM) pr. dag for hver af de fem akustiske dataloggere (C-PODs) fordelt på måneder i hhv. Storebælt (STB) og Kalundborg Fjord (KALF).

Gennemsnitligt PPM/dag pr. måned varierer mellem positioner og måneder (Storebælt: 16-244, Kalundborg Fjord: 18-199). Overordnet set er der ikke stor forskel på Kalundborg Fjord og Storebælt, men der er dog en klar årstidsvariation med flest marsvin i Storebælt om sommeren (juni-september) og flest marsvin i Kalundborg Fjord om vinteren (november-december, *figur 10.11*).

Figur 10.11. Gennemsnit af marsvinepositive minutter (PPM) pr. dag fordelt på måneder i hhv. Storebælt (STB) og Kalundborg Fjord (KALF). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse.



På visse stationer varierede udbredelsen af marsvinedetektioner over døgnet med flest detektioner om natten og færrest om dagen (*figur 10.12*). Det gjorde sig især gældende på position STB4 i Storebælt og KALF2 i Kalundborg Fjord. Formodentligt skyldes denne variation, at marsvin følger byttearters døgnvariation i udbredelse.



Figur 10.12. Variation i marsvinepositive minutter (PPM) over døgnet i hhv. Storebælt (STB) og Kalundborg Fjord (KALF).

Akustisk overvågning fra skib

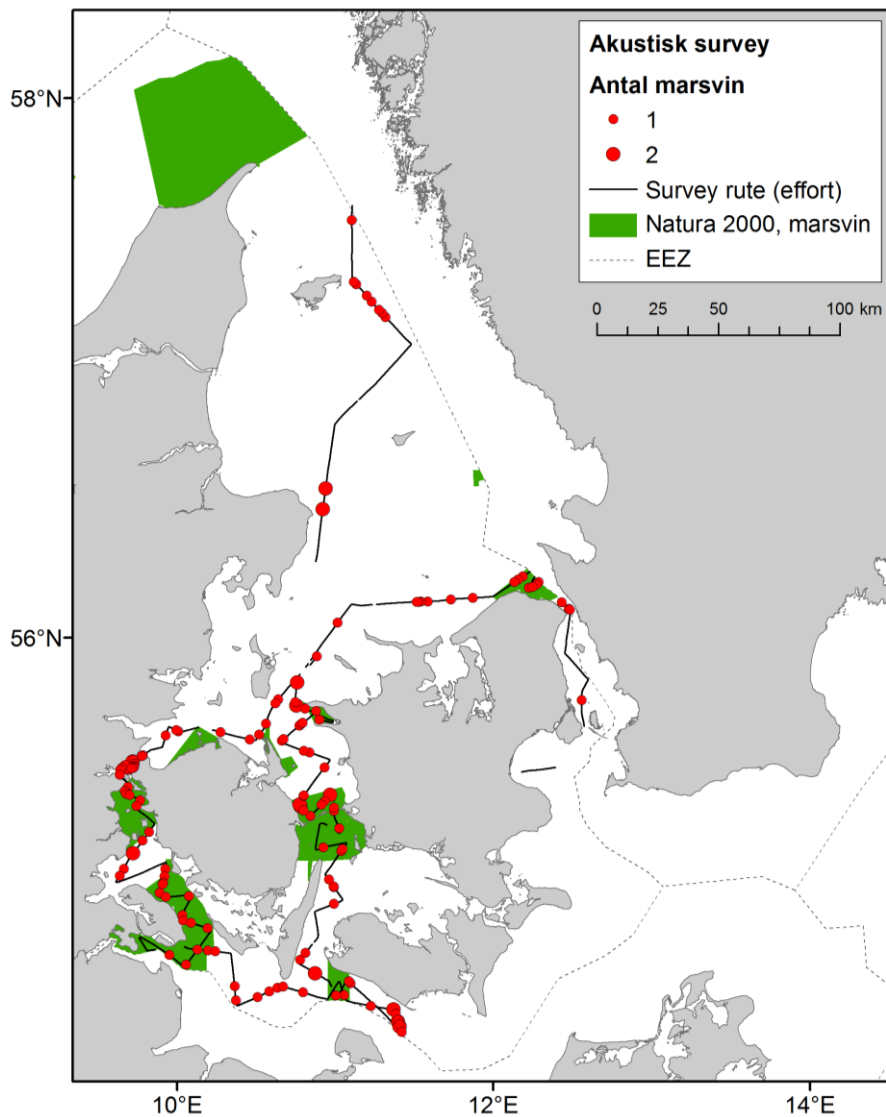
Som en del af NOVANA-overvågningen udføres akustiske skibstogter i de indre danske farvande med tre års mellemrum. Under togterne slæbes et hydrofonkabel med to hydrofoner 200 m efter skibet, der sejler ind og ud af habitatområderne for marsvin i fastlagte transekter. Hydrofonerne registrerer og optager ekkolokaliseringslyde fra marsvin og giver dermed et relativt tæthedsestimat i og uden for habitatområderne. På baggrund af disse akustiske togter kan habitatområdernes relative betydning indbyrdes og i forhold til tilstødende vandområder vurderes. Metoden er anvendt af DMU både i de to store SCANS-surveys (1994 og 2005) og i forbindelse med udpegning af habitatområderne i 2007 (*Sveegaard m.fl. 2011 b*).

Den akustiske overvågning blev udført med det svenske universitets skib, RV Skagerak, 12.-18. august 2011 (*figur 10.13*). Samlet tilbagelagt strækning var 1.039 km fordelt på 290 km i Natura 2000-områder og 749 km udenfor (*tabel 10.3*). Gennemsnitligt var tætheden højere i Natura 2000-områder end udenfor, og især i Storebælt, det nordlige Øresund (Gilleleje Flak og Tragten) og i Lillebælt var tætheden en del højere end gennemsnittet. Dette stemmer fint overens med, at der i disse områder flere gange er observeret høj sommertæthed af marsvin (*Teilmann m.fl. 2008; Sveegaard m.fl. 2011a, Sveegaard m.fl. 2011b*). Kalundborg Fjord derimod har højest marsvinetæthed om vinteren (bl.a. vist med de akustiske C-PODs optagelser ovenfor), og den relativt

lave tæthed observeret ved akustiske overvågning om sommeren er derfor forventet.

At tætheden uden for Natura 2000-områderne er fortrinsvis høj, skyldes hovedsageligt mange marsvinedetektioner i tragten i Lillebælt og i det østlige Femer Bælt, der ligeledes er kendt som vigtige områder for marsvin.

Figur 10.13. Akustisk togt i de indre danske farvande udført i august 2011. Røde cirkler indikerer marsvinedetektioner.



Tabel 10.3. Oversigt over effort, antal marsvinedetektioner og antal marsvin pr. km for den akustiske overvågning i de indre danske farvande, august 2011. Resultaterne er summeret for de otte Natura 2000-områder for marsvin og i farvandene uden for disse områder.

Områder	Effort (km)	Antal detektioner	Detektioner/km
Centrale Storebælt og Vresen	64	16	0,25
Femer Bælt	36	3	0,08
Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als	104	13	0,13
Gilleleje Flak og Tragten	29	7	0,24
Lillebælt	30	6	0,20
Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord	27	2	0,07
Σ Natura 2000	290	47	0,16
Ikke Natura 2000	749	102	0,14

Sammenfatning

- Fra 1976 til 2010 har overvågningen af marine pattedyr i danske farvande haft fokus på spættet sæl. Fra 2011 er både gråsæl og marsvin en integreret del af NOVANA.
- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til 15.500 dyr i 2011 som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud.
- Spættet sæl er opdelt i fire populationer: Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø med vækstrate siden epidemien i 2002 på henholdsvis 10 %, 0 %, 9 % og 11 %.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år med op til 68 gråsæler i Kattegat i 2008, og i 2011 op til 57 gråsæler i Vadehavet og 250 gråsæler i den danske del af Østersøen.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- I overvågning af marsvin benyttedes flere metoder: de fem Natura 2000-områder i Nordsøen og Skagerrak blev overvåget med årlige flyvninger, og de elleve områder i de indre danske farvande blev overvåget med passiv akustisk monitorering og et akustisk skibstogt.
- I både Nordsøen og Skagerrak blev marsvin observeret i alle Natura 2000-områder, dog havde området "Skagens Gren" langt højere marsvine-tæthed end de andre fire områder.
- Storebælt og Kalundborg Fjord blev overvåget med passiv akustisk monitorering (C-PODs). Resultaterne viste, at marsvin er til stede året rundt, men at tætheden er højest i Storebælt om sommeren og højest i Kalundborg Fjord om vinteren. Flere positioner viste en klar døgnvariation med flest detektioner om natten og færrest i dagtimerne.

11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Martin M. Larsen & Jakob Strand

Det nationale overvågningsprogram (NOVANA) omfatter analyser for tilstedeværelsen af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg) i det marine miljø. De miljøfremmede stoffer, som indgår i NOVANA er organotin, PAH'er, PCB'er, bromerede flammehæmmere, dioxin/furaner og perfluorerede forbindelser, alle udvalgt på baggrund af en viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse forbindelser kan påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde nedsætte deres overlevelse. En del af stofferne er også sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter. Analyserne udføres årligt i sediment og biota (blåmusling, sandmusling, skrubbe og ålekvalbe), men ikke alle stoffer måles på alle stationer og i alle organismer.

I tillæg til de kemiske målinger undersøges der også ved udvalgte stationer for forskellige biologiske indikatorer for at vurdere, om miljøfarlige stoffer udgør en risiko for dyrelivet i vore farvande. I NOVANA-programmet for 2011 er blåmuslinger, havsnegle og ålekvalbe undersøgt ved brug af biomarkører for at identificere tidlige tegn på skadelige effekter i individer. De tidlige tegn på effekter har dog ikke nødvendigvis betydning på populationsniveau. Biomarkørerne anvendes som indikatorer for de rumlige og tidslige variationer i påvirkninger af både specifikke stofgrupper og blandinger af miljøfarlige stoffer. For eksempel betragtes PAH-metabolitter i galde sammen med CYP1A enzymaktivitet i fisk som en markør for effekter af bl.a. PAH og dioxinlignende stoffer, men effekterne er dog umiddelbart ikke lige så stofspecifikke som TBT-effekter i form af imposex og intersex i havsnegle. Til gengæld anses biomarkørerne lysosomal membranstabilitet i muslinger og forekomsten af fejludviklet fiskeyngel som værende mere generelle stressmarkører for den samlede påvirkning af de forskellige typer af miljøfarlige stoffer, der findes i havmiljøet. Afhængig af typen af biomarkør ses effekterne med forskellig forsinkelse i forhold til det reelle tidspunkt for påvirkning. Derfor kan man heller ikke forvente, at alle effekttyper viser samme påvirkningsgrad for alle områder.

I denne rapport er sedimentanalyserne ikke behandlet.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrunds niveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i lever. Hverken Cd, Hg eller Pb har nogen kendt nyttevirkning i organismer. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning. Muslinger anvendes som generel indikator for belastningen af miljøfarlige stoffer som fx tungmetaller i havmiljøet, da de 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 velegnede som indikatorer, da de er stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer (se nedenfor). Udover muslinger analyseres der i skrubbe som repræsentant for et højere

trofisk niveau (noget der ikke bare spiser alger), så man kan se, om der sker en opkoncentrering igennem fødekæden. Da der analyseres i leveren for PCB og metaller, kan man ikke umiddelbart bruge NOVANA-data til at udtale sig om kvaliteten af muslinger og skrubbe som menneskeføde (bortset fra kviksølv, der måles i musklen). Tidstrendanalyser giver dog bedre resultater ved leverprøver, da koncentrationen af PCB'er er højere i leveren pga. et højere fedtindhold end i musklen. Ålekvabbe og fladfisk som skrubbe er gode områdespecifikke monitoringsorganismer, fordi de er meget stationære i forhold til fritsvømmende fisk som torsk og sild.

Baggrund for analyser af organiske parametre

I muslinger og sediment analyseres for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) og tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og oliespild.

I skrubber og ålekvabber blev der analyseret for de forbudte organoklorforbindelser (PCB) samt de klorerede pesticider (DDT), HCH, HCB og chlordan (trans-nonachlor). Herudover blev der analyseret for bromerede flammehæmmere (PBDE), dioxiner, furaner og coplanare PCB'er og perfluorerede stoffer (PFAS'er), som er tilføjet efter en screening påviste dem i fisk.

NOVANA-programmet for 2011

I forbindelse med overgangen til en ny programperiode er der sket en justering af parametre og matricer, som analyseres i NOVANA.

For muslinger er bromerede flammehæmmere (PBDE) og polychlorerede biphenyler (PCB) generelt taget ud af programmet pga. mange resultater tæt på/under detektionsgrænsen, således at der nu overvåges metaller, TBT og PAH på muslingestationerne. På en enkelt station er der dog også analyseret PCB af hensyn til skaldyrsdirektivet (EU 2006), som kræver overvågning af organohalogener. Metalanalyserne er endvidere udvidet med sølv (Ag), som også indgår i skaldyrsdirektivet.

Måling af PCB foretages nu i stedet i skrubber og ålekvabbe. I puljede prøver af skrubber og ålekvabbe måles metaller, PBDE, PFAS og dioxinlignende stoffer og desuden TBT for ålekvabber. Der analyseres fortrinsvis i hanner af ålekvabbe, men på to stationer var der ikke tilstrækkeligt prøvemateriale af hanner, hvorfor nogle af parametrene er målt i puljede prøver af hunner i stedet for. Resultaterne for ålekvabber diskuteres nedenfor sammen med målinger af biologiske effekter i ålekvabbeyngel.

For sediment vil der i den nye programperiode (2011-2015) blive analyseret prøver hvert år efter et roterende princip, så der i løbet af programperioden vil blive analyseret et antal stationer, svarende til antallet af analyser i det forrige overvågningsprogram (NOVANA-2004-2010), hvor alle sedimentprøverne blev analyseret et år i programperioden.

Vurdering af målte koncentrationer

Til at vurdere metallers betydning for miljøtilstanden anvendes fortsat det vejledende norske klassificeringssystem, udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997), som har været anvendt i hele NOVA/NOVANA-perioden. SFT-systemet er baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en fem-delt klassificering af forureningsgraden for metaller i muslinger (tabel 11.1). Der er anvendt SFT-vurderingskriterier til den nationale vurdering af tungmetaller i muslinger, hvorimod OSPARs kriterier er anvendt for sediment.

Tabel 11.1. SFT-klassificeringssystem fra 1997. Sammenhæng mellem tilstandsklasse, miljøtilstand og forureningsgrad.

Klasse	I	II	III	IV	V
Tilstandsbeskrivelse	Meget god Ubetydelig/ lidt forurenat	God Moderat forurenat	Mindre god Markant forurenat	Dårlig Stærkt forurenat	Meget dårlig Meget stærkt forurenat

Der er i Oslo-Paris konventionen (OSPAR) i efteråret 2008 udviklet et sæt vurderingskriterier, som er anvendt i forbindelse med kvalitetsstatusrapporten (OSPAR 2010) for Nordsøen. OSPAR vedtog i 1995 en generationsmålsætning om, at alle miljøfarlige stoffer skal være tæt på eller ved baggrundskoncentrationer i 2020. Dette kontrolleres over for et baggrundsvurderingskriterium (BAC). Et andet kriterium er, at der ikke må være skade på miljøet, hvilket kontrolleres ud fra et økotoxikologisk vurderingskriterium (EAC), eller i mangel af dette, de amerikanske lav-effekt områder (US-EPA ERL) og EU's krav til maksimalt indhold i fødevarer. Det skal bemærkes, at det sidste kriterium er sat i forhold til toppen af fødekæden (mennesker), hvorimod EAC- og ERL-værdier er baseret på de mest følsomme organismer, og derfor generelt er for lavere niveauer i fødekæden.

I forhold til Hg har EU i 2008 desuden fastsat et nyt miljøkvalitetskrav på 20 $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt (EU 2008). Det er et niveau, der stort set svarer til BAC for metaller i muslinger, men er væsentligt over BAC i fiskemuskel og -lever. Kriteriet skal overvåges i de mest velegnede indikatorer blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota.

Koncentrationen af organiske miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk vurderes i denne rapport primært i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EACs), udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OSPAR 1998). Disse er blevet videreudviklet, og det nye sæt kriterier er anvendt i forbindelse med OSPARs QSR. Analogt til metaller er der også udviklet kriterier til at vurdere, om de enkelte stoffer er tæt på baggrundsværdien (BAC), som for de fleste organiske forbindelser pr. definition er 0, dog undtaget PAH'erne, der kan frigives via skovbrande og vulkansk aktivitet. Enkelte stoffer vurderes efter SFT-klasserne, da der endnu ikke er udarbejdet EAC-kriterier. Nordisk Ministerråd har udgivet en rapport, der beskriver de vurderingskriterier, der anvendes for Cd, TBT og PCB'er (Strand m.fl. 2008), og hvor resultater af deres anvendelse er illustreret. EAC-værdien er fastlagt således, at hvis koncentrationen overstiger denne værdi, er der en risiko for, at påvirkede arter kan opleve uacceptable ændringer. Hvis koncentrationen ligger i intervallet mellem BAC og EAC, forventes ikke uacceptable ændringer, og hvis værdien er under BAC, vurderes koncentrationen at være tæt på baggrund (OSPARs generationsmål). Endelig har EU i 2008 vedtaget et direktiv, der sætter grænser for hexachlorobenzen (HCB) på 10 $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt og hexachlorbutadien (HCBd) på 55 $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt for den mest velegnede indikator blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota. HCBd er dog kun målt i sediment.

Oversigt over kriterier:

- Baggrundsniveau (BAC, Background Assessment Criteria)
- Miljøkvalitetskrav for biota (EQS, Environmental Quality Standards)
- Økotoxikologisk baserede miljøvurderingsgrænser (EAC, Ecotoxicological Assessment Criteria)
- EU grænseværdier for fødevarer
- Norsk klassificeringssystem (SFT, Statens Forurensningstilsyn)

Metaller, TBT og PAH i muslinger

For metallerne kan baggrunds niveauerne (BAC) og EU's fødevarekriterier anvendes til at vurdere koncentrationerne i muslinger. For kviksølv er der desuden fastsat et miljøkvalitetskrav (EQS) på 20 µg kg⁻¹ vådvægt i skaldyr og fisk. Ingen af kviksølvmålingerne lå under BAC, men 80 % var under EQS, og de højeste værdier var ca. tre gange over EQS i Vadehavet (Juvre Dyb, Rømø) og Øresund (Vedbæk). Ingen koncentrationer af metaller var over EU's fødevarekriterier. For Cd og Pb var koncentrationerne i henholdsvis ca. 1/3 og ca. 2/3 af prøverne under BAC (tabel 11.2). Anvendes de norske vurderingskriterier (SFT), er det kun koncentrationen af kobber i Ringkøbing Fjords sandmuslinger, som når op i klassen "dårlig" (tabel 11.3).

TBT er i 20 % af tilfældene under BAC (eller < detektionsgrænsen), men 50 % er over EAC. Dette er dog et stort fremskridt fra tidligere år, og i de 13 tidstrends, der indgår i OSPARs analyse for Nordsøen frem til 2010, er 4 nedadgående.

Tabel 11.2. Vurdering af koncentrationen af metaller i muslinger efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterier, baggrundsvurderingskriteriet (BAC) og EU's fødevareindholds krav.

Metal	Hg	Cd	Pb
BAC (mg kg ⁻¹ tørstof)	0,09	0,96	1,3
% under BAC	0 %	28 %	68 %
Krav (mg kg ⁻¹ vådvægt)	0,5	1,0	1,5
% under EU fødevare	100 %	100 %	100 %
Over EU fødevare	0 %	0 %	0 %

Tabel 11.3. Andel af metalindhold i muslinger i de fire første kvalitetsklasser efter SFT (2007).

Tilstand	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb
Meget god	97%	60 %	92 %	78 %	89 %	96 %
God	3 %	37 %	8 %	22 %	8 %	4 %
Mindre god	0 %	3 %	0 %	0 %	3 %	0 %
Dårlig	0 %	3 %	0 %	0 %	0 %	0 %

PAH'erne er alle under EAC fra QSR 2010, hvor denne er defineret, og generelt under BAC (tabel 11.4).

Tabel 11.4. Vurdering af PAH'er i forhold til OSPARs 2010-vurderinger (OSPAR 2009a og b).

PAH	Maks. konc. µg kg ⁻¹	% < BAC*	% < EAC*	% > EAC
Naphthalen	5,9	i.d.	100	0
Phenanthren	17	98	100	0
Anthracen	3,3	i.d.	100	0
Fluoranthen	27	98	100	0
Pyren	28	98	100	0
Benz(a)anthracen	19	91	100	0
Chrysen/triphenylen	23	98	i.d.	
Benz(a)pyren	18	87	100	0
Indeno(123cd)pyren	14	98	100	0
Benz(ghi)perylene	13	94	i.d.	
TBT		20	50	50

i.d. = ikke defineret i OSPAR 2011 status.

Metaller og organochloriner i skrubber

Ud af de 16 prøver af kviksølv i skrubbefilet var kun to under miljøkvalitetskravet (EQS), men alle var under EU's fødevarekriterium (tabel 11.5). Generelt var koncentrationen i filet ca. dobbelt så høj som i lever.

For PCB'er og chlorerede pesticider er den økotoksikologiske miljøvurderingsgrænse (EAC) på $24 \mu\text{g kg}^{-1}$ lipid. Denne grænse var overskredet for den dioxinlignende PCB-forbindelse CB118 i halvdelen af de undersøgte skrubber, i 25 % af tilfældene for HCB, og for en enkelt prøve for CB138. For CB118 var den største overskridelse af EAC en faktor 5, for HCB en faktor fire, mens CB138 kun lige var over EAC. Til gengæld var stort set alle værdier over baggrundsniveauet (BAC), hvilket også er årsagen til, at der fra 2011 fokuseres på fisk i stedet for muslinger, da ca. $\frac{1}{4}$ af resultaterne for fisk typisk var under detektionsgrænserne.

Tabel 11.5. Metalindholdet i skrubbelever (og muskel) i mg kg^{-1} tørstof (muskel dog også angivet efter omregning til vådvægt, VV). I de fleste tilfælde er der analyseret på en samleprøve, men for Nivå Bugt (S31) er 10 individer og middel $\pm$ std.afvigelse angivet, da det er en gammel tidstrendstation, hvor det forudgående NOVANA-program er gennemført. For Hvide Sande er ligeledes 10 muskelprøver analyseret (men kun en samleprøve for lever).

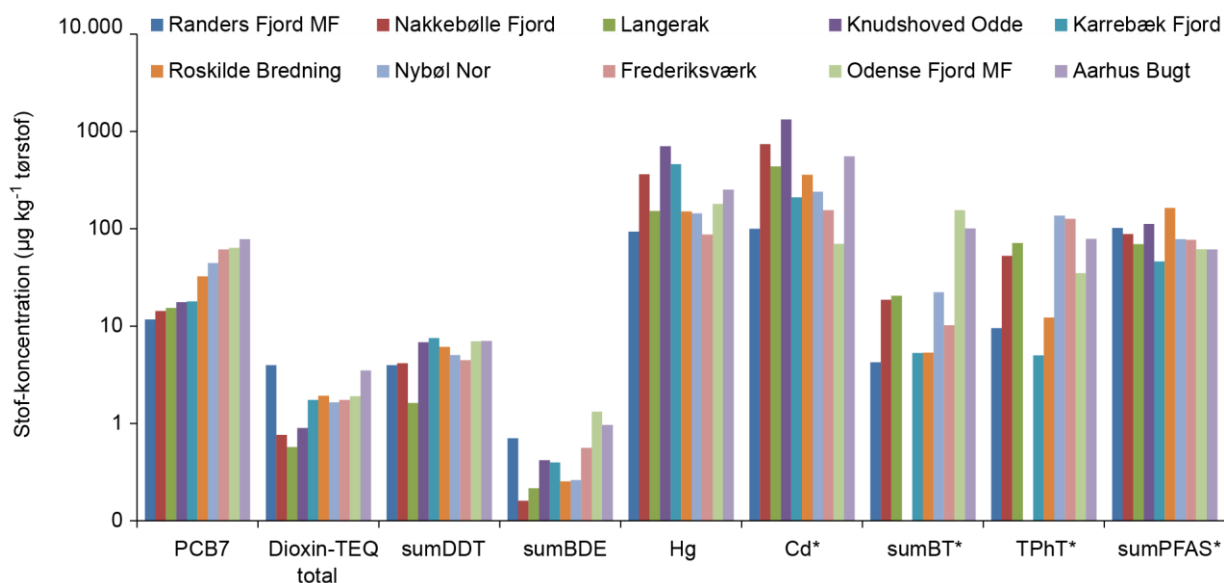
	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Hg	Hg muskel	Hg muskel VV
Ho Bugt	0,13	91	36	0,3	0,4	0,092	0,148	0,033
Hvide Sande	0,20	103	51	<0,1	1,1	0,28	$0,89 \pm 0,45$	0,188
Storebælt	0,34	91	25	0,1	0,2	0,077	0,163	0,035
Nivå Bugt (S31)	$0,38 \pm 0,22$	134 ± 42	44 ± 21	<0,2	<0,2	$0,18 \pm 0,08$	$0,50 \pm 0,11$	0,140
Nivå Bugt	0,53	154	57	0,9	0,5	0,63	0,313	0,063
Hjelm Bugt	0,60	135	54	0,2	0,3	0,056	0,167	0,036

Data fra det danske overvågningsprogram ligger til grund for en videnskabelig artikel (*Vorkamp m.fl. 2012*), hvor der er set på, hvordan mønstret af chlorerede forbindelser varierer mellem Østersøen, Øresund, Storebælt, Nordsøen og Vadehavet. Der var kraftig korrelation mellem PCB'er og chlorerede pesticider (PCB-DDT, PCB-HCB og DDT-HCB) og lidt mindre korrelation mellem de chlorerede pesticider b-HCH, DDT og HCB. Dette til trods kunne en statistisk lineær model (principal komponentanalyse, PCA) baseret på 16 chlorerede forbindelser i 94 skrubber fra 2004-2006 identificere det geografiske ophav for 45 ud af 50 skrubber fra 2003. Det betyder, at selv inden for et lille område som de indre danske farvande og Nordsøen er der nok forskel på forureningsmønstrene fra chlorerede forbindelser til, at man kan skelne mellem de fem områder. De fem misklassifikationer var i øvrigt forståelige i betragtning af, at det omhandlede en skrubbe fra Vadehavet, der blev vurderet til at stamme fra Nordsøen, og fire prøver fra Øresund (Vedbæk), der lignede signalet fra Østersø-prøverne. Der er ikke genetisk forskel mellem fisk fra stationerne i de indre danske farvande og Østersøen eller mellem Vadehavet og Nordsøen, men det er der mellem Nordsøen og de indre danske farvande. Modellens forudsigelser må derfor tilskrives forskelle i belastningen, evt. kombineret med forskelligt fødevalg/opløst koncentrationsniveau fx på baggrund af de store salinitetsgradienter imellem de fem områder. PCA-analyserne viste, at især CB187, ppDDE, CB153/CB138 og CB118 var drivkræfterne bag mønstrene, selvom alle PCB'er på nær HCH var korreleret. Der arbejdes på en opfølgning, hvor de seneste års resultater vil blive inddraget, og det vil blive undersøgt, om de generelt faldende koncentrationer af PCB i OSPAR- og HELCOM-området (OSPAR 2010, HELCOM 2010b) også påvirker mønstrene af forureningen.

Miljøfarlige stoffer i ålekvalbe

Ud over undersøgelserne af skrubber indgik der i 2011 for første gang i NOVANA-programmet også undersøgelser af forskellige miljøfarlige stoffer i ålekvalbe indsamlet ved 10 kystnære stationer. Målinger af en række forskellige miljøfarlige stoffer i muskel eller lever fra ålekvalbe viste betydelige områdemæssige forskelle i belastningsgrad og sammensætning af stofferne (figur 11.1). Aarhus Bugt og Odense Fjord havde de generelt højeste niveauer for PCB7, sumDDT, bromerede flammehæmmere (sumBDE) og butyltinforbindelser (sumBT). Randers Fjord og Aarhus Bugt var mest belastet med dioxinlignende stoffer (angivet ved tox.-ækvivalenter WHO-TEQ-værdi), Karrebæk Fjord mest med kviksølv (Hg), Knudshoved Odde mest med cadmiun (Cd), Roskilde Fjord havde flest perfluorerede stoffer (sumPFAS) og Nybøl Nor og ålekvalber fra Frederiksværk havde de højeste niveauer af triphenyltin (TPhT).

Ca. 2/3 af de analyserede prøver af muskel og lever havde et indhold af Hg på over EU's miljøkvalitetskrav (EQS) på $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt men under EU's fødevarekrav, og ligeledes var dioxin (WHO-TEQ) under EU's fødevarekrav. For de klorerede stoffer overskred koncentrationen af PCB-forbindelsen CB118 OSPARs EAC-værdi på $24 \mu\text{g kg}^{-1}$ fedt i samtlige muskelprøver. Derimod var niveauet af Cd og TBT under OSPARs miljøkvalitetskriterier for biota, mens der endnu mangler miljøkvalitetskriterier for at kunne vurdere niveauet af PFAS, TPhT og bromerede flammehæmmere.



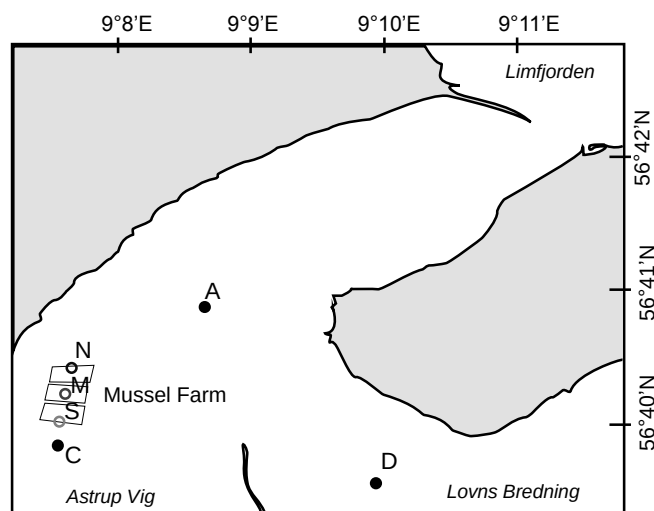
Figur 11.1. Målinger af en række forskellige miljøfarlige stoffer i muskel eller lever fra ålekvalbe på 10 undersøgte kystnære stationer – målinger i lever er angivet med *.

Metaller i havvand: Skive Bugt

Der har i 2010/11 været udført et demonstrationsprojekt (MUMIHUS - projektet finansieres af Det Strategiske Forskningsråd - Sundhed, Fødevarer og Velfærd, bevillingsnr. 09-066983) i Skive Fjord, som har set på muligheden for at anvende muslinger som et værktøj til at fjerne N og P (www.skaldyr-center.dk/muslinger-som-virkemiddel-mumihus/; figur 11.2). I forbindelse med projektet blev der også målt tungmetaller (Ni, Cd, Pb) i både dyrkede muslinger og vandfasen. Disse resultater kan anvendes til at se på årstidsvariationer og koncentrationsniveauer i vandfasen efter retningslinjerne i vand-

rammedirektivet. Resultaterne vil blive publiceret senere, men aggregerede data for vandprøverne er vist i *tabel 11.6*. For Ni og Pb er koncentrationerne i middel lidt forhøjede i forhold til OSPARs baggrundskoncentrationer for Nordsøen, hvilket er acceptabelt i et fjordsystem. I ingen tilfælde var den maksimale koncentration over AA-EQS for marint vand (Annual Average – årlige gennemsnits miljøvurderingskriterier for at undgå kronisk toksisk respons), og den lå en faktor 10-30 under MAC-EQS værdierne (Maximum Acceptable Concentration - maksimalværdi i enkeltprøver for at undgå akut toksisk respons).

Figur 11.2. MUMIHUS-stationer. Fyldte cirkler er referencestationerne i hhv. Astrup Vig (C), Lovns Bredning (D) og nord for muslingeplatformen (A).



Tabel 11.6. Resultater fra tre referencestationer i Skive Fjord (n = 21, 9 (A) + 7 (C) + 5 (D)) sammenlignet med årlig gennemsnitskrav (AA-EQS) og maksimum tilladt udledning (MAC-EQS).

Metal	Ni	Cd	Pb
Middel $\mu\text{g l}^{-1}$	0,52	0,022	0,064
Maks. $\mu\text{g l}^{-1}$	0,65	0,041	0,363
OSPAR BR/C	0,12-0,26	0,004-0,025	0,005-0,02
AA-EQS marint	20	0,2	7,2
MAC-EQS	i.f.	0,45-1,5	i.f.

i.f. = ikke fastlagt.

Tidstrend for Langerak

I OSPAR-regi er der lavet tidstrendsanalyser på udvalgte muslingeprøver i Limfjorden, og specielt for Langerak er der generelt tale om faldende tendenser for alle stofgrupper med en signifikant tendens for TBT, Hg, Zn, 6 af 11 PAH'er¹ og 5 af 9 PCB'er² (*figur 11.3, 11.4 og 11.5*). OSPARs resultater er offentligt tilgængelige på <http://dome.ices.dk/osparmime/main.html>, og en gennemgang af udvalgte data kan findes i OSPARs statusrapport med data til og med 2010 (OSPAR 2010).

¹ Ingen trend for fluoranthen, benzo[a]anthrazen, chrysen/triphenylen, benzo[ghi]perylen, indeno[123-cd]perylen.

² Ingen trend for CB180, CB156, CB105, CB28.

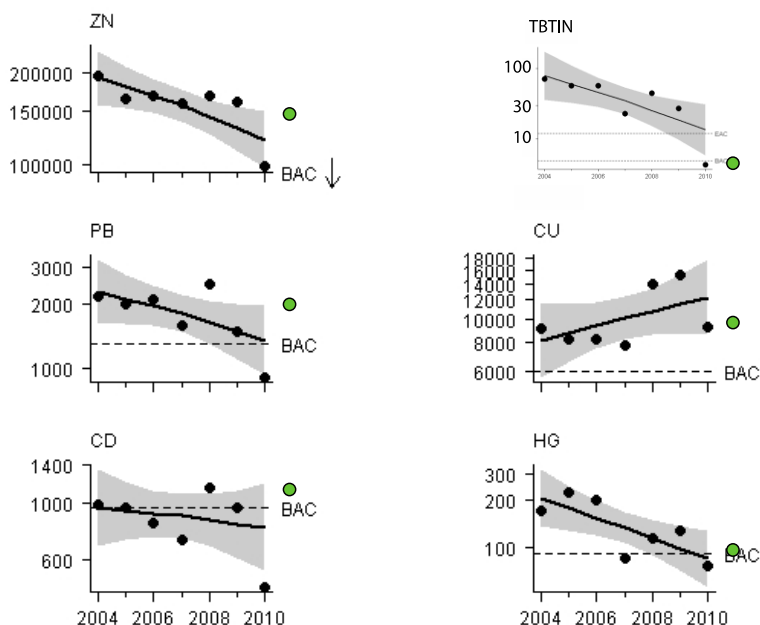
Tidstrendanalyserne fra OSPAR er suppleret med NOVANA-resultaterne fra 2011 for metaller, TBT og PAH, mens der som omtalt ikke blev analyseret for PCB i muslinger i 2011. Resultaterne fra 2010 er for metallerne generelt lave (*figur 11.3*), men det er ikke udtryk for en stabil situation, da værdierne var øget igen i 2011. Bemærk, at det er den øverste del af det grå usikkerhedsinterval, der anvendes til at sammenholde med EAC/BAC i OSPARs vurdering (forsigtighedsprincippet).

For PAH'erne ses også generelt en faldende tendens (*figur 11.4*), som dog i mange tilfælde ser ud til at blive brudt i 2011 (grønne prikker). I mange tilfælde ser 2010-værdien ud til at have været noget lavere end forventet ud fra tidligere år (PA, BAA).

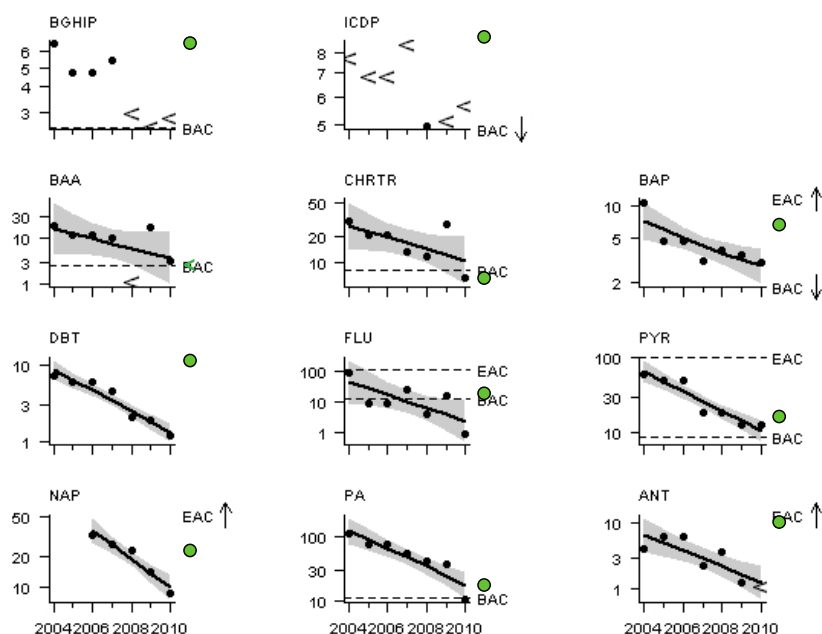
PCB'erne bliver ikke analyseret længere, så udviklingen frem til 2010 (*figur 11.5*) vil ikke blive fulgt fremover i muslinger. For de PCB'er, som lå over detektionsgrænsen (CB138, 153, 118 og 101) er der frem til 2010 aftagende koncentrationer, men den fortsatte udvikling vil fra 2011 kun blive fulgt i fisk.

Resultaterne for Langerak falder pænt i tråd med resultater for Nordsøen, hvor den fremherskende tendens for PAH og PCB er nedadgående. Ligeledes er der for Nibe Bredning en faldende tendens for PCB138 og PCB153, mens der for de øvrige PCB'er er for mange data under detektionsgrænsen til at vurdere en tidlig udvikling. For PAH'erne, TBT og Zn er der dog ingen signifikant faldende trends i Nibe Bredning, hvilket derimod er tilfældet for Hg.

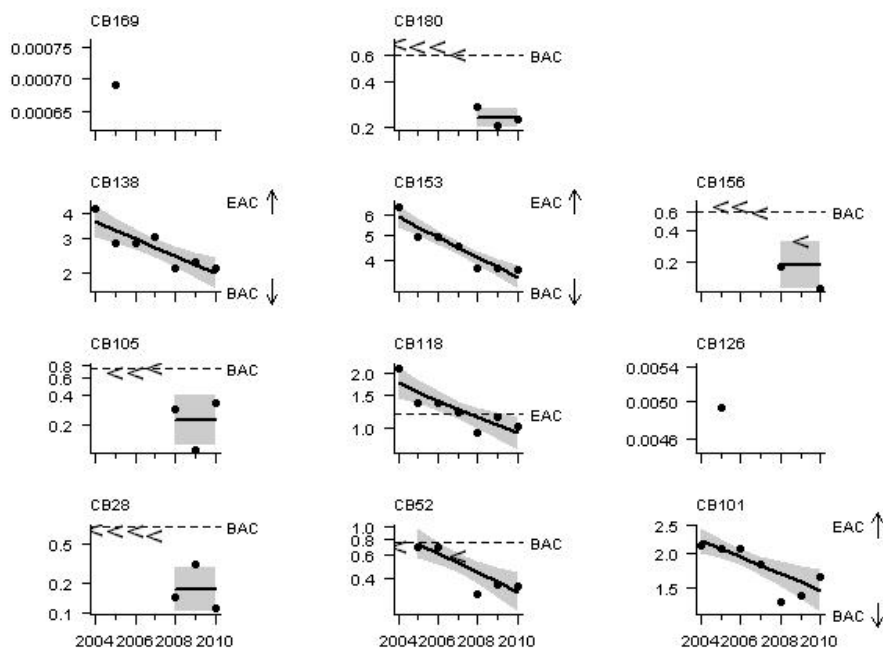
Figur 11.3. Tidslig udvikling i koncentrationen ($\mu\text{g kg}^{-1}$ tørvægt) af en række metaller i muslinger i Langerak fra 2004 til 2010. TBT er omregnet til tørvægt. Resultaterne fra 2011 (●) er lagt ind i OSPARs tidstrends som omtrentlige koncentrationer. Pilen angiver, såfremt BAC-grænsen ligger lavere end den laveste værdi på y-aksen. Figurerne er fra webapplikationen og derfor kun i skærmopløsning.



Figur 11.4. Tidslig udvikling i koncentrationen ($\mu\text{g kg}^{-1}$ tørvægt) for PAH'er i muslinger i Langerak fra 2004 til 2010. Resultaterne fra 2011 (●) er lagt ind i OSPARs tidstrends som omtrentlige koncentrationer. Pilene angiver, såfremt EAC-grænsen ligger over eller BAC-grænsen under henholdsvis den højeste og den laveste værdi på y-aksen. Figurerne er fra web-applikationen og derfor kun i skærmopløsning.



Figur 11.5. Tidslig udvikling for koncentrationen ($\mu\text{g kg}^{-1}$ tørvægt) af PCB'er i muslinger i Langerak fra 2004 til 2010. Der analyseres ikke PCB efter revisionen af NO-VANA. Pilene angiver, at EAC-grænsen ligger over eller BAC-grænsen under henholdsvis den højeste og den laveste værdi på y-aksen. Figureerne er fra web-applikationen og derfor kun i skærmopløsning.



Imposex og intersex i havsnegle

Forekomsten af imposex og intersex anvendes som biologiske markører for forurening med miljøgiften TBT, der bl.a. har været anvendt i skibsmalinger. Denne type overvågning omfattede i 2011 fire arter af havsnegle, hhv. rød-konk (*Neptunea antiqua*) og almindelig konk (*Buccinum undatum*) i de åbne farvande og dværgkonk (*Hinia reticulata*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) i de kystnære farvande. Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved unaturlige hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder gradvist at udvikle irreversible hanlige køns karakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet, og dermed kan have stor betydning for populationerne. Graden af imposex i en population af snegle fra et område beskrives med indekssværdien VDSI, som er en gennemsnitsværdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives

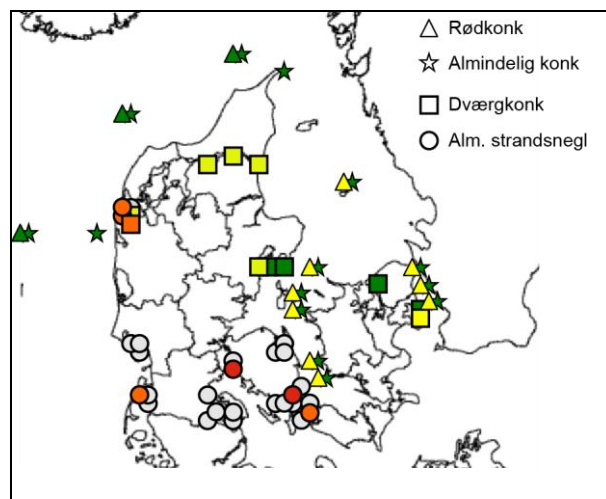
graden af intersex med indekset ISI, som ligesom VDSI i de undersøgte snegle kan variere på en skala fra 0 til maksimalt 4. Det skal bemærkes, at alle arter ikke er lige følsomme over for udvikling af de TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Rødkonk anses som hørende til blandt de mest følsomme arter, almindelig konk og dværgkonk tilhører mellemgruppen, hvorimod almindelig strandsnegl hører til blandt de mindst følsomme arter.

Undersøgelserne i 2011 viste, at der i visse områder stadigvæk forekommer markant forhøjede niveauer af imposex og intersex, hvilket betyder, at effekter af TBT stadigvæk er et miljøproblem i det danske havmiljø. I de åbne farvande i Kattegat, Storebælt og Øresund var niveauerne af imposex især forholdsvis højt i rødkonk med VDSI-værdier større end 2, hvilket svarer til at 90-100 % af sneglene udviste imposex. Derimod var niveauet af imposex i den mindre følsomme almindelig konk generelt lavt ($VDSI < 0,3$). For dværgkonk var imposexniveauet forhøjet i Lemvig Fjord, Aarhus Bugt og Lange-rak ($VDSI > 0,3$), mens det kun var inde i visse havne og marinaer, at intersexniveauet for den mindre følsomme almindelig strandsnegl stadigvæk var væsentligt forhøjet ($ISI > 0,3$).

OSPAR anvender sammen med HELCOM i dag miljøkvalitetsklasser udviklet for imposex og intersex i fem arter af havsnegle (*tabel 11.7*), som kan anvendes til at vurdere, om der forekommer uønskede effekter af TBT i havmiljøet. Grænsen mellem klasse II og III er sat til at angive, om havmiljøet vurderes i en god eller ikke tilfredsstillende miljøtilstand (*Strand m.fl. 2006; OSPAR 2008; HELCOM 2010a*). Baseret på disse miljøklasser er det kun i Nordsøen og Skagerrak, at generelt gode miljøforhold for alle arterne blev opnået i 2011 (*figur 11.6*). Niveauerne i rødkonk viste, at miljøtilstanden i de indre danske farvande må anses som ikke tilfredsstillende (klasse III). På den anden side indikerede undersøgelserne af almindelig konk og dværgkonk, at en god miljøtilstand (klasse II) i dag generelt er opnået i større afstand af havne og i de indre farvande. Forskellen på disse vurderinger kan skyldes, at effektniveauet i rødkonk er højere ved lave TBT-belastninger og derved et mere præcist mål, end det der opnås ved brug af de mindre følsomme arter, hvor niveauet er tæt på nul. Det skal bemærkes, at almindelig strandsnegl også er indsamlet i havneområder bl.a. ved Rømø, Lemvig, Assens, Dageløkke og Spodsbjerg, hvor der stadigvæk kan være markant forhøjede TBT-niveauer, hvilket viser, at der kan være store forskelle i tilstanden inden for kort geografisk afstand i visse lokale kystområder som er vist i *figur 11.6*.

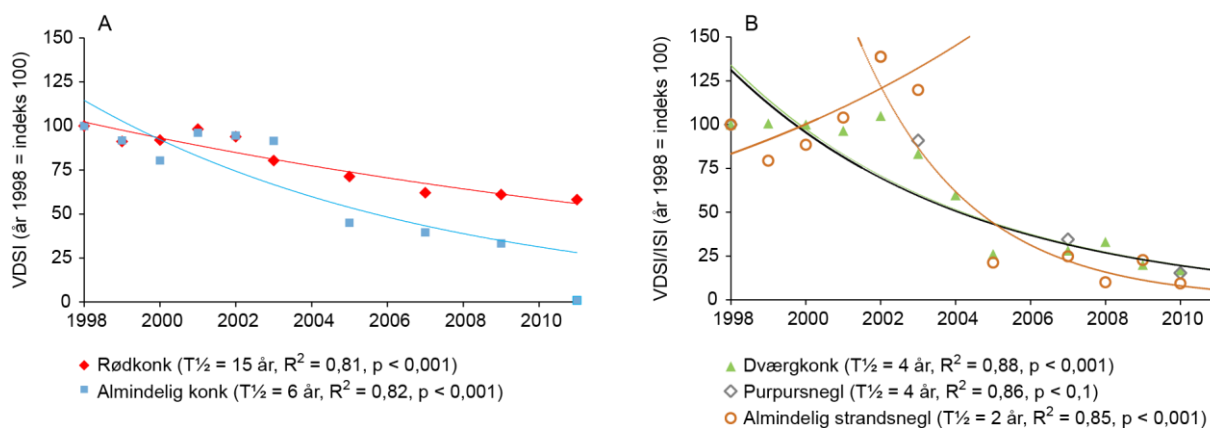
Tabel 11.7. Miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex i havsnegle (OSPAR 2008; HELCOM 2010). Romertal og tilhørende farvekoder er forklaret i tabel 11.1.

Klasser	I	II	III	IV	V
VDSI i purpursnegl	< 0,3	0,3 - < 2	2 - 4	> 4 - > 5 (sterile)	-
ISI i alm. strandsnegl	< 0,3			0,3 - 1,2	> 1,2
VDSI i rødkonk	< 0,3	0,3 - < 2	2 - < 4	4 - 4+	
VDSI i alm. konk	< 0,3		< 0,3 - < 2	2 - < 4	4 - 4+
VDSI i dværgkonk	< 0,3		0,3 - 2	2 - < 4	4 - 4+



Figur 11.6. Forekomsten af imposex og intersex i fire arter af havsnegle indsamlet i kystnære og åbne farvande i 2011, hvor niveauerne er vurderet i henhold til miljøkvalitetsklasserne via farvekoderne i tabel 11.7. Det skal bemærkes, at de grå cirkler angiver, hvor almindelig strandsnegl med ISI-værdier < 0,3 ikke er følsom nok til at skelne mellem miljøklasserne I, II, og III.

Ligesom koncentrationen af TBT i muslinger er niveauerne af imposex og intersex aftaget markant i de seneste år – både i de åbne farvande og de mere kystnære områder. Faldet er i gennemsnit mellem 40 % og 95 % i forhold til niveauerne i 1998 og er især markant efter 2003 (figur 11.7A og B). De faldne niveauer af TBT-effekter i havsnegle er en direkte konsekvens af forbuddet mod TBT som antibegroningsmiddel i skibsmalinger. Udfasningen begyndte at gælde for alle skibe i 2003 og trådte i kraft med et endeligt forbud i 2008 (IMO 2008). De generelt faldende niveauer af imposex og intersex i havsnegle tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres endnu mere i de kommende år.

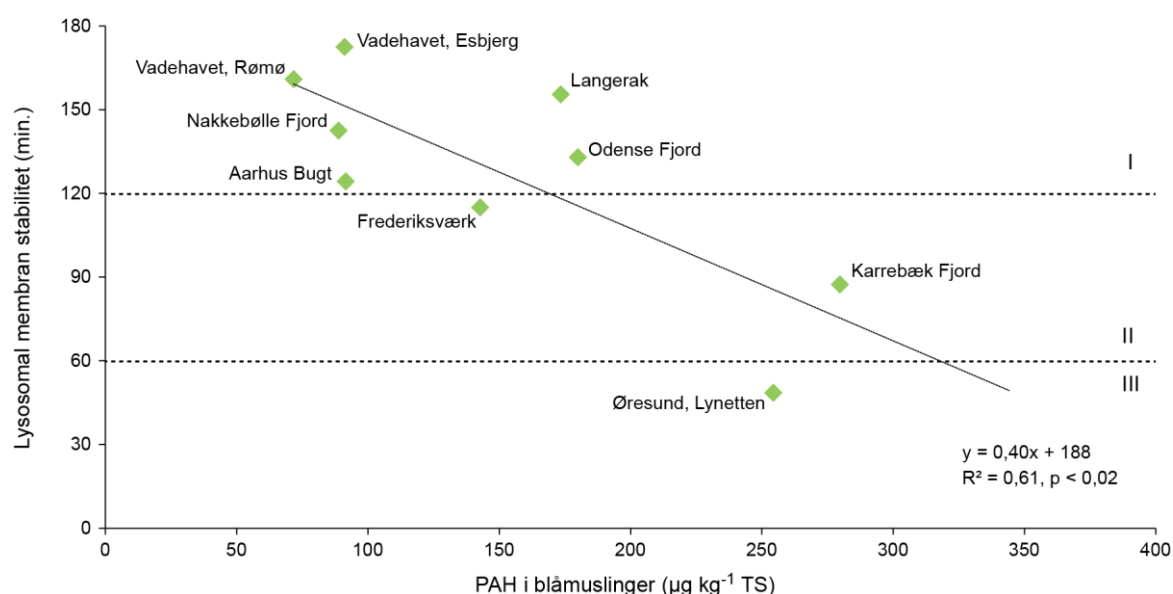


Figur 11.7. Indeksret tidlige udviklinger (år 1998 = indeks 100 baseret på medianværdier) for niveauer af imposex og intersex i fem arter af danske havsnegle i A) åbne farvande og B) kystnære områder. Halveringstider for imposexniveauer er 2-4 år i de kystnære farvande, mens halveringstiderne er 6-15 år i de åbne farvande.

Biologiske effekter i blåmuslinger

I blåmusling (*Mytilus edulis*) anvendes lysosomal membranstabilitet som en generel stressmarkør for tegn på celledskader, der kan være forårsaget af forskellige typer af miljøfarlige stoffer. Effektniveauet vurderes ved at måle tiden, det tager membraner i celler fra muslingernes hæmolymphe ('blod') at gå i stykker. Undersøgelserne udføres på flere af de stationer, hvor der også indgår miljøfremmede stoffer og metaller i overvågningen.

Blåmuslinger fra 2/3 af de ni undersøgte områder i 2011 syntes at være upåvirkede (retentionstid > 120 min.) i henhold til de af OSPAR/ICES foreslåede vurderingskriterier (Lyons *m.fl.* 2010). Derimod var der tegn på en vis påvirkningsgrad hos muslingerne (< 120 min.) i tre resterende områder, hhv. Øresund ved Lynetten, Karrebæk Fjord og ved Frederiksværk (figur 11.8). Korrelationsanalyser viste en sammenhæng mellem effektniveauerne og de målte koncentrationsniveauer af PAH'er i muslingerne, hvilket også er set i nogle af de tidligere år (fx Strand 2010).



Figur 11.8. Biomarkøren lysosomal membranstabilitet i blåmuslinger fra forskellige kystnære stationer viser en positiv sammenhæng til indholdet af PAH (EPA16) i muslingerne. Desuden er de foreslåede miljøkriterier I - III for lysosomal membranstabilitet angivet: I) upåvirket (≥ 120 min.), II) påvirket men kompenserende ($60 < 120$ min.) og III) stærkt påvirket (< 60 min.).

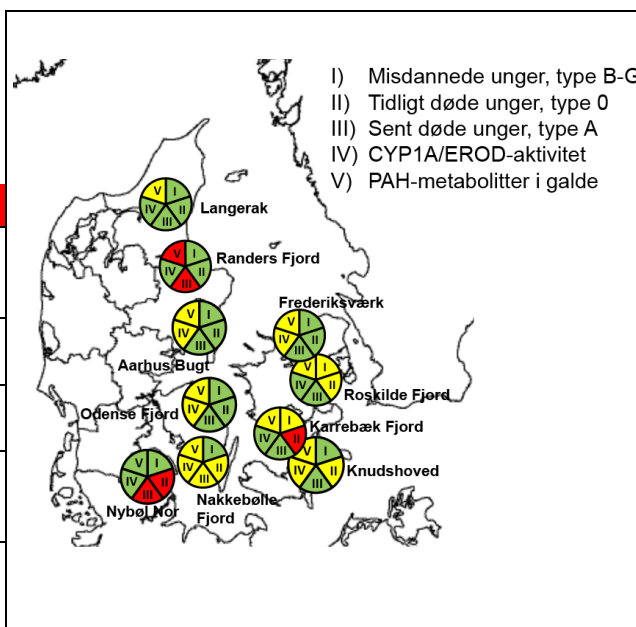
Biologiske effekter i ålekvabbe

Ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) anvendes i NOVANA som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære fisk (tabel 11.8). De undersøgte effekter er ikke alle stofspecifikke, men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination. Ålekvabbe er en velegnet bioindikator, da den er udbredt og let kan indsamles i de fleste kystnære områder og anses for at være en stationær fisk. Sidstnævnte er for nyligt blevet understøttet af en populationsgenetisk undersøgelse (Simonsen & Strand 2010). Yderligere er den levendefødende, hvor drægtige hunner bærer op til 200 unger i et kuld. Hermed kan eventuelle effekter på dens reproduktion, herunder forekomst af fejludviklet yngel, let undersøges. De voksne ålekvabber undersøges herudover også for forskellige fysiologiske parametre så som størrelsesfordeling, kondition, lever- og gonade-somatisk indeks etc.

Flere typer af fejludviklede unger er fundet i kuld fra ålekvarbe i de danske farvande, og især alvorlige misdannelser af indvolde, skelet (bl.a. spiralformet ryggrad), hoved, øjne og siamesiske tvillinger kan tyde på en skadelig påvirkning af miljøfarlige stoffer. Karakteriseringen af typer af fejludvikling er beskrevet i *Strand & Dahllöf 2005*. De hyppigste forekomster af misdannede unger (type B-G) blev i 2011 fundet i Karrebæk Fjord, og Roskilde Bredning. Derudover havde især Karrebæk Fjord, Randers Fjord, Nybøl Fjord, Nakkebølle Fjord, Knudshoved Odde og Roskilde Bredning forhøjede niveauer af hhv. tidligt døde unger (type 0) og sent døde unger (type A) (figur 11.9). Det kan dog ikke udelukkes, at bl.a. den høje andel af sent døde unger ved Nybøl Nor skyldes en u hensigtsmæssig håndtering i forbindelse med indsamlingen af moderfiskene. De fleste områder med øgede forekomster af fejludviklede unger var generelt kendetegnet ved at være kystnære områder med en lille vandudskiftning og en betragtelig øget menneskelig påvirkning fra byer og industri. Det er derfor sandsynligt, at misdannelserne bl.a. skyldes påvirkning af miljøfarlige stoffer, herunder dioxin, PAH eller tungmetaller (*Stuer-Lauridsen m.fl. 2008; Dahllöf m.fl. 2011*). Der kunne dog ikke konstateres en tydelig sammenhæng mellem de målte miljøfarlige stoffer i 2011 og forekomsten af fejludvikling af unger hos ålekvarbe.

Tabel 11.8. Foreslåede miljøkvalitetskriterier for biologiske effekter i ålekvarbe for hhv. forekomsten af fejludviklede unger/type B-G, 0 og A) samt de PAH-specifikke biomarkører CYP1A-aktivitet i lever og PAH-metabolitter i galde (*HELCOM 2011*).

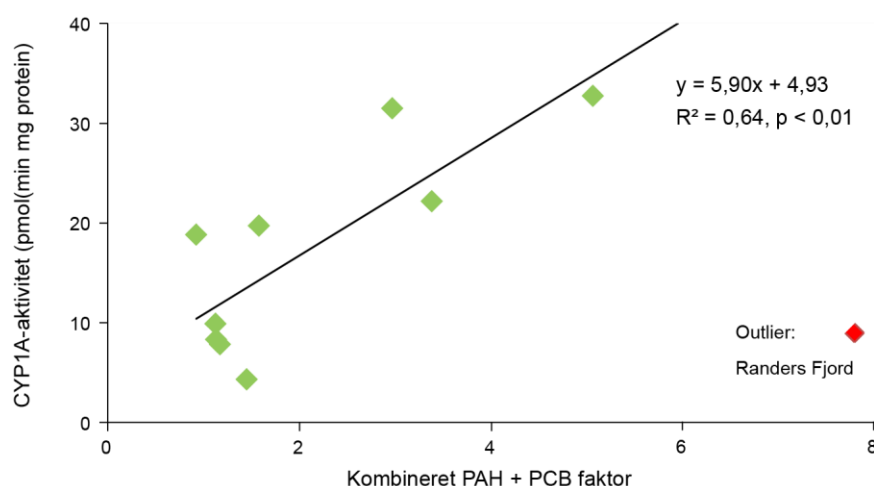
Effektindikatorer	< BAC	BAC - EAC	> EAC
I) Andel af unger med synlige misdannelser (type B-G)	< 1 %	1-2 %	> 2 %
II) Andel af tidligt døde unger (type 0)	< 2,5 %	2-5 %	> 5 %
III) Andel af sent døde unger (type A)	< 2 %	2-4 %	> 4 %
IV) CYP1A/EROD-aktivitet (pmol min ⁻¹ mg protein ⁻¹)	< 10	> 10	-
V) PAH-metabolitter i galde (ng 1-hydroxypyren ml ⁻¹)	< 100	100-1.000	> 1.000



Figur 11.9. Vurdering af effektniveauerne i ålekvarbe fra de 10 undersøgseslokalteter i 2011 baseret på de foreslåede miljøkvalitetskriterier. Farvekoderne skal relateres til tabel 11.8.

De voksne ålekvarbe undersøges desuden for andre forhold, der kan være tegn på, at fiskene er påvirkede af miljøfarlige stoffer. Udover almindelige mål som længde, kondition, lever- og gonade-somatisk indeks, undersøges de bl.a. også for aktiviteten af CYP1A-afgiftningssenzym (målt som EROD). CYP1A-afgiftningssenzym findes i alle fisk, hvor de indgår i den oxidative nedbrydning og kaldes fase-I-enzym. Udover at omdanne en del af organismens egne stoffer, omdanner disse enzymer organiske miljøfarlige stoffer såsom PAH og dioxinlignende stoffer som visse PCB'er, så de bliver mere vandopløselige og nemmere at udskille. En vigtig egenskab ved disse enzymer er, at de er inducérbare, dvs. at aktiviteten øges som respons på en stigende påvirkning. En forhøjet enzymaktivitet medfører en øget produktion af reaktive metabolitter med særlig høj toksicitet, fx epoxider af PAH, der kan have en mutagen og kræftfremkaldende virkning ved at forvolde skader

på DNA. Disse egenskaber gør CYP1A brugbar som biomarkør. Ligeledes anvendes PAH-metabolitter med fokus på 1-hydroxypyren, som er den dominerende PAH-metabolit i galde, som en ny indikator for eksponeringsniveauet til PAH. I overensstemmelse med dette forekommer der også en positiv sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet i lever fra ålekvabbehunner og indholdet af PAH-metabolitter i galde i kombination med PCB-niveauerne målt i muskel fra fiskene i de 10 undersøgte områder med de generelt højeste niveauer i Aarhus Bugt, Odense Fjord og Frederiksværk - dog med Randers Fjord som en undtagelse, idet der her på trods af et meget markant forhøjet niveau af PAH-metabolitter ikke forefindes et tilsvarende forhøjet niveau af CYP1A-aktivitet (*figur 11.10*). De laveste niveauer af CYP1A-enzymaktiviteter og PAH-metabolitter forekom ved Nybøl Nor, Langerak og Roskilde Bredning.



Figur 11.10. Biomarkøren CYP1A-aktivitet i lever fra ålekvabbehunner viser en positiv sammenhæng til en kombineret faktor af hhv. indholdet af PAH-metabolitter (målt som 1-hydroxypyren ækvivalenter) i galde og PCB7 (normaliseret til lipid) i muskel i de 10 undersøgte områder. Kun Randers Fjord (rødt symbol) falder ud som en outlier med et markant forhøjet niveau af PAH-metabolitter, der ikke afspejles i en tilsvarende høj CYP1A-aktivitet. Den kombinerede faktor er beregnet som en sum efter division med middelværdien for hhv. PAH-metabolitter og PCB7.

Sammenfatning

- For metaller var indholdet i 20 % af muslingerne og 86 % af fiskene over EQS for kviksølv, men ingen metaller var over EU's fødevarerkræfter. Kun sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord var "ikke god" tilstand for Ni og Cu ifølge norske vurderingskræfter.
- Koncentrationer af metaller i havvand målt i Skive Fjord i 2010/2011 var uden overskridelser af EU's AA-EQS og MAC-EQS kræfter for Ni, Pb og Cd.
- TBT i muslinger er nedadgående de steder, hvor der er signifikante tids-trends, efter forbuddet mod anvendelse af TBT i antibegrøningsmaling, men over 50 % er stadig over EAC, så der kan stadig forventes effekter af TBT i havmiljøet.
- Ingen PAH'er i muslinger var over EAC-kræfterne, svarende til god miljøtilstand mht. PAH'er. De fleste var på niveau med eller under "baggrunds"-kræfterne fastsat for Nordsøen.
- Chlorerede forbindelser i fisk var generelt under EAC, undtagen CB118 (50 % af de undersøgte fisk over EAC) og HCB (25 % af de undersøgte fisk over EAC), og enkelte prøver for CB138 var også over EAC. Det kan

således ikke udelukkes, at der stadig er effekt af CB118 og HCB i det marine miljø.

- Kilderne til chlorerede forbindelser i skrubber er så forskellige i de danske farvande, at det er muligt at opstille en matematisk model for mønstret, der kan detektere, hvor individuelle skrubber kommer fra.
- De betydelige områdemæssige forskelle for indholdet af forskellige typer af miljøfarlige stoffer i ålekvabbe understøtter, at ålekvabbe er en velegnet miljøindikator for belastningsniveauerne af fisk i kystnære områder.
- Tidstrends for miljøfarlige stoffer er generelt nedadgående, især for de organiske forbindelser, hvor der er grebet ind med lovgivning (PCB og TBT) – tydeligst i Langerak.
- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med stoffet TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande. Baseret på OSPARs miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex kan en generel god miljøtilstand stadigvæk kun opnås i Nordsøen og Skagerrak.
- Niveauerne af imposex og intersex er så høje i de indre danske farvande, at de i henhold til OSPARs og HELCOMs miljøkvalitetsklasser i mange områder må anses som ikke tilfredsstillende og som decideret dårlige omkring visse forurenede havne og marinaer. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres yderligere fremover.
- I ca. 1/3 af de undersøgte kystnære områder viste undersøgelser af blåmuslingernes lysosomale membranstabilitet tegn på celledskader, hvilket tyder på en påvirkning af miljøfarlige stoffer, som kunne relateres til især belastningen med PAH.
- Undersøgelserne af ålekvabbe viste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktivitet og PAH-metabolitter i galde. Der blev fundet en sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet og belastningen med PAH og PCB men ikke mellem fejludviklede unger og de målte miljøfarlige stoffer.

12 Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder

Jacob Carstensen & Dorte Krause-Jensen

Introduktion

Den landsdækkende analyse af ålegræssets tilstand og udvikling viste, at ålegræsset som helhed endnu ikke breder sig mod dybere vand på trods af reduktionerne i udledningen af næringsstoffer til havet (se *kapitel 8*). Men den landsdækkende analyse viser et gennemsnitsbillede for en vifte af fjorde og kystområder, som hver især kan reagere forskelligt afhængigt af deres fysiske, kemiske og biologiske karakteristika (Cloern 2001, Duarte *m.fl.* 2009, Carstensen *m.fl.* 2011). Områdernes lysforhold er helt centrale for ålegræssets respons, eftersom klart vand er en forudsætning for, at ålegræsset kan vokse dybt (Duarte *m.fl.* 2007). Men faktorer som fysisk eksponering, bundforhold, iltforhold, vandtemperatur og algebevoksning kan også påvirke ålegræssets respons (Cloern 2001, Koch 2001, Stæhr & Borum 2010, Krause-Jensen *m.fl.* 2011). Herudover er det sandsynligt, at områder med udbredte tætte, dybe ålegræsbestande er mere stabile og i stand til at reagerer tydeligere på forbedrede miljøforhold end områder med spredte bestande begrænset til lavt vand. Dybe og tætte bestande af ålegræs er mindre påvirket af bølger og fluktuationer i temperatur, har større spredningspotentiale og stabiliserer havbunden mere end spredte bestande på lavt vand (Carr *m.fl.* 2010, McGlathery *m.fl.* 2012). Endelig kan presfaktorer såsom muslingeskrab begrænse ålegræssets udbredelse.

Formålet med dette fokuskapitel er 1) at karakterisere ålegræssets udvikling i individuelle fjord- og kystområder og dermed identificere, hvor ålegræsset er i fremgang, tilbagegang eller har stabile populationer, 2) karakterisere ålegræssets respons i relation til områdernes lysforhold og 3) gruppere områder med ensartet ålegræsrespons, og vurdere hvorvidt områdekarakteristika såsom lysforhold, graden af ålegræsudbredelse og yderligere presfaktorer som muslingeskrab kan bidrage til at forklare forskellene og dermed øge forståelsen af udviklingen på landsplan.

Metoder

Der er igennem de seneste mere end 20 år foretaget målinger af ålegræssets dybdeudbredelse næsten overalt langs de danske kyster, men det er langt fra alle fjorde og kystnære områder, som er blevet overvåget konsistent siden vandmiljøplanens overvågningsprogram startede i 1989. Dette afsnit fokuserer på 20 områder (*tabel 12.1*), som har haft en rumlig og tidslig dækkende overvågning af ålegræsset igennem det meste af denne periode, samtidig med at der også har været en rumlig og tidslig dækkende overvågning af vandkemien, specielt lysforholdene målt ved sigtddybde eller lyssvækkelse.

Da navngivningen af transekter for ålegræssovervågning ikke har været helt konsistent, er datasættet kritisk gennemgået ved hjælp af GIS-værktøjer, og transekter fra samme lokalitet er slået sammen under det samme navn for at opnå bedre tidsserier. Et andet problem er, at den observerede maksimale dybdeudbredelse ikke altid repræsenterer den reelle potentielle dybdeudbredelse. Eksempelvis kan ålegræssets dybdeudbredelse være begrænset af dybdeforhold, egnet substrat eller sejltrender. Sådanne observationer kaldes censurerede observationer, idet den reelle dybdegrænse faktisk i disse tilfælde er større end den observerede, og sådanne betragtninger bør naturlig-

vis indgå i analysen, da en udeladelse i mange tilfælde vil resultere i for lave middelværdier (se *Carstensen 2010* for detaljer). Censurering af ålegræssets dybdeudbredelse er delvist oplyst i de indrapporterede data, men det har været nødvendigt kritisk at gennemgå alle observationer for at kvalitetssikre denne information. Der er stor forskel i censurering mellem områder, som varierer fra 1 % og op til 47 % af de observerede dybdeudbredelser (tabel 12.1). De observerede dybdeudbredelser er også sammenholdt med de største dybder, hvor der er registreret dækningsgrader for ålegræs, og dybdeudbredelse, som var væsentlig lavere end dybderne for dækningsgrader, er blevet frasorteret.

Vandkemistationer er også blevet lagt sammen til at repræsentere den samme lokalitet i de udvalgte områder, og målinger af sigtdybde er blevet kvalitetssikret. Sigtdybdemålinger kan også være censurerede, når der er sigt til bund. I dette tilfælde er sigtdybde typisk anført som vanddybden på stationen, men den reelle sigtdybde vil være større. Derfor er det vigtigt at medtage denne information i analyserne, da en udeladelse af disse observationer vil resultere i for lave middelværdier, når andelen af censurerede værdier overstiger ca. 10 % (*Carstensen 2010*). For en del af sigtdybdemålingerne er det angivet, om der er sigt til bund, men i andre tilfælde kan dette skønnes ud fra nedskrevne bemærkninger, eller når sigtdybden er lig vanddybden. Hvis sigtdybden ikke er angivet, eller observationen er censureret, og der er målt en lyssvækkelseskoefficient, så beregnes sigtdybden ud fra den empiriske relation i *Markager m.fl. (2010)*. For langt de fleste områder har censureringen af sigtdybder en begrænset effekt, men der er dog fem områder, hvor mere end 10 % af observationerne er censurerede (tabel 12.1).

Tabel 12.1. Antal observationer af ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og sigtdybden for de enkelte områder fordelt på antal af år og transekter/stationer inden for perioden 1989-2011. Endvidere er angivet andelen af observationer, som er censurerede.

Område	Ålegræs dybdeudbredelse				Sigtdybde			
	Antal obs.	Antal transekter	Antal år	Censurering	Antal obs.	Antal stationer	Antal år	Censurering
Aabenraa Fjord	232	26	21	3 %	903	2	29	0 %
Als Sund	154	17	19	2 %	962	3	25	2 %
Det Sydfynske Øhav	171	32	23	47 %	3728	18	36	5 %
Flensborg Fjord	292	21	23	1 %	1537	8	26	0 %
Horsens Fjord	161	14	21	14 %	1758	4	37	3 %
Isefjord Inderbredning	75	8	18	15 %	1011	6	23	7 %
Isefjord Yderbredning	66	10	15	11 %	1396	7	23	3 %
Kalundborg Fjord	97	14	17	3 %	747	6	22	0 %
Kolding Fjord	270	18	20	12 %	774	3	36	7 %
Køge Bugt	111	7	20	10 %	1816	8	25	27 %
Løgstør Bredning	89	7	22	4 %	4303	10	31	3 %
Nibe-Gjøl Bredning	108	9	22	8 %	1422	3	30	16 %
Odense Fjord	144	18	23	33 %	2569	9	26	13 %
Præstø Fjord	67	9	15	40 %	785	11	28	33 %
Roskilde Fjord	130	8	21	12 %	2143	7	34	5 %
Sejerøbugten	92	19	16	10 %	738	7	23	1 %
Skive Fjord	61	5	22	5 %	1958	4	30	6 %
Vejle Fjord	342	22	22	12 %	1409	4	41	3 %
Øresund	244	16	19	9 %	2882	19	25	14 %
Århus Bugt	168	20	19	18 %	3101	30	33	1 %

For hvert område er årsmidler for ålegræssets maksimale dybdeudbredelse bestemt ud fra en lineær model for censorede data (statistisk metode kaldet overlevelsesanalyse, som anvendes hyppigt inden for sundhedsvidenskab; se også *Carstensen 2010*), som beskriver variationer mellem år og mellem lokaliteter repræsenteret ved transekter.

$$Z_{max,ijk} = \mu + \bar{a}r_i + transekt_j + e_{ijk}$$

Ligeledes for hvert område er årsmidler for sigtddybde bestemt ud fra en tilsvarende lineær model for censorede data, som beskriver variationer mellem år, måneder og stationer.

$$Z_{SD,ijkl} = \mu + \bar{a}r_i + måned_j + station_k + e_{ijkl}$$

Modellerne kan ikke håndtere år, transekter eller stationer, hvor der kun er censorede observationer. I disse tilfælde er de berørte år, transekter eller stationer derfor fjernet før analysen. I de to ovenstående modeller er μ områdets middelværdi, $\bar{a}r_i$ beskriver år til år variationer, $måned_j$ beskriver den sæsonmæssige variation, $transekt_j/station_k$ beskriver variationen mellem transekter eller stationer inden for et område og e_{ijk}/e_{ijkl} er residualvariationen. Metodikken svarer til den, som er anvendt for næringssalte, klorofyl og sigtddybde (*Bilag1*).

Den tidlige udvikling siden 1989 i ålegræssets dybdeudbredelse og sigtddybden er analyseret ved hjælp af Kendall's korrelation.

Tidligere studier har vist, at ålegræssets dybdegrænse udgør 74 % af sigtddybden i gennemsnit for en række danske fjord- og kystområder. Vi har derfor benyttet 74 % af sigtddybden som den forventede minimum dybdeudbredelse af ålegræs i forhold til sigtddybden.

Udviklingstendenser siden 1989

Der var signifikante ($P < 0,10$) tidlige ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i 13 ud af de 20 områder, hvoraf de fleste (11 ud af 13) viste en tilbagegang for ålegræsset (*tabel 12.2*). Reduktionen i ålegræssets dybdeudbredelse var størst i Isefjord Inderbredning og Nibe-Gjøl Bredning, hvor dybdeudbredelsen trak sig tilbage med ca. 10 cm om året. Kun i Køge Bugt og Præstø Fjord voksede ålegræsset tiltagende dybere med henholdsvis 11 cm og 3 cm om året.

Sigtddybden var mere konstant, idet kun 5 ud af 20 områder udviste signifikante trends. I Isefjord Inderbredning, Løgstør Bredning, Nibe-Gjøl Bredning og Præstø Fjord faldt sigtddybden med ca. 5-7 cm om året, mens sigtddybden i Odense Fjord steg med ca. 4 cm om året.

Udviklingstendenserne for ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og sigtddybden er sammenstillet i grupper af områder, som udviser samme trends (*tabel 12.3*). Disse grupperinger bliver gennemgået i detaljer i det følgende.

Tabel 12.2. Lineær regression af udviklingen i årsmidler (1989-2011) for ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og sigtddyden. Statistisk signifikante trends ($P < 0,01$, $P < 0,05$, $P < 0,10$) er markeret med henholdsvis mørkegråt, gråt og lysegråt.

Område	Ålegræs dybdeudbredelse			Sigtddyde		
	Antal år	Trend (m år ⁻¹)	P-værdi	Antal år	Trend (m år ⁻¹)	P-værdi
Aabenraa Fjord	21	-0,025	0,1246	23	-0,022	0,3475
Als Sund	19	-0,046	0,0214	23	-0,028	0,2956
Det Sydfynske Øhav	21	0,025	0,1701	23	0,001	0,9687
Flensborg Fjord	22	-0,022	0,0138	23	-0,004	0,8563
Horsens Fjord	20	-0,035	0,0125	23	0,013	0,3102
Isefjord Inderbredning	17	-0,098	<0,0001	22	-0,038	0,0788
Isefjord Yderbredning	14	0,009	0,8022	23	-0,017	0,3072
Kalundborg Fjord	17	0,004	0,8311	22	0,032	0,1808
Kolding Fjord	20	-0,036	0,0054	19	-0,022	0,2881
Køge Bugt	20	0,110	<0,0001	21	0,009	0,6478
Løgstør Bredning	22	-0,038	0,0127	23	-0,060	0,0095
Nibe-Gjøl Bredning	22	-0,105	<0,0001	22	-0,045	0,0164
Odense Fjord	19	-0,047	0,0122	23	0,043	0,0004
Præstø Fjord	12	0,027	0,0592	22	-0,068	0,0338
Roskilde Fjord	20	-0,039	0,0127	23	0,015	0,2760
Sejerøbugten	15	0,051	0,2065	23	0,020	0,3217
Skive Fjord	22	0,009	0,4786	23	-0,014	0,2297
Vejle Fjord	22	-0,047	0,0038	23	0,015	0,3250
Øresund	19	0,004	0,7265	23	0,010	0,5982
Århus Bugt	18	-0,073	0,0059	23	0,018	0,4880

Tabel 12.3. Udviklingstendenser for ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og sigtddyden fra 1989 til 2011 baseret på statistiske tests (tabel 12.2). *Områder med faldende sigtddyde gennem det seneste årti. **På trods af faldende sigtddyde er der fortsat sigt til de største dybder, hvor ålegræsset kan gro.

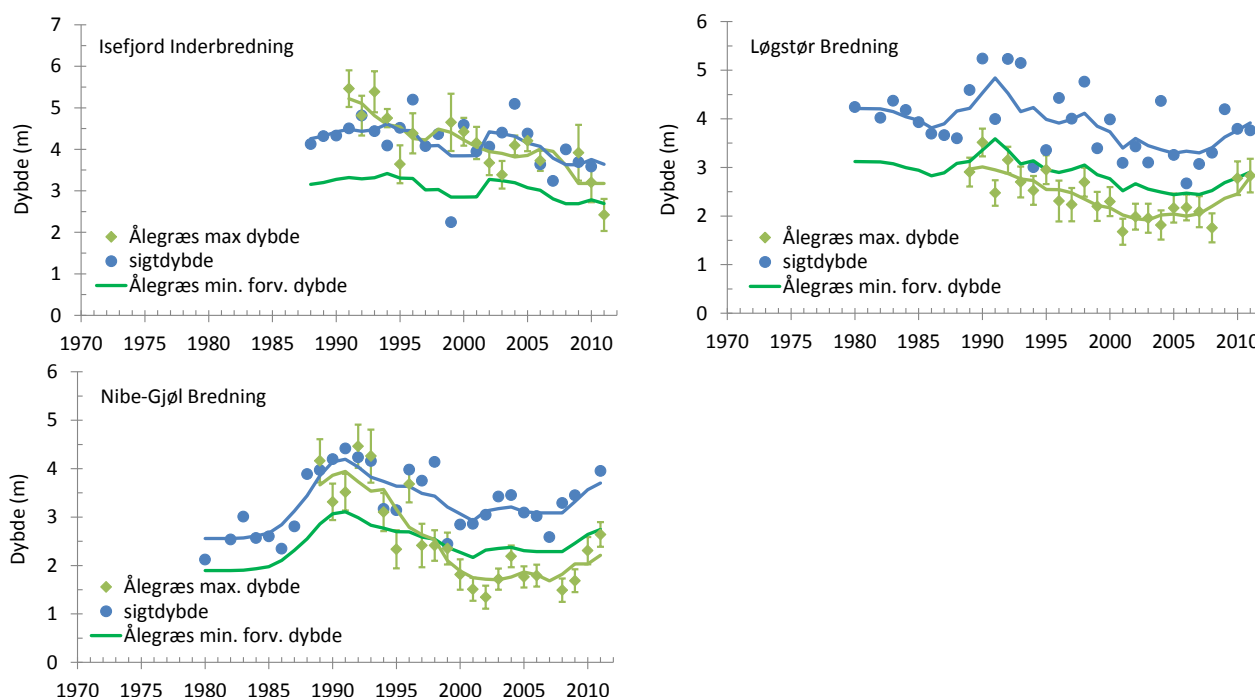
Udvikling i sigtddyde	Ålegræssets dybdeudbredelse		
	Tilbagegang	Uændret	Fremgang
Tilbagegang	Isefjord Inderbredning Løgstør Bredning Nibe-Gjøl Bredning		Præstø Fjord**
Uændret	Als Sund* Flensborg Fjord* Horsens Fjord Kolding Fjord* Roskilde Fjord Vejle Fjord* Århus Bugt*	Aabenraa Fjord Det Sydfynske Øhav Isefjord Yderbredning Kalundborg Fjord Sejerøbugten Skive Fjord Øresund	Køge Bugt
Fremgang	Odense Fjord		

Områder med tilbagegang i både ålegræs og sigtddyde siden 1989

I den indre del af Isefjorden og to områder i Limfjorden, Løgstør Bredning og Nibe-Gjøl Bredning, er ålegræsset rykket ind på lavere vand i takt med, at sigtddyden er reduceret (tabel 12.3, figur 12.1). I Isefjord Inderbredning er ålegræssets dybdeudbredelse reduceret med næsten 2 m, idet ålegræs voksede ud til 5 m omkring 1990 og kun ud til 3 m i de senere år. Sigtddyden er

tilsvarende reduceret med ca. 1 m. I dette område vokser ålegræsset helt ud til dybder svarende til sigtdybden, så ålegræsset udnytter lyset fuldt ud og kan kun forventes at øge sin udbredelse, hvis vandet bliver klarere.

I Løgstør Bredning er dybdeudbredelsen reduceret fra ca. 3 m i 1989 til 2 m i 2009, men ålegræsset er vundet frem de sidste 2 år, hvor vandet har været klarere, og dybdeudbredelsen er nu næsten på niveau med starten af perioden (2,8 m, figur 12.1). Fremgangen afspejler hovedsageligt, at ålegræsset er vokset ud til > 3 m på transekter i den nordlige del af Løgstør Bredning, hvor der er forbud mod muslingefiskeri og relativt gode iltforskel, hvorimod det kun vokser til ca. 2 m på sydlige transekter, der har oplevet både muslingefiskeri og iltsvind. I Nibe-Gjøl Bredning er dybdeudbredelsen faldet fra ca. 3,5 m i 1989 til knap 2 m i 2009, men er ligesom i Løgstør Bredning vundet markant frem de seneste 2 år, hvor vandet har været klarere. I de to Limfjordsbassiner har ålegræsset ringe dybdeudbredelse både i absolut forstand og i forhold til sigtdybden, specielt i de år hvor dybdeudbredelsen er lavest – her vokser ålegræsset kun ud til godt og vel halvdelen af sigtdybden. Vurderet ud fra lysforholdene, burde ålegræsset derfor kunne vokse dybere både i Løgstør Bredning og Nibe-Gjøl Bredning. Muslingefiskeri er udbredt i Limfjorden og er en meget sandsynlig begrænsende faktor for ålegræssets udbredelse. Det klarere vand og den dybere udbredelse af ålegræs i de senere år kan skyldes en fordobling af muslingebestanden i Limfjorden efter 2009 (Dolmer m.fl. 2011), hvilket formentlig giver en øget filtration af vandet.

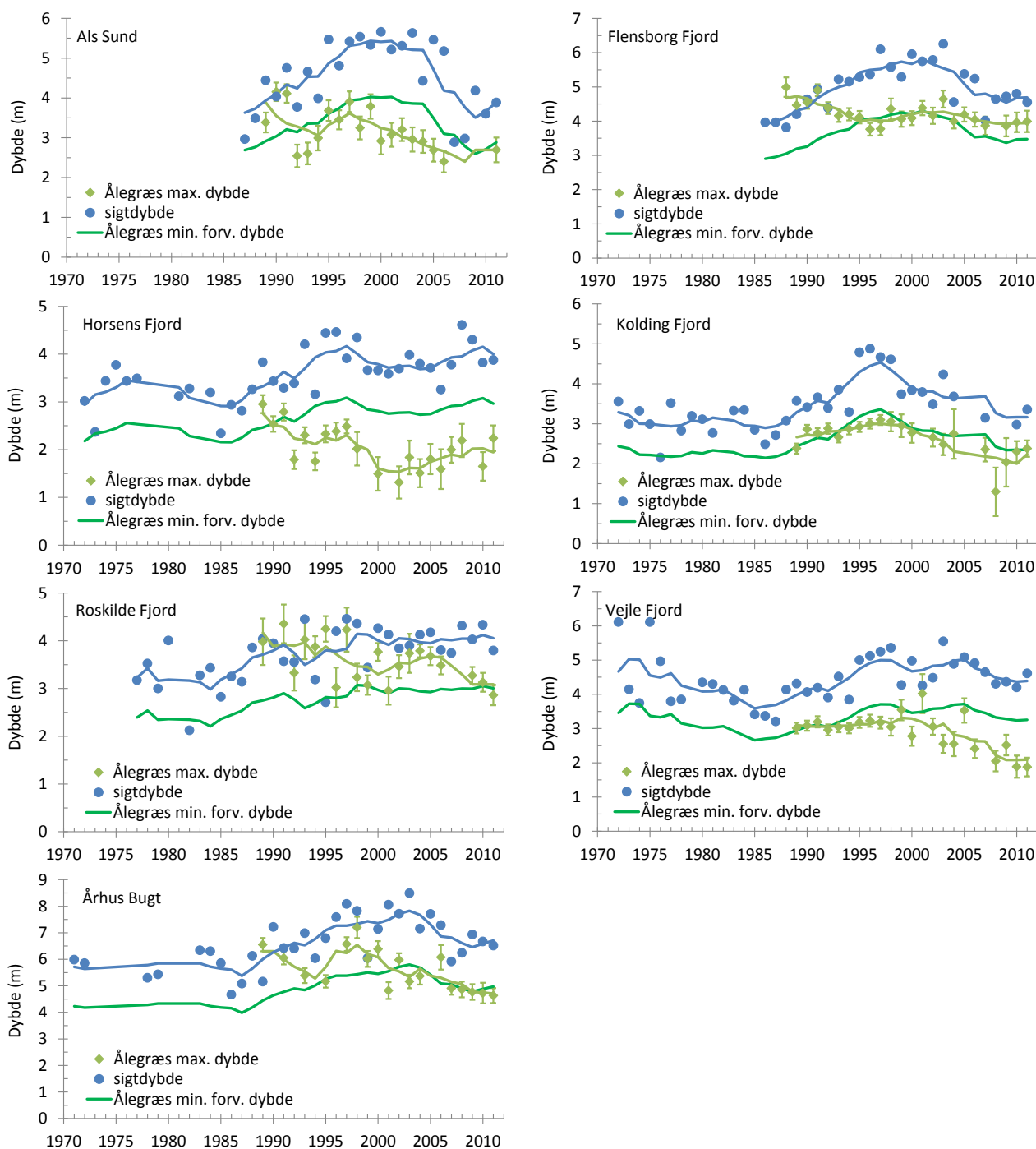


Figur 12.1. Trends i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (Ålegræs max. dybde) og sigtdybden for områder, hvor der har været tilbagegang i både ålegræs og sigtdybde. Linjerne angiver 5 års glidende gennemsnit, og error bars angiver spredningen på dybdeudbredelsen. Den mindste forventede dybdeudbredelse for ålegræs (Ålegræs min. forv. dybde) er beregnet som 74 % af sigtdybden (Krause-Jensen m.fl. 2011).

Områder med tilbagegang i ålegræs og 'uændret' sigtdybde siden 1989

I seks østjyske kystområder samt Roskilde Fjord er ålegræsset rykket ind på lavere vand siden 1989 på trods af, at sigtdybden ikke er faldet signifikant (tabel 12.3, figur 12.2). Selvom sigtdybden ikke er faldet signifikant siden

1989, er vandet i hovedparten af områderne blevet mere uklart det senest årti, hvor en række større og længerevarende algeopblomstringer har fundet sted langs den østjyske kyst.



Figur 12.2. Trends i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (Ålegræs max. dybde) og sigtdybden for områder, hvor der har været tilbagegang i ålegræs og uændret sigtdybde. Linjerne angiver 5 års glidende gennemsnit, og error bars angiver spredningen på dybdeudbredelsen. Den mindste forventede dybdeudbredelse for ålegræs (Ålegræs min. forv. dybde) er beregnet som 74 % af sigtdybden (Krause-Jensen *m.fl.* 2011).

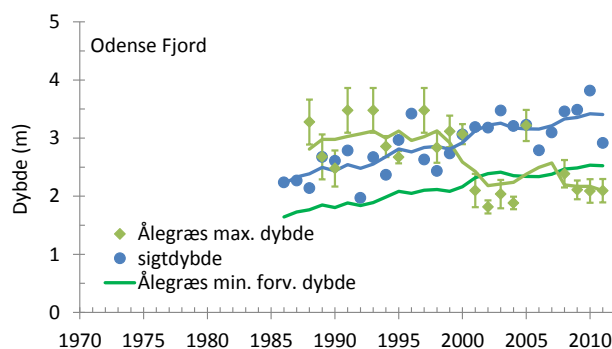
I Als Sund, Horsens Fjord, Roskilde Fjord, Vejle Fjord og Århus Bugt er dybdegrænsen faldet med ca. 1 m i løbet af de sidste 20 år. I Århus Bugt er faldet sket på alle transekter med lange tidsserier, mens ålegræsset i Roskilde Fjord især er ramt i inderfjorden. I Kolding Fjord er billedet mere broget med en fremgang for ålegræsset i den indre del og tilbagegang i den ydre del. I

Flensborg Fjord var der derimod ikke nogen forskelle mellem de enkelte lokaliteter, som alle viste uændrede eller reducerede dybdegrænser.

I Als Sund, Horsens Fjord og Vejle Fjord vokser ålegræsset ikke særligt dybt i forhold til sigtddybden, hvilket tyder på, at ålegræsset har relativt større lyskrav i disse områder, og/eller at andre faktorer end lyset bidrager til at begrænse udbredelsen. Der foregår muslingefiskeri i alle disse områder og det er en sandsynlig begrænsende faktor. I resten af områderne i denne gruppe (Århus Bugt, Flensborg Fjord, Roskilde Fjord, Kolding Fjord) vokser ålegræsset dybere i forhold til sigtddybden, så her er der mindre tegn på, at andre forhold end lyset begrænser udbredelsen.

Områder med tilbagegang i ålegræs og forbedret sigtddybde siden 1989

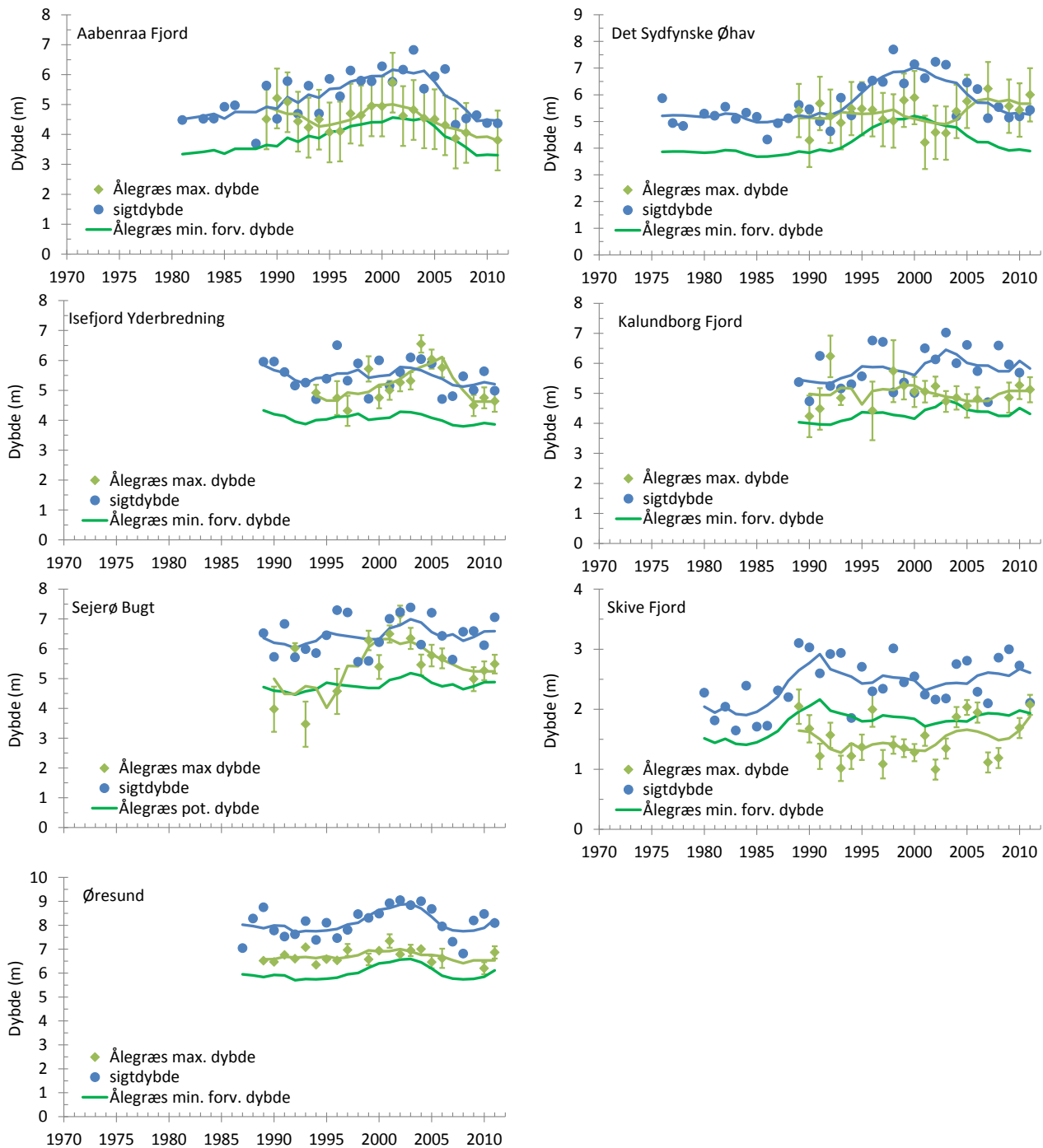
Odense Fjord udgør et særtilfælde blandt de analyserede områder, idet ålegræsset her er rykket ind på lavere vand på trods af, at vandet er blevet signifikant mere klart (tabel 12.3, figur 12.3). Ålegræssets dybdegrænse udviser et brat skift omkring år 2000 fra et niveau på omkring 3 m til et nyt niveau på omkring 2 m. Før 2000 voksede ålegræsset ud til eller lidt dybere end sigtddybden, mens det efter 2000 kun forekom til dybder lavere end 75 % af sigtddybden. Tilsyneladende er der sket et regimeskift i reguleringen af ålegræs i Odense Fjord i retning af, at andre forhold end lyset har fået større betydning. Gennem de seneste år er der gennemført en lang række studier i Odense Fjord for at identificere, hvad der forhindrer ålegræsset i at genvinde det tabte terræn. Og det tabte terræn er stort, for mens ålegræsset dækkede > 17 km² af fjorden i 1983, er der nu kun ~2 km² tilbage (Fyns Amt 2006). Den bare bund med spredte ålegræsfrø og frøplanter på de tidligere ålegræsarealer er udsat for stor fysisk forstyrrelse i form af strøm og bølger, drivende alger samt sandorm (*Arenicola marina*) og andre børsteorm (*Nereis (Hediste) diversicolor* og *Marenzelleria viridis*), som har koloniseret området og endeven der havbunden (Valdemarsen m.fl. 2010). Den fysiske forstyrrelse fører til et stort tab af frøplanter, og man skønner, at drivende alger står for 40 % af tabet (Valdemarsen m.fl. 2010). Sandorm kan yderligere begrænse genvæksten af ålegræs ved at begrave ålegræsfrø til så store dybder, at de ikke kan spire frem, mens de øvrige orm kun begraver frøene i de øverste lag af havbunden og dermed faktisk kan fremme spiringen (Valdemarsen m.fl. 2011, Delefosse & Kristensen 2012).



Figur 12.3. Trends i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (Ålegræs max. dybde) og sigtddybden for områder, hvor der har været tilbagegang i ålegræs og fremgang i sigtddybde. Linjerne angiver 5 års glidende gennemsnit, og error bars angiver spredningen på dybdeudbredelsen. Den mindste forventede dybdeudbredelse for ålegræs (Ålegræs min. forv. dybde) er beregnet som 74 % af sigtddybden (Krause-Jensen m.fl. 2011).

Områder med uændret udbredelse for ålegræs og sigtdybde siden 1989

Syv områder viste ingen signifikant udvikling i hverken ålegræssets maksimale dybdeudbredelse eller sigtdybden. Det gjaldt Skive Fjord, Åbenrå Fjord, Det Sydfynske Øhav samt fire sjællandske kystområder: Sejerøbugten, Kalundborg Fjord, Isefjord Yderbredning og Øresund (tabel 12.3, figur 12.4).



Figur 12.4. Trends i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (Ålegræs max. dybde) og sigtdybden for områder, hvor der ikke er sket nogen ændring i sigtdybde eller ålegræssets dybdeudbredelse. Linjerne angiver 5 års glidende gennemsnit, og error bars angiver spredningen på dybdeudbredelsen. Den mindste forventede dybdeudbredelse for ålegræs (Ålegræs min. forv. dybde) er beregnet som 74 % af sigtdybden (Krause-Jensen m.fl. 2011).

Skive Fjord udgjorde et særtilfælde blandt disse ved at have meget lav dybdeudbredelse både i absolut forstand (1-2 m) og i forhold til sigtdybden (typisk væsentligt lavere end 74 % af sigtdybden). De seneste to år er dybde-

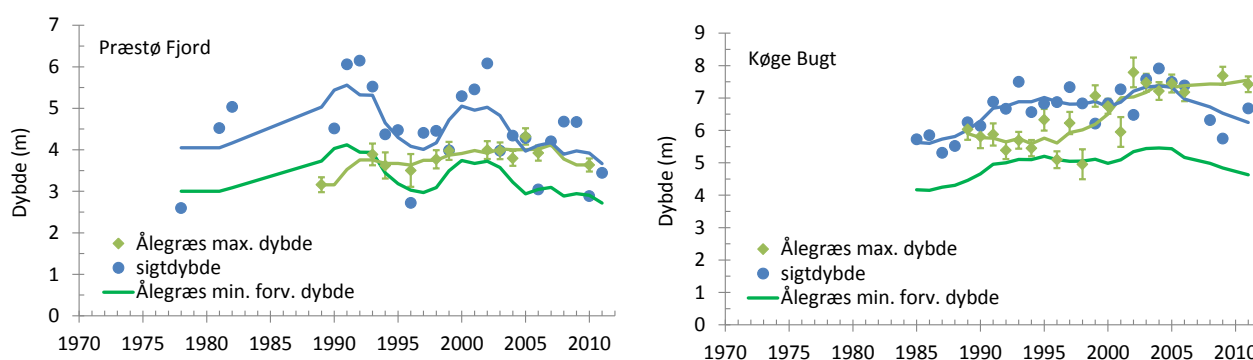
grænsen i Skive Fjord dog forbedret markant, ligesom det også var tilfældet for de øvrige Limfjordsbassiner.

De øvrige områder i denne gruppering har alle relativt dybe ålegræsbestande både i absolut forstand (ca. 4-7 m) og typisk også i forhold til sigtddyben. Data tyder derfor på, at ålegræsset gror omtrent så dybt, som man kan forvente ud fra lysforholdene i disse områder. Ålegræsbestanden i Øresund er en af landets dybeste og var samtidig den mest stabile af de undersøgte bestande med ganske små variationer mellem år og mellem transekter.

Områder med fremgang i ålegræs siden 1989

Kun to af de 20 undersøgte områder viste fremgang i ålegræssets dybdegrænse siden 1989 (tabel 12.3, figur 12.5). Det var Præstø Fjord og Køge Bugt, som begge er meget klarvandede områder. Ålegræssets dybdeudbredelse i Præstø Fjord har ligget ganske stabilt gennem perioden og blot udvist en svag stigning, så dybdegrænsen nærmer sig 4 m (dog lidt lavere det seneste år) og ligger meget tæt på fjordens maksimale dybde (ca. 4,5 m, når der ses bort fra et dybere sedimentationsområde med iltfattig mudderbund uegnet for ålegræsvækst). Det er også grunden til, at ålegræsset ikke har kunnet vokse dybere i de år, hvor vandet har været ekstra klart med sigtddyber større end 6 m. Sigtddyben har svinget betydeligt, men selv i enkeltstående år med dårlig sigt har ålegræsset været i stand til at opretholde den stabile dybdegrænse.

Ålegræsset i Køge Bugt har vundet markant frem siden sidst i 1990'erne efter en årrække med stabile gode lysforhold og har siden da opretholdt og styrket dybdeudbredelsen på trods af dårligere sigt de seneste par år. Mens dybdegrænsen i 10-årsperioden 1989-1998 lå på 4,8-6,1 m, har den siden 1999 været 6,8-7,7 m (bortset fra et enkelt år på 5,8 m) og udgør rekorden blandt de undersøgte bestande. Bestanden udnytter tilsyneladende lyset fuldt ud, idet dybdegrænsen har matchet eller været dybere end sigtddyben de seneste år.



Figur 12.5. Trends i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (Ålegræs max. dybde) og sigtddyben for områder, hvor der har været fremgang i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Linierne angiver 5 års glidende gennemsnit, og error bars angiver spredningen på dybdeudbredelsen. Den mindste forventede dybdeudbredelse for ålegræs (Ålegræs min. forv. dybde) er beregnet som 74 % af sigtddyben (Krause-Jensen m.fl. 2011).

Sammenfatning

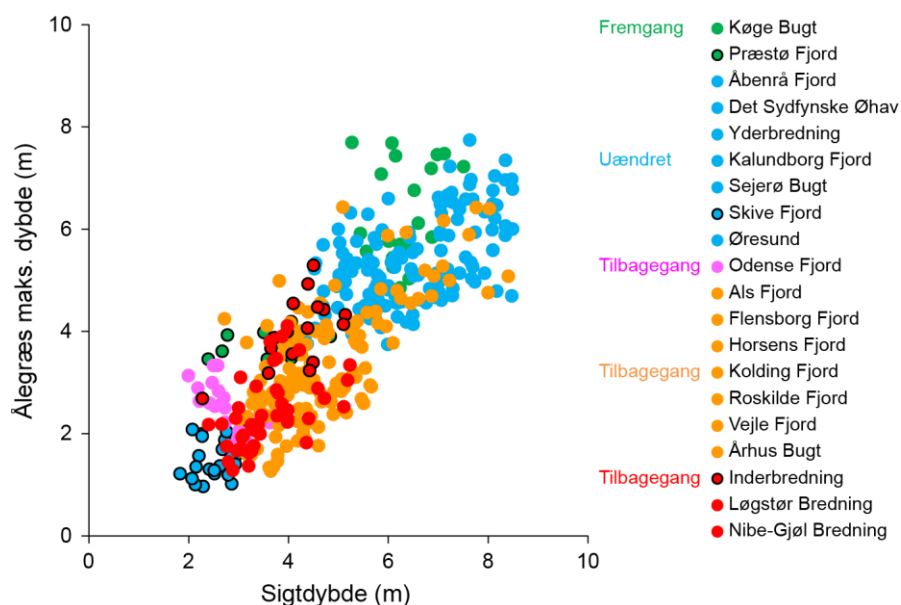
Dårlige lysforhold er hovedårsag til ringe ålegræsudbredelse

Sammenfattende viste kun 2 ud af 20 områder (10 %) fremgang i ålegræssets dybdeudbredelse siden 1989, nemlig Præstø Fjord og Køge Bugt, som begge er klarvandede områder med veludviklede ålegræsbestande. I 11 områder rykkede ålegræsset derimod ind på lavere vand, mens 7 områder ikke viste

signifikante ændringer i hverken ålegræssets dybdeudbredelse eller sigt-dybde på trods af markante reduktioner i næringsbelastningen. Reduktionerne i dybdeudbredelsen har fundet sted i Jylland (Limfjorden, østjyske fjorde), Odense Fjord og de indre dele af fjorde på Sjælland (Isefjord Inderbredning, indre del af Roskilde Fjord). Mange af disse områder har ringe dybdeudbredelse både i absolut forstand og i forhold til sigtdybden (figur 12.6). Områderne, hvor ålegræssets dybdeudbredelse har været i fremgang eller stabil siden 1989, er derimod overvejende klarvandede og har relativt dybe ålegræsbestande med god lysudnyttelse, og de fleste ligger omkring Sjælland (figur 12.6).

Resultaterne viser, at dårlige lysforhold er en væsentlig forklaring på, at ålegræsset ikke er vundet frem på landsplan. Sigt-dybden er kun steget i et enkelt område, reduceret i 4 områder og uændret i 15 af analysens 20 områder siden 1989. Ålegræsset er bl.a. rykket ind på lavere vand i de områder, hvor vandet er blevet signifikant mere uklart siden 1989 (Isefjord Inderbredning og Limfjordsbassiner, men ikke Præstø Fjord, hvor der fortsat er sigt til de største dybder, hvor ålegræsset kan gro) og i områder, hvor sigt-dybden er faldet (om end ikke signifikant) gennem det seneste årti (Århus Bugt, Vejle Fjord, Kolding Fjord, Als Sund og Flensborg Fjord) (figur 12.6).

Figur 12.6. Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse som funktion af sigt-dybden i 20 danske kystområder. Områderne er grupperet efter, om udviklingen i ålegræssets dybdegrænse siden 1989 er karakteriseret ved fremgang (grøn), uændret tilstand i sammenhæng med uændret sigt-dybde (blå) eller tilbagegang i områder med forbedret sigt-dybde (lyserød), uændret/tendens til faldende sigt-dybde (orange) eller faldende sigt-dybde (rød).



Forskelle i lyssvækkelse mellem områder kan også bidrage til at forklare variationerne i sammenhængen mellem sigt-dybde og dybdegrænse (Carstensen m.fl. 2012, Pedersen m.fl. 2012b). Andelen af overfladelys, der er til rådighed ved sigt-dybden, afhænger nemlig af, om det overvejende er planktonalger, andet suspenderet stof eller opløst organisk stof, der svækker lyset (Kirk 1994). Øget resuspension lige over havbunden kan også forstærke lyssvækkelsen betydeligt og derved bidrage til at forklare de tilsyneladende forskelle mellem områder i ålegræssets lyskrav (Pedersen m.fl. 2012a).

Andre forhold end lyset begrænser også ålegræssets udbredelse

Resultaterne understreger også, at ålegræssets respons er kompleks, og at andre faktorer end dårlige lysforhold bidrager til at forringe dybdeudbredelsen og påvirke ålegræssets lyskrav. For det første er ålegræsset også rykket ind på lavere vand i områder, hvor sigt-dybden ikke er forringet (Horsens Fjord, Odense Fjord og Roskilde Fjord). For det andet vokser ålegræsset flere

steder ikke så dybt, som man skulle forvente ud fra sigtddybden (Horsens Fjord, Vejle Fjord, Als Sund, Limfjorden, Odense Fjord og Roskilde Fjord) (figur 12.6).

I flere af disse områder foregår der muslingefiskeri (Horsens Fjord, Vejle Fjord, Als Sund og Limfjorden), som kan være en tabsfaktor, hvis det foregår i eller nær ålegræsbelterne.

Eutrofieringseffekter ud over uklart vand kan også hæmme ålegræsbestandene – det gælder fx epifytiske bevoksninger, organisk berigning af havbunden og iltsvind (Cloern 2001, Koch 2001, Pulido & Borum 2010, Krause-Jensen m.fl. 2011).

Tabet af havgræsser er desuden en selvforstærkende negativ proces, som kan bidrage til at afkoble sammenhængen mellem vandkvalitet og ålegræsdekke, og vanskeliggøre eller forsinke genindvandring af havgræsser efter reduktioner i stresspåvirkningen. For ved reduktionen i ålegræssets udbredelse tabes vigtige økologiske funktioner som fx stabilisering af havbunden, som bidrager til at skabe klarere vand (Carr m.fl. 2010, van der Heide m.fl. 2007, Krause-Jensen m.fl. 2012, McGlathery m.fl. 2012). Et begrænset ålegræsdekke øger også risikoen for, at fysisk forstyrrelse via bølger, drivende alger og gravende orme kan rykke nyetablerede skud løs eller begrave frø og frøplanter – sådanne faktorer er identificeret som vigtige barrierer for øget ålegræsudbredelse i Odense Fjord (Valdemarsen m.fl. 2010). Bestande på lavt vand udsættes også typisk for højere temperaturer, som kan skade ålegræsset og øge dets lyskrav (Stæhr & Borum 2010). Selvforstærkende negative effekter er sandsynlige i mange af de undersøgte fjorde, hvor ålegræsset er begrænset til lavt vand og ikke vokser så dybt som forventet ud fra sigtddybden (figur 12.6). Internationale studier viser også, at havgræsser tilsyneladende har størst lyskrav i områder med dårlige lysforhold og begrænset dybdeudbredelse (Duarte m.fl. 2007). Selvom selvforstærkende mekanismer gør det vanskeligt at genetablere tabte havgræsbestande (fx Munkes 2005, Costello & Kenworthy 2011, Krause-Jensen m.fl. 2012), er der dog også succeshistorier, der viser, at genetablering kan lade sig gøre efter en målrettet indsats (Greening & Janicke 2006, Greening m.fl. 2011, Orth & McGlathery 2012, McGlathery m.fl. 2012).

Del 4 – Sammenfattende diskussion

Jens Würgler Hansen

Danmark er omgivet af hav. 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 øvrige kystnære vandområder.

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

Miljø- og naturkvaliteten er stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den veludviklede industri resulterer i udledninger af forurenende stoffer til havet (se *Del 1*). Hertil kommer belastning fra yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, akvakultur, skibstrafik, ral- og sandsugning, klapning, byggeri samt olie- og gasudvinding og anden offshore industri. Endelig er de danske farvande påvirket af belastning fra nabolandene via havstrømme og atmosfærisk deposition.

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

NOVANA-programmet gør det muligt overordnet at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt vurdere, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt. Grundlaget herfor er, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret.

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

13 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen

Denne sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2011 samt af udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I og diskuterer årsagerne til den nuværende miljø- og naturtilstand.

Klimatiske forhold

2011 startede relativt koldt, men årsmiddeltemperaturen endte alligevel 1,3 °C over gennemsnittet for 1961-1990, og dermed blev året det niende varmeste siden registreringerne startede i 1874. Specielt april var solrig og varm med en middeltemperatur på 4,2 °C over normalen. Resten af året lå temperaturerne omkring normalen, dog sluttede året mildt med temperaturer i november og december ca. 2 °C over normalen.

Vindmæssigt lignede 2011 meget et normalår domineret af vinde fra sydvest bortset fra februar og november. Middelvinden var på niveau med de senere år, hvilket for året som helhed vil sige lavere end i 1980'erne men for juli-september på niveau med de mere vindrige 1980'ere. Indstrålingen i 2011 var gennemsnitlig for året som helhed, men kendetegnet ved et meget solrigt forår og en sommer med en indstråling over normalen i juni men under normalen i de regnfulde måneder juli og august. Afstrømningen i 2011 var 19 % over normalen hovedsageligt på grund af relativ stor afstrømning i årets start forårsaget af snesmeltning og i sensommeren og det tidlige efterår på grund af den megen nedbør.

Temperaturen i både overfladevand og bundvand var ved årets start påvirket af de generelt lave temperaturer i 2010 og især den kolde afslutning på året. Temperaturen i overfladevandet fulgte i store træk forløbet i lufttemperaturen og lå bortset fra årets start lidt over normalen. Bundvandets temperatur holdt sig derimod under normalen helt hen til oktober. Årsmidlen for 2011 i fjorde og kystnære områder og overfladelaget i de åbne farvande var ca. 0,4 °C over normalen, mens bundvandet i de åbne farvande var ca. 0,7 °C under normalen. Trendanalyser viser, at havtemperaturen i de danske farvande er steget ca. 1,5 °C i løbet af de sidste 40 år.

Tilførsler og koncentrationer af næringssalte

Tilførslen af næringssalte fra land til havet afhænger af ferskvandstilførslen, som varierer meget fra år til år. Ferskvandstilførslen i 2011 var 9 % højere end gennemsnittet for perioden 1990-2010. Alligevel var tilførslen af både kvælstof og fosfor markant mindre end gennemsnittet for perioden. Det skyldes en betydelig reduktion i udledningen af kvælstof fra især landbruget og en reduktion i udledningen af fosfor fra især byspildevandet. Sammenlignet med 1990 er den landbaserede tilførsel af kvælstof og fosfor til de marine områder således reduceret med henholdsvis 50 % og 59 %, når der korrigeres for variationen i afstrømningen.

Den beregnede totale atmosfæriske kvælstofdeposition til de danske farvande var højere i 2011 end i 2010 og på niveau med depositionen i 2009. Denne variation hænger overvejende sammen med nedbørsforholdene. Den atmosfæriske kvælstofdeposition til de indre danske farvande er af samme størrelsesorden som kvælstofbelastningen fra land. Den danske andel af den atmosfæri-

ske kvælstofdeposition er vurderet til ca. 12 %. Målinger af kvælstofdepositionen indikerer en reduktion i belastningen på ca. 32 % siden 1989.

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde/kystnære områder og de åbne farvande var generelt lave i 2011 og lå væsentlig under langtidsmidlerne (1989-2009) med undtagelse af maj. De forhøjede koncentrationer af TN og organisk N i maj skyldes formodentlig tilførsel af næringsholdigt vand fra Østersøen. TN-månedsmidlerne i april-juli såvel som november var de hidtil laveste registrerede siden 1989. Et næsten tilsvarende mønster var gældende for de åbne farvande, hvor der var rekordlave TN-koncentrationer i februar, august, september og oktober. I de åbne farvande var TN-koncentrationen i maj den hidtil højest registrerede.

Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var også lave i 2011 sammenholdt med langtidsmidlerne specielt fra juni. Dog var niveauerne for organisk P over middel og niveauerne for DIP under middel i forårsmånederne, hvilket skyldtes planteplanktons store optag af DIP i forbindelse med den meget markante forårsopblomstring. DIP-koncentrationerne i august og december var de hidtil laveste registrerede siden 1989. De forholdsvise lave DIP-koncentrationer i sensommer og efterår skyldes formodentlig en begrænset frigivelse af P fra sedimenterne grundet de generelt gode iltforhold. I de åbne farvande var fosforkoncentrationerne mere på niveau med langtidsmidlerne. Dog var også her et relativt højt niveau af organisk P og relativt lavt niveau af DIP i forårsmånederne grundet den kraftige forårsopblomstring. Tilsvarende som for N var der et markant forhøjet niveau i koncentrationen af den organiske pulje i maj, hvor niveauet var det hidtil højest registrerede.

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne er faldet markant siden 1989, hvilket er en positiv effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationsfaldet har dog været aftagende siden 2002 og har vist en tendens til stagnation for fosfor siden 1997. Årsmidlen for TN i 2011 var således på det laveste niveau siden 1989, mens årsmidlen for TP lå lidt over niveauet for de senere år (dog ikke når korrigeret for afstrømning).

Planteplankton, dyreplankton og sigtddybde

I 2011 steg koncentrationen af klorofyl brat i årets start som følge af en meget tidlig og meget markant forårsopblomstring og opnåede rekordhøje værdier både for fjorde og kystnære områder samt de åbne indre farvande. Udviklingen og niveauet var præget af en usædvanlig stor forekomst af den potentielt giftige *Pseudochattonella farcimen*, som dominerede forårsopblomstringen i de åbne farvande. Herefter fulgte koncentrationen sæsonmønstret for langtidsmidlen (1989-2009) for begge farvandstyper, dog på et niveau under normalen. Årsmidlen for klorofyl i 2011 var på et højere niveau end i 2010 for begge farvandstyper grundet den kraftige forårsopblomstring. I de åbne farvande har koncentrationen af klorofyl ikke ændret sig signifikant siden 1989, mens der for fjorde og kystnære områder er sket et signifikant fald i de klimakorrigerede værdier trods det forøgede niveau i 2011.

Sigtddybden i 2011 var markant under langtidsmidlen (1989-2009) i årets start og slutning. I det tidlige forår var der rekordlave sigtddybder på 2,5 m i fjordene og kystnære områder og 4,5 m i de åbne indre farvande som følge af den markante forårsopblomstring. Årsmidlen for sigtddybden i 2011 var på niveau med 2010 og på samme lave niveau som de senere år. Den klimakorrigerede sigtddybde har således været signifikant faldende siden 2001 i begge farvandstyper.

Forekomsten af potentielt toksiske alger i 2011 var domineret af den meget markante forårsopblomstring af *P. farcimen*, som i høje koncentrationer kan forårsage fiskedød. *P. farcimen* dominerende forårsopblomstringen i de åbne indre farvande sammen med kiselalger, hvis opblomstring var på normalt niveau. I fjorde og kystnære områder var forårsopblomstringen af *P. farcimen* også usædvanlig stor, om end opblomstringen som normalt var domineret af kiselalger.

Sæsonudviklingen i dyreplanktonet i 2011 adskilte sig lige som i 2010 fra normalen ved usædvanligt høje sommerbiomasser af flercellet plankton i både fjorde/kystnære områder og de åbne farvande. De høje sommerbiomasser skyldtes især en stor forekomst af vandlopper. De flercellede dyreplankton har via deres græsning formodentligt bidraget væsentligt til det usædvanlige lave sommerniveau for encellet dyreplankton i begge farvandstyper. I fjorde og kystnære områder har der siden 1989 været et signifikant fald i biomassen af vandlopper, dafnier og encellet plankton (fratrasket ciliater, hvis udvikling ikke har været signifikant), mens der ikke har været nogen signifikant udvikling for dyreplankton i de åbne indre farvande.

Iltsvind

Ilthforholdene var overordnet set relativt gode i 2011. Det skyldes hovedsageligt de klimatiske forhold med usædvanlig lave bundvandstemperaturer og forholdsvis blæsende vejr i den typiske iltsvindperiode (sensommer og efterår). Iltsvind opstod i flere områder relativt tidligt på året, formodentlig fordi kombination af delvis isdække i fjorde og kystnære områder og svage vinde betød en reduceret vandudskiftning i årets første måneder. Det samlede iltsvindsareal i september var på niveau med 2010 men markant mindre end i 2009. Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var det sydlige Lillebælt med de sydjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og Øresund. Derudover var der som sædvanlig markante iltsvind i flere områder af Limfjorden og de dybe dele af Mariager Fjord. Flere steder førte iltsvindet til frigivelse af giftig svovlbrinte.

Bundvegetation og bunddyr

Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989 langs de åbne kyster eller i yderfjordene. I Limfjorden og i inderfjordene er ålegræs overordnet set rykket ind på lavere vand. I Limfjorden var der dog positive tegn i 2011, eftersom den maksimale dybdeudbredelse var steget for andet år i træk. Ålegræssets dækningsgrad er generelt blevet mindre på lavt vand (1-2 m) og på mellemdybder (2-4 m) i perioden 1989-2010. Faldet i tilførsel af næringssalte har altså endnu ikke forbedret ålegræssets udbredelse i de danske farvande. Der er dog store regionale forskelle i ålegræssets udvikling, som hovedsageligt er styret af lysforholdene, om end andre forhold også er af stor betydning i nogle områder.

Makroalgernes dækningsgrad på undersøgte stenrev i 2011 var overordnet set ikke forskellig fra niveauet for perioden 1994-2001. Der er således ikke tegn på nogen generel bedring af forholdene for makroalger, som forsat er påvirket af eutrofiering og for en række stenrev også af søpindsvins græsning. Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var dårligere end i 2010, hvor der ellers var sket en markant forbedring i forhold til de senere år.

Bundfaunaen i de åbne farvande og de åbne dele af de kystnære områder har gennemgået en negativ udvikling siden midt i 1990'erne. Men i 2010 var både artsdiversitet, individtæthed og biomasse steget markant som følge af en

succesful rekruttering. I 2011 var artsdiversitet, individtæthed og biomasse dog atter reduceret markant. Udviklingen i fjordene adskiller sig fra de mere åbne farvande ved at være langt mere variabel fra område til område og fra år til år. I de fleste områder har den overordnede tendens dog været enten negativ eller neutral. I 2011 var billedet også meget broget med fremgang i nogle områder og stilstand eller tilbagegang i andre områder.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr, da registreringerne startede i 1976, til ca. 15.500 dyr i 2011 formentlig hovedsageligt som resultat af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater. I overvågningsperioden er spættet sæl blevet ramt af store virusepidemier i 1988 og 2002, som reducerede bestanden med henholdsvis ca. 20 og 40 %, samt en mindre epidemi i 2007.

Gråsælen var frem til 1800-tallet også 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 er først blevet en del af den nationale overvågning i 2011, men er før det blevet optalt på overvågningslokaliteterne for spættet sæl samt i forbindelse med forskningsmæssige undersøgelser. Gråsælen har været i fremgang de seneste ca. 10 år, og i 2011 blev der observeret gråsæler i Vadehavet, Kattegat og Østersøen.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. Marsvin er lige som gråsæl blevet integreret i den nationale overvågning i 2011, men er før det blevet registeret i forbindelse med forskningsmæssige undersøgelser. I 2011 blev der ved flyovervågning i Skagerrak og den sydlige Nordsø optalt henholdsvis 121 og 128 individer. Akustisk overvågning dokumenterede desuden en udbredt tilstedeværelse af marsvin i de indre danske farvande.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Indholdet af tungmetaller i muslinger (blåmusling og sandmusling) var oftest på et lavt niveau svarende til god økologisk tilstand, og ingen metaller blev målt i koncentrationer over EU's fødevarekriterier. Indholdet af kviksølv var dog over miljøkvalitetskriteriet for biota i 20 % af prøverne, og indholdet af kobber og nikkel i sandmuslingerne i Ringkøbing Fjord overskred grænserne for en god økologisk tilstand. Indholdet af tungmetaller i fisk (skrubbe og ålekvabbe) var lige som for muslinger under EU's fødevarekriterier, men indholdet af kviksølv lå dog over miljøkvalitetskriteriet for biota i ca. 80 % af prøverne. Koncentrationerne af tungmetaller i havvandet i Skive Fjord var under EU's grænseværdier for de undersøgte stoffer (nikkel, bly og cadmium).

Indholdet af miljøfarlige organiske forbindelser i muslinger vurderet i forhold til grænseværdier varierede meget for de enkelte stoffer. Ingen tjærestoffer (PAH'er) blev målt i koncentrationer over grænseværdien for god økologisk tilstand. Derimod var indholdet af det forbudte anti-begroningsmiddel i skibsmalinger tributyltin (TBT) over den økologiske grænseværdi i halvdelen af prøverne, hvilket dog er en markant forbedring i forhold til tidligere. Indholdet af de forbudte organoklorforbindelser (PCB'er) og klorerede pesticider (herunder DDT) er så lavt i muslinger, at undersøgelserne af disse stoffer i stedet fokuseres på fisk (skrubbe og ålekvabbe). Indholdet af nogle af de klorerede forbindelser var over den økologiske grænseværdi i en stor

del af fiskeprøverne, mens niveauet for dioxin og tributyltin lå under miljøkvalitetskriteriet.

I overvågningsprogrammet blev også undersøgt for biologiske effekter af miljøfarlige stoffer hos havsnegle, ålekvabber og blåmusling. Forekomsten af imposex og intersex i havsnegle viste, at TBT-inducerede hormonforstyrrelser stadig er et miljøproblem i det danske havmiljø. Graden af hormonforstyrrelser er dog aftaget markant de senere år, hvilket stemmer overens med observationen af faldende TBT-indhold i muslinger. I blåmuslinger fra tre ud af ni områder var der lav lysosomal membranstabilitet, hvilket tyder på celleskader grundet påvirkning fra miljøfarlige stoffer. Misdannelse i yngel af ålekvabber og forhøjede niveauer af afgiftningsenzymen PAH-metabolitter hos voksne individer indikerede ligeledes påvirkning fra miljøfarlige stoffer i en lang række fjorde og kystnære områder.

Tidstrendanalyser af indholdet af miljøfarlige stoffer i muslinger i Langerak i Limfjorden viser, at niveauet er faldende for en række tungmetaller og organiske forbindelser. Det samlede billede for det danske havmiljø er dog, at især i kystnære områder med lille vandudskiftning og betragtelig påvirkning fra byer og industri er der fortsat så høje niveauer af miljøfarlige stoffer, at det påvirker de økologiske systemer, og miljøtilstanden derfor ikke er tilfredsstillende.

Diskussion

De mest iøjnefaldende ændringer i miljøforholdene i 2011 sammenlignet med 2010 var bundfaunaens tilbagevenden til tidligere lavere niveau for artsdiversitet, individtæthed og biomasse i de mere åbne dele af farvandene samt den markante forårsopblomstring af den potentielt toksiske alge, som bidrog til et forhøjet niveau af klorofyl i fjorde og kystnære områder. De øvrige overvågningsparametre lå i store træk på samme niveau som de senere år undtagen bundvandstemperaturen og forekomsten af flercellet dyreplankton, som var på samme henholdsvis lave og høje niveau som i 2010. Næringssaltkoncentrationerne var fortsat lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, men den mindske belastning har stadig ikke forbedret miljøforholdene markant.

Ifølge den klassiske systemforståelse forventes reducerede næringssaltkoncentrationer at resultere i lavere primærproduktion og dermed en reduktion i mængden af planteplankton, hvilket burde føre til forbedringer af parametre som fx sigtddybden, iltsvind og ålegræssets udbredelse. Denne foresimplede årsagssammenhæng understøttes dog ikke i særlig stor udstrækning af de data, der er præsenteret i denne rapport. Primærproduktionen er ikke reduceret de senere år trods faldende koncentration af kvælstof. Alligevel er der sket en reduktion i mængden af planteplankton (koncentrationen af klorofyl) i fjordene, hvilket dog ikke har bevirket en større sigtddybde, lige som udbredelsen af ålegræs ikke er øget. Så der er flere ting, som ikke stemmer overens med en foresimpleret lærebogsbeskrivelse af årsagssammenhængene.

Årsagen til disse paradokser er uklar og kan ikke udredes udelukkende på baggrund af overvågningsdata, da det kræver mere detaljerede undersøgelser. For eksempel er sigtddybden ud over mængden af planteplankton påvirket af blandt andet tilførslen af organisk stof fra land og resuspension af bundmateriale. Desuden afhænger sigtddybden af det suspenderede materiales sammensætning, herunder ikke mindst fordelingen mellem den organiske og uorganiske fraktion (*Markager m.fl. 2010*). Yderligere er lysmængden ved sigtddybden afhængig af sammensætningen af partiklerne i vandet. Mere

viden om sådanne forhold er nødvendig for at opnå en bedre forståelse af årsager og sammenhænge.

Et andet eksempel på kompleksiteten i økosystemerne er planteplanktons stadig større dominans af kiselalger, hvilket blev bekræftet i 2011, selv om niveauet var lavere end i rekordåret 2010. Årsagen til denne udvikling har ikke kunnet udredes, og konsekvenserne af denne udvikling kendes heller ikke. Men forandringer i artssammensætningen kan påvirke fødekvaliteten af planteplankton for højere trofiske niveauer, såvel som respiration og transporten af organisk stof fra de frie vandmasser til bunden. Mængden og artssammensætningen af havets planter reguleres ikke kun af koncentrationen og tilgængeligheden af næringssalte. I Østersøen har det intensive fiskeri efter torsk således fremkaldt et skift i dominansen af fiskearter, som har påvirket planktodynamikken (*Casini m.fl. 2008*), lige som søpindsvins græsning har haft stor indflydelse på udbredelsen af makroalger i nogle områder i de indre danske farvande.

Ålegræs har endnu ikke eller kun i begrænset omfang responderet positivt på det reducerede niveau af næringssalte. I dette tilfælde kompliceres billedet af, at udbredelsen af ålegræs også er afhængig af iltsvind, lysforhold, temperatur, eksponering og tilstedeværelsen af egnet substrat at vokse i. Ålegræssets rodsystem stabiliserer bunden, så en mindre udbredelse af ålegræs fører til øget resuspension af bundmaterialet, hvilket yderligere forværrer lystilgængeligheden og sigtddybden. Sådanne selvforstærkende mekanismer medvirker til at øge kompleksiteten og gør det vanskeligere at vende en negativ udvikling.

Iltsvindssituationen i 2011 var bedre end de foregående år, primært på grund af mere blæsende vejr på kritiske tidspunkter i iltsvindets udvikling. Set over de sidste 40 år er temperaturen dog steget ca. 1,5 °C, hvilket øger respirationen og dermed iltforbruget. Selv hvis eutrofieringen i fremtiden fastholdes på det nuværende niveau, vil en temperaturstigning på 3-4 grader medføre, at arealudbredelsen af iltsvind bliver 2-3 gange større end i dag, og at 10-20 % af de indre danske farvande hvert år vil blive ramt af kraftigt iltsvind (*Ærtebjerg m.fl. 2007*).

Næringssalte påvirker havmiljøet, men også miljøfarlige stoffer kan have en fundamental og nogle gange meget lokal effekt. En række miljøfarlige stoffer findes i mange områder på et niveau, hvor der kan forekomme skadelige effekter. Det gælder især for tungmetallerne kviksølv, cadmium og kobber, tjærestofferne PAH og antibegroningsmidlet TBT. Biologiske effekter af miljøfarlige stoffer er påvist i mange områder. Det drejer sig især om hormonforstyrrelser i havsnegle forårsaget af TBT, men der ses også ændringer i lysosomal membranstabilitet hos blåmuslinger som følge af organiske miljøgifte som PAH og PCB samt forekomst af misdannet yngel og øget aktivitet af afgiftningsenzymmer hos ålekvabbe. Miljøfarlige stoffer kan også påvirke de indikatorer, der traditionelt anvendes til påvisning af effekter af eutrofiering, dvs. primærproduktion, klorofylkoncentration og artsdiversitet. Forholdene kompliceres yderligere af, at de forskellige presfaktorer, fx næringssalte og miljøfarlige stoffer, kan forstærke hinanden og give anledning til en såkaldt cocktaileffekt.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store og mangeartede, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne én af påvirkningerne, fx eutrofiering. Nyere forskning viser, at selv hvis de væ-

sentligste påvirkninger reduceres, vil marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til en oprindelig tilstand, men måske finde hen imod en ny balance. Forbedringen af miljøet er således en proces, der kan tage mange år og fortsat global opvarmning vil yderligere forsinke eller 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 (*Nielsen & Hansen 1999*), giftige alger (*Kaas m.fl. 1999*) og bundmaling (*Foverskov m.fl. 1999*). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra Det Marine Fagdatacenter.

A

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 - baggrundsvurderingskriterie. OSPAR værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenede område eller sedimentsøjler dateret til præ-industrialiseret tid), eller lav koncentration for organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikkerheden for at få et tal at foretage de statistiske sammenligninger med.

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

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

biota – organismer, der anvendes til analyser.

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

bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet.

bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

C

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

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

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

congen-mønster – se PCB.

copepoder – se vandlopper.

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

D

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

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

deposition – se atmosfærisk nedfald.

DEVANO-programmet (DEcentral VAnd og NaturOvervågning) – understøtter miljømålsloven og er en væsentlig aktivitet i forbindelse med opfyldelse af forpligtigelserne i vandrammedirektivets operationelle overvågning og Natura 2000-direktivernes behov. I DEVANO indgår 5 delprogrammer for henholdsvis søer, vandløb, kystvande, grundvand og naturtyper.

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

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

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

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

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

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

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

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

F

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

farvandsområder – se farvande.

fauna – dyr.

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

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

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

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

fosfat (PO_4) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

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

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

fytoplankton – se planktonalger.

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

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

G

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

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

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

H

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

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

HCBD – hexachlorbutadien.

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

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

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

hormonforstyrrelse – hormoner er stoffer i dyr og planter, der har en regulerende funktion. Ved hormonforstyrrelser 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 O_2 bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O_2 pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O_2 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 O_2 pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O_2 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.

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

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

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 Afdeling for Atmosfærisk Miljø (DMU) måleprogram i byerne. Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.

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.

monitering – 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).

næringssalte – 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

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

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

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

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

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

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

P

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

PCB – polychlorede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes desuden tidligere i kondensatorer. Sammensætning af de enkelte PCB-forbindelser kaldes congen-mønster og kan afspejle forureningskilden.

P – se fosfor.

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

pg – forkortelse for pikogram, dvs.
 $1/1.000.000.000.000 \text{ g } (10^{-12} \text{g})$.

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.
 $1/1.000.000.000.000 \text{ l } (10^{-12} \text{l})$.

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 fyttoplankton.

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

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

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

respiration – ånding.

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

S

salinitet – se saltholdighed.

saltholdighed – mængden af salte i vandet. Ofte angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromille (‰). I havvand er natriumklorid det salt, der findes i størst mængde og derfor også det salt, som stort set bestemmer saltholdigheden. Natriumklorid er også det vigtigste salt i køkkensalt.

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

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

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

sigtdybde – mål for vandets klarhed.

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

SMHI – Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

springlag – se skilleflade.

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

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

T

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

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

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

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

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

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

tungmetaller – er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd) eller kviksølv (Hg). Bruges ofte som 'slang' for giftige metaller, dvs. letmetallet zink (Zn) og metalloider (halvmetaller) som arsen (As).

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

U

uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

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

V

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

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

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

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

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

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

VV – vådvægtsbasis.

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

Z

zooplankton – se dyreplankton.

Å

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

15 Referencer

- Andersen, L.W. & Olsen, M.T. 2010: Distribution and population structure of North Atlantic harbour seals (*Phoca vitulina*). - NAMMCO Scientific Publications 8: 15-36.
- Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodríguez, 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.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001: Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Cappelen, J. 2012: Danmarks klima 2011 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland. - Teknisk rapport 12-01. Danmarks Meteorologiske Institut.
- Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bi-stability 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. 2010: Censored data regression: Statistical methods for analyzing Secchi transparency in shallow systems. - Limnology & Oceanography: Methods 8: 376-385.
- Carstensen, J., Sánchez-Camacho, M., Duarte, C.M., Krause-Jensen, D. & Marbà, M. 2011: Connecting the dots: downscaling responses of coastal ecosystems to changing nutrients concentrations. - Environmental Science and Technology 45: 9122-9132. DOI: 10.1021/es202351y.
- Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K. & Windolf, J. 2012: Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. - Hydrobiologia. *In press*.
- Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J.-C. & Kornilovs, G. 2008: Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. - Proceeding of the Royal Society B. 275: 1793-1801.
- Cloern, J.E. 2001: Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. - Marine Ecology Progress Series 210: 223-253.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2007: Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. - Ecological Applications. Supplement 17(5): 165-184.

- Costanza R. m.fl. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. - *Nature* 387: 253-260.
- Costello, C.T. & Kenworthy, W.J. 2011: Twelve-year mapping and change analysis of eelgrass (*Zostera marina*) areal abundance in Massachusetts (USA) identifies statewide declines. - *Estuaries and Coasts* 34: 232-242.
- 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. 2005: Hårdbundsvegetation som indikator for naturkvalitet og bevaringsstatus på stenrev. I: Dahl, C.(red.), Andersen, J. H.(red.), Riemann, B.(red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Strand, J.: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 535: 26-53.
- 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. 2012: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. - BaltSeaPlan Report, no. 27.
- Dahllöf, I., Strand, J., Gustavson, K. & Bjerregaard, P. 2011: Miljøfarlige stoffer og ålekvabbe. Samlet analyse. Rapport fra Naturstyrelsen. 40 s.
- Delefosse, M. & Kristensen, E. 2012: Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. - *Journal of Sea Research* 71: 41-49.
- 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.
- Dolmer, P., Christoffersen, M., Poulsen, L.K., Geitner, K., Aabrink, M., Larsen, F., Kristensen, P.S. & Holm, N. 2011: Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2011/2012. - DTU Aqua-rapport nr. 244-2011. DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Duarte, C.M. 1995: Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - *Ophelia* 41: 87-112.
- Duarte, C. M., Marbá, N., Krause-Jensen, D. & Sánchez-Camacho, M. 2007: Testing the predictive power of seagrass depth limit models. - *Estuaries and Coasts* 30: 652-656.
- 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.

Edrén, S.M.C., Andersen, S.M., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P.B., Dietz, R. & Miller, L. 2010: The effect of a large Danish offshore wind farm on harbour and grey seal haul-out behaviour. - *Marine Mammal Science* 26(3): 614-634.

Ellermann m.fl. 2012: Atmosfærisk deposition 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30.

EU 2006: DIRECTIVE 2006/113/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 December 2006 on the quality required of shellfish waters. - Official Journal of the European Union.

EU 2008: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. Den Europæiske Unions Tidende 24.12.2008.

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.

Fyns Amt 2006: Miljøfarlige stoffer og ålegræs i Odense Fjord. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, Odense.

Gilles, A., Scheidat, M. & Siebert, U. 2009: Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. - *Marine Ecology Progress Series* 383: 295-307.

Greening, H. & Janicki, A. 2006: Toward reversal of eutrophic conditions in a subtropical estuary: water quality and seagrass response to nitrogen loading reductions in Tampa Bay, USA. - *Environmental Management* 38: 163-178.

Greening, H.S., Cross, L.M. & Sherwood, E.T. 2011: A multiscale approach to seagrass recovery in Tampa Bay, Florida. - *Ecological Restoration* 29: 1-2.

Härkönen, T. & Harding, K.C. 2001: Spatial structure of harbour seal populations and the implications thereof. - *Canadian Journal of Zoology* 79 (12): 2115-2127.

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: 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 2010a: Ecosystem health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. -Balt. Sea Environ. Proc. No. 122. 63 pp.

HELCOM 2010b: Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B.

HELCOM 2011: Core indicators and Indicator Fact Sheets, Proposed core indicators with background documentation and GES boundaries, Agenda Item 4. HELCOM Monitoring and Assessment Group (MONAS), 15th Meeting, Vilnius, Lithuania, 4-7 October, 2011.

IMO 2008: International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. Adoption: 5 October 2001; Entry into force: 17 September 2008.

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

Josefson, A.B., Blomkvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009: Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of multi-metric indices. - Marine Pollution Bulletin 58: 1263-1277.

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

Keats, D.W. 1991: American plaice, *Hippoglossoides platessoides* (fabricius), predation on green sea urchins, *Strongylocentrotus droebachiensis* (muller, of), in eastern Newfoundland. - Journal of Fish Biology 38 (1): 67-72.

Keats, D.W., Steele, D.H. & South, G.R. 1986: Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus* L.; Pisces: Anarhichidae) predation on green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F.Mull.); Echinodermata: Echinoidea) in eastern Newfoundland. - Canadian Journal of Zoology 64 (9): 1920-1925.

Kirk, J.T.O. 1994: Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

Koch, E.M. 2001: Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. - Estuaries 24: 1-17.

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., Carstensen, J., Nielsen, S.L., Dalsgaard, T., Christensen, P.B., Fossing, H. & Rasmussen, M.B. 2011: Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. - *Marine Ecology Progress Series* 425: 91-102.

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

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

Lyons, B.P., Thain, J.E., Stentiford, G.D., Hylland, K., Davies, I.M. & Vethaak, A.D. 2010: Using biological effects tools to define Good Environmental Status under the European Union Marine Strategy Framework Directive. - *Marine Pollution Bulletin* 60: 1647-1651.

Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 2010: Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 54 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 787.

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

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.

Munkes, B. 2005: Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. - *Aquatic Sciences* 67: 372-381.

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

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O., 2002: Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. - *Estuaries* 25: 1025-1032.

Norderhaug, K.M. & Christie, H.C. 2009: Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. - *Marine Biology Research* 5: 515-528.

- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1993: Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. - Marine Ecology Progress Series 94: 91-99.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1994: Patch dynamics of eelgrass. - Marine Ecology Progress Series 106: 147-156.
- Olsen, M.T., Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S.M.C., Linnet, A. & Harkonen, T. 2010: Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. - NAMMCO Scientific Publications 8: 77-94.
- Orth, R.J. & McGlathery, K.J. 2012: Eelgrass recovery in the coastal bays of the Virginia Coast Reserve, USA. - Marine Ecology Progress Series 448: 173-176.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria. OSPAR Commission.
- OSPAR 2008: 2007/2008 CEMP Assessment: Trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and trends in TBT-specific biological effects. - Assessment and Monitoring Series, OSPAR Commission, 36 pp.
- OSPAR 2009a: CEMP assessment report: 2008/2009. Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. - OSPAR publication number 390/2009. Monitoring and Assessment Series. ISBN 978-1-906840-30-3. 80 pp.
- OSPAR 2009b: Background document on assessment criteria for QSR 2010. - OSPAR publication number 461/2009. Monitoring and Assessment Series. ISBN 978-1-907390-08-1. 25 pp.
- OSPAR 2010: Quality Status Report 2010. OSPAR Commission. London. 176 pp.
- Pedersen, T.M., Gallegos, C.L. & Nielsen, S.L. 2012a: Influence of near-bottom re-suspended sediment on benthic light availability. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 106: 93-101.
- Pedersen, T.M., Sand-Jensen, K., Markager, S. & Nielsen, S.L., 2012b: Optical changes in a eutrophic estuary during reduced nutrient loadings. - Estuaries and Coasts. *In press*.
- Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 385: 8-13.
- Scheidat, M., Gilles, A., Kock, K.-H. & Siebert, U. 2008: Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) abundance in the south-western Baltic Sea. - Endangered Species Research 5: 215-223.
- SFT 2007: TA-2229/2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Statens Forurensningstilsyn, Norge.
- Simonsen, V. & Strand, J. 2010: Genetic variation of *Zoarces viviparus*: six populations revisited after about 35 years. - Hereditas 147: 250-255.

- Strand, J. & Dahllöf, I. 2005: Biologisk effektmonitoring - fisk. Kap. 6.3, NOVANA teknisk anvisning.
- Strand, J., Larsen, M.M., Næs, K., Cato, I. & Dahllöf, I. 2006: Tributyltin (TBT): Forekomst og effekter i Skagerrak. Uddevalla, Sweden, Rapport fra Forum Skagerrak II, 39 s.
- Strand, J., Bignert, A., Londesborough, S., Leivuori, M., Larsen, M.M. & Pedersen, B. 2008: Hazardous substances and classification of the environmental conditions in the Baltic Sea and the Kattegat: Comparisons of different Nordic approaches for marine assessments. - TemaNord 2008:542, 64 pp.
- Strand, J. 2010: Biologisk effektmonitoring. - I: Petersen, D.L.J. & Hjorth, M. (red.); Marine områder 2009: NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, - Faglig rapport fra DMU nr. 800, s. 94-99.
- Stuer-Lauridsen, F., Gustavson, K., Møhlenberg, F., Dahllöf, I., Strand, J., Bjerregaard, P., Korsgaard, B., Rasmussen, T.H., Halling-Sørensen, B., 2008: Misdannet ålekvabbeyngel og andre biologiske effekter i danske vandområder. Litteraturudredning. Miljøprojekt 1151. Rapport fra By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet. 208 s.
- Stæhr, P. & Borum, J. 2011: Seasonal acclimation in metabolism reduces light requirements of eelgrass (*Zostera marina*). - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 407: 139-146.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K.N., Desportes, G. & Siebert, U. 2011a: High density areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. - Marine Mammal Science 27: 230-246.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Berggren, P., Mouritsen, K.N., Gillespie, D. & Tougaard, J. 2011b: Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. - ICES Journal of Marine Science 68: 929-936.
- 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., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. 2008: High density areas for harbour porpoises in Danish waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 84 pp. - NERI Technical Report No. 657.
- 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.

Vadas, Sr.R.L. & Steneck, R.S. 1995: Overfishing and inferences in kelp-sea urchin interactions. - In: Skjoldal, C., Hopkins, C., Erickstad, K.E. & Leinaas, H.P. (Eds.); Ecology of fjords and coastal waters. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 509-524.

Valdemarsen, T., Canal-Verges, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M.D. & Flindt, M.R. 2010: Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. - Marine Ecology Progress Series 418: 119-130.

Valdemarsen, T., Wendelboe, K., Egelund, J.T., Kristensen, E. & Flindt, M.R. 2011: Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 410: 45-52.

van der Heide, T., van Nes, E.H., Geerling, G.W., Smolders, A.J.P., Bouma, T.J. & van Katwijk, M.M. 2007: Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. - Ecosystems 10, 1311-1322.

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

Vorkamp, K., Svendsen, T.C., Rønsholdt B. & Larsen; M.M. 2012: Different organochlorine contaminant profiles in groups of flounders (*Platichthys flesus*) from sampling locations around Denmark. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 13-23.

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

Ærtebjerg, G., Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S.S., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Strand, J., Söderkvist, J., Mouritsen, L.T., Bråten, S., Hoffmann, E. & Richardson, K. 2005: Marine områder 2004 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 551.

Ærtebjerg, G. (red.) 2007: Marine områder 2005-2006 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 95 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 639.

[tom side]

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Jacob Carstensen & Peter Henriksen

Næringssaltskoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

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

- Stations-, måneds- og årsvariation (3 faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringssalte 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 næringssalte 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:

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

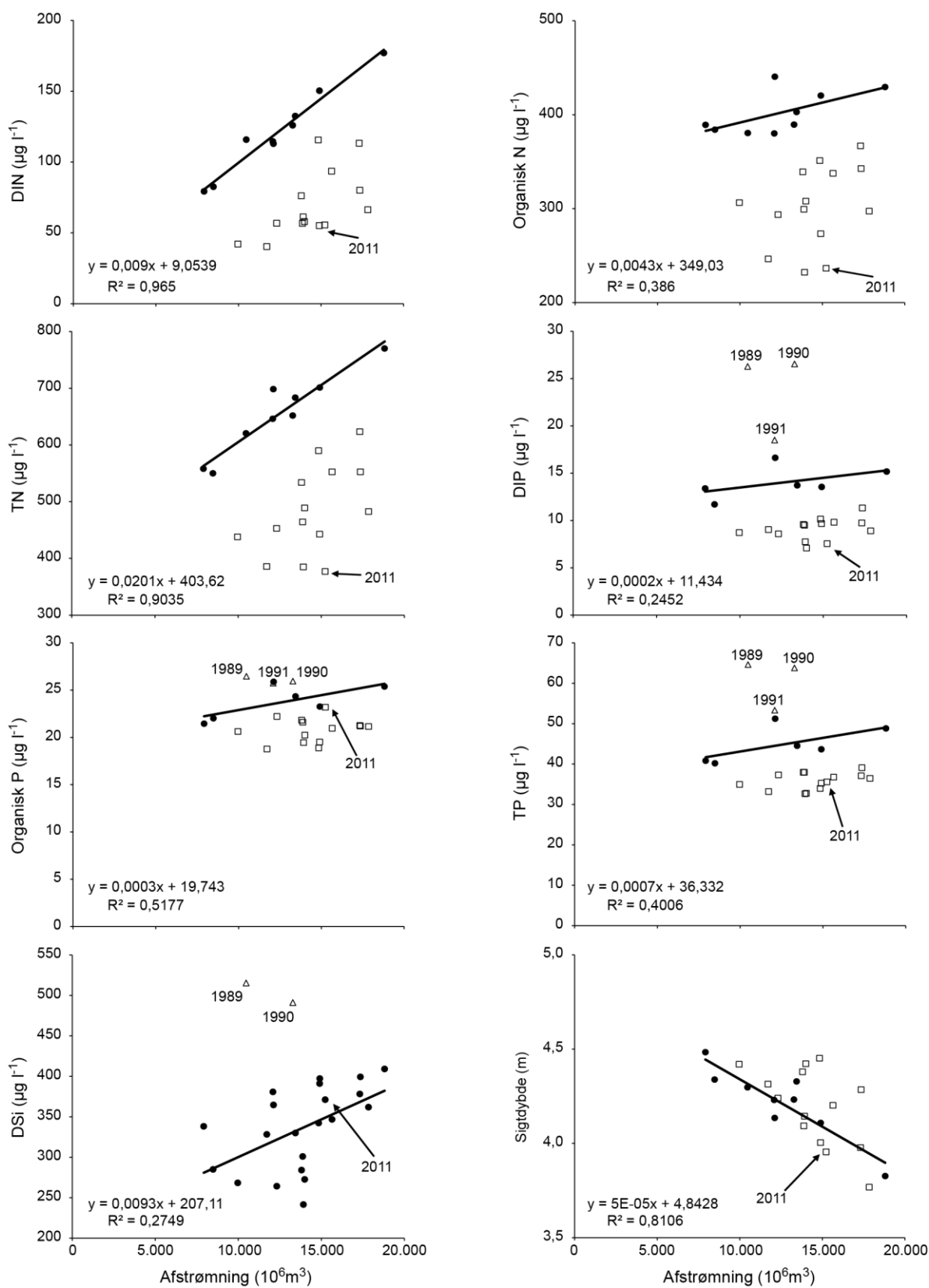
Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for $\log(\text{DIN})$ i bundvandet i 2011 var normalfordelt $N(4,22;0,050^2)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er $67,80 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på $[61,38;74,89]$.

Korrektioner for klimatiske variationer

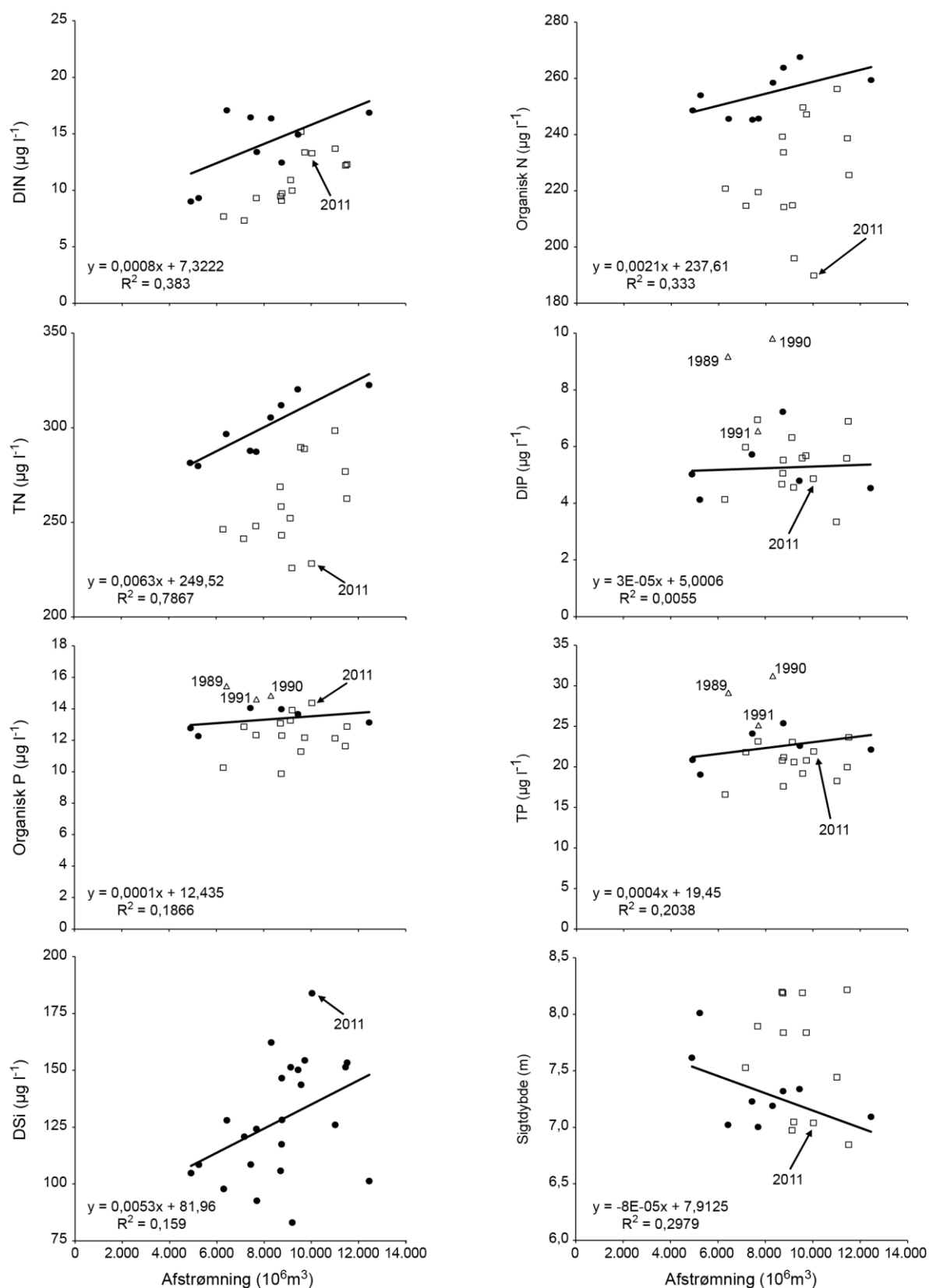
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringssaltkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringssalte, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis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

Relationerne mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN og TN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystnære områder (*figur B1.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammer fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. Det må ligeledes forventes, at virkemidlerne i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug (vedtaget i 1991) først har haft en effekt på den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor fra midten af 1990'erne. For DIP og TP blev årene 1998-2011 udeladt af samme årsag som for kvælstof sammen med årene 1989-1991, hvor punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for DSi, men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

Da næringssaltkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for åbne farvande (DIN, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97). For TN gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, og for DIN, DIP og TP blev relationerne forbedret men blev dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.

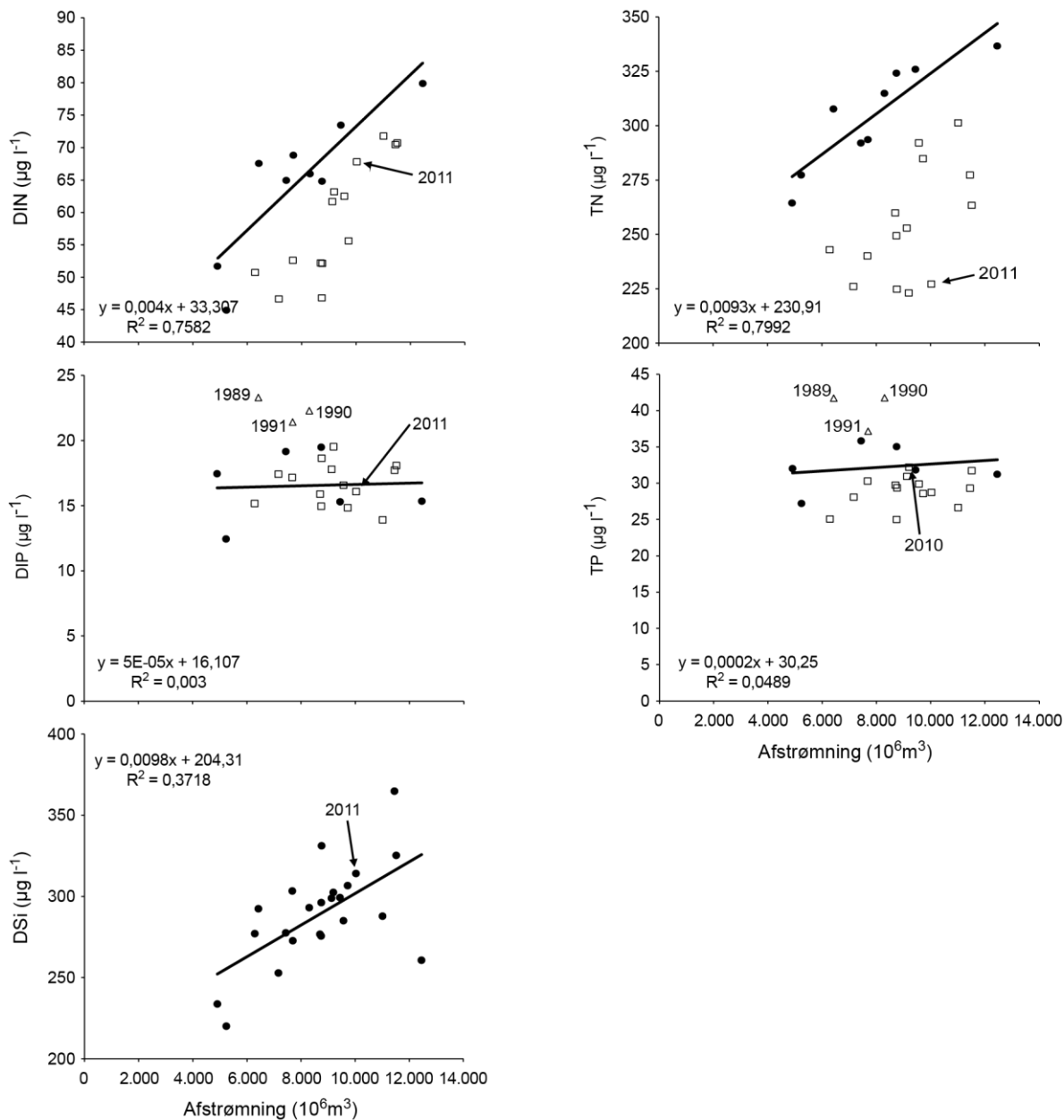


Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSI og sigtdybde i fjorde og kystnære områder mod afstrømning. Årene 1988-2011 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde. For DIP og TP er årene 1989-1991 markeret med trekkanter, og for DSI er årene 1989 og 1990 markeret med trekkanter.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigtdybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1988-2011 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter.

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, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97; DSi: 1989-2011). For DIN, TN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP og TP ikke viste nogen stærk sammenhæng mod afstrømningen (figur B1.3).



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP og TP for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre havområder mod afstrømning. Årene 1998-2011 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP og TP, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter.

Kiselalgebiomasse

Beregning af observerede indeks

Resultater og konklusioner af nærværende beregninger er præsenteret i årets statusrapport for marine områder, *kapitel 6*. Baggrund for beregning og sammenhæng med øvrige parametre er behandlet der. Dette bilag beskriver primært den tekniske udførsel af beregningerne.

Beregning af observerede indeks

I alle beregninger er fjorde/kystnære områder og åbne farvande behandlet hver for sig. Fjorde er alle stationer, som har en fjordkode i MADS. Alle øvrige stationer er betragtet som tilhørende åbne farvande.

Alle beregninger er udført på tidsvægtede årsmiddelværdier. For hver station er der beregnet en global middelværdi for alle år, og en middelværdi for hvert enkelt år. En indekssværdi for det enkelte år er derefter beregnet som:

$$\text{Indeks (år, station)} = \frac{\text{middelværdi (år, station)} \times 100}{\text{global middel (station)}}$$

Derefter er der beregnet en national indekssværdi for året som middelværdien af indekser på alle stationer det pågældende år. Dette er det observerede indeks for den pågældende parameter for henholdsvis fjorde og åbne farvande.

Metoden er i princippet en normalisering af værdierne til middelværdien på den pågældende station. Dette sikrer, at alle stationer bidrager med samme vægt til det nationale indeks, uanset deres numeriske værdi og uanset antallet af observationer det pågældende år.

Bilag 2 Dataanalyser – bundvegetation

Jacob Carstensen & Dorte Krause-Jensen

Beregning af dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse

Ålegræssets hovedudbredelse – defineret som den største dybde med 10 % dækning – er beregnet ved lineær interpolation af punktobservationer af ålegræssets dækningsgrad.

Frem til 2001 opgjorde dykkere én samlet dækning (skala fra 1-5) pr. dybdeinterval, men efter 2001 er dækningen (i procent) opgjort i punkter langs dybdegradier, hvilket gør det muligt at fastlægge hovedudbredelsen mere præcist. For data frem til 2001 har vi omsat dækningen i intervaller til punktobservationer ved følgende regler:

- Den gennemsnitlige dækning i et interval repræsenterer intervallets middeldybde. Eksempel: Hvis intervallet 4-6 m har en dækning på 15 %, har intervallets midtpunkt, dvs. dybden 5 m, præcis 15 % dækning.
- Hvis det dybeste interval har en dækning over 10 %, har vi antaget, at den største dybde i intervallet har dækningen 0,1 %. Eksempel: Hvis intervallet 4-6 m er det dybeste og har en dækning på 15 %, dækker ålegræsset 0,1 % på 6 m's dybde.
- I de sjældne tilfælde, hvor den dybeste punktobservation er større end 10 %, repræsenterer denne dybde hovedudbredelsesdybden. (Teoretisk set burde man tilpasse punktobservationerne med en eksponentielt aftagende funktion, svarende til lysets svækkelse, men denne metode er for usikker for data før 2001, fordi vi er nødt til at fastsætte dækningen for det yderste ålegræsstrå som en arbitrær lav værdi (fx 0,1 eller 0,01 %), og det ville give en kæmpe forskel, om vi valgte det ene eller det andet).

Modellering

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfældige replikater (stokastisk effekt). Hvert område er kategoriseret som 'åben kyst', 'yderfjord' eller 'inderfjord'. Analyserne inkluderer samtlige data om ålegræssets dybdegrænse og dækning i MADS-databasen, eksklusiv dybdegrænser der falder sammen med transektets maksimale dybde samt dybdegrænser lavere end 1,5 m, da vi går ud fra, at disse er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også områder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi vi benytter en generaliseret lineær model.

Modellen antager, at variationer i dybdegrænsen (X) afhænger af fjordområde og undersøgelsesår, som begge er deterministiske effekter:

$$X_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + e_{ijk}$$

For dækningsgraden (Y) inden for intervallerne 1-2, 2-4, 4-6 og 6-8 m antager modellen en lineær dybdeafhængighed af punktmålingerne inden for intervallerne, 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.

Til sidst er den tidslige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad analyseret vha. lineær regressionsanalyse.

Inddeling af ålegræstransektorer

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

Åbne kyster	Yderfjorde	Inderfjorde
Aabenraa Fjord	Aabenraa Fjord	Aabenraa Fjord
Bornholm	Als Fjord	Als Fjord
Ebeltoft Vig	Det Sydfynske Øhav	Augustenborg Fjord
Endelave	Flensborg Fjord	Dybsø Fjord
Fakse Bugt	Guldborg Sund	FH Tornen
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Flensborg Fjord
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Gamborg Fjord
Horsens Fjord (ud for)	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	Genner Fjord
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Grønsund
Karrebæksminde Bugt	Mariager Fjord	Guldborg Sund
Kattegat N	Nakskov Fjord	Haderslev Fjord
Køge Bugt	Nyborg Fjord	Helnæs Bugt
Langelandssund	Odense Fjord	Hjarbæk Fjord
Lillebælt nord	Randers Fjord	Holbæk Fjord
Lillebælt syd	Roskilde Fjord	Holsteinborg Nor
Læsø	Stege Bugt	Horsens Fjord
Nivå Bugt	Vejle Fjord	Inderbredning
Nord for Sjælland	Yderbredning	Kalundborg Fjord
Odense Fjord	Århus Bugt	Karrebæk Fjord
Sejerø Bugt		Kertinge Nor/Kerteminde Fjord
Smålandsfarvandet		Knebel Vig
Storebælt		Kolding Fjord
Århus Bugt		Korsør Nor
Øresund		Lammefjord
		Lindelse Nor
		Mariager Fjord
		Nakkebølle Fjord
		Nakskov Fjord
		Nisum Fjord
		Nyborg Fjord
		Odense Fjord
		Præstø Fjord
		Randers Fjord
		Ringkøbing Fjord
		Roskilde Fjord
		Skælskør Fjord
		Skælskør Nor
		Stege Nor
		Tempelkrog
		Vadehavet
		Vejle Fjord
		Århus Bugt

[tom side]

MARINE OMRÅDER 2011

NOVANA

De betragtelige reduktioner i tilførslen af næringssalte fra land og luft og afledte fald i koncentrationen af nærings-salte, der er sket siden vandmiljøplanernes start, har bortset fra et fald i klorofylkoncentrationen i fjorde og kystnære områder endnu ikke ført til de tilsigtede forbedringer af miljøtilstanden i de indre danske farvande. Der er således ikke sket nogen entydig forbedring af parametre som fx sigtdybde og ålegræssets udbredelse, der ellers kunne forventes at reagere positivt på de lavere næringssalt-koncentrationer i vandet. Ålegræssets dybdeudbredelse har således ikke vist nogen signifikant udviklingstendens langs de åbne kyster og i yderfjordene siden 1989, mens ålegræsset i inderfjordene generelt er rykket ind på lavere vand siden 1989. Årsagerne til den manglende forbedring af miljøtilstanden er endnu ukendt. De senere års studier af økosystemer peger i retning af, at responsmønstret på reduceret næringssaltbelastning efter længere tids eutrofiering ofte er meget komplekst og sjældent sker som en lineær tilbagevenden til tidligere tiders tilstand. Dette hænger blandt andet sammen med, at eutrofiering ofte er del af en cocktail af påvirkninger, som kan ændre et økosystem fundamentalt og gøre det vanskeligt at vende udviklingen.

Klimaændringer modvirker således generelt udviklingen mod en mindre belastning af havmiljøet. Overvågningen i 2011 har dog også vist positive ændringer. Der er således en tendens til øget dybdeudbredelsen af ålegræs i Lim-fjorden. Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre omfattende end gennemsnitligt for perioden 2003-2009, hovedsageligt pga. periodevis blæsende vejr i den typiske iltsvindsperiode. Antallet af spættet sæl, gråsæl og marsvin er stabilt eller i fremgang og gråsæl yngler nu i Danmark efter ca. hundrede års pause. Indholdet af tungmetaller i muslinger og fisk var i henholdsvis 20 % og 86 % over miljøkvalitetskriteriet for biota fortrinsvis pga. kviksølv, men ingen metaller var over EU's fødevarekriterier. Indholdet af PAH'er i muslinger og chlorerede forbindelser i fisk var i de fleste tilfælde på et niveau svarende til god tilstand. Niveaulet af miljøfarlige stoffer er generelt for nedadgående, især for de organiske forbindelser hvor der er grebet ind med lovgivning (PAH, PCB og TBT). Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen er over de økologiske grænseværdier, og der kan ikke udelukkes biologiske effekter. Biologiske effekter blev i overensstemmelse hermed påvist hos snegle, muslinger og ålekvabber i en lang række områder.