MARINE OMRÅDER 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77 2013

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77 2013

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. 77
Titel: Marine områder 2012
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 2013
Redaktion afsluttet: Oktober 2013
Faglig kommentering: Medarbejdere i Naturstyrelsen; DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi; Bo Riemann, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Finansiel støtte: Miljøministeriet

Bedes citeret: Hansen, J.W. (red.) 2013: Marine områder 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 162 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77
http://dce2.au.dk/pub/SR77.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: I 2012 var der flere indikationer på en positiv udvikling i miljøtilstanden, som delvist kan forklares ved en stor indstrømning af næringsfattigt bundvand fra Nordsøen i årets første måneder. Sigtdybden og dybdeudbredelsen af makroalger på stenrev var markant forøget, og mængden af klorofyl og primærproduktionen var markant reduceret. Det generelle indtryk er dog forsat, at de betragtelige reduktioner i tilførslen af næringssalte fra land og luft og afledte fald i koncentrationen af næringssalte siden vandmiljøplanernes start i 1987 endnu ikke har ført til de tilsigtede forbedringer. 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. Årsagerne til den manglende forbedring af miljøtilstanden er stadig delvist uafklarede. De senere års studier af økosystemer peger i retning af, at responsen på reduceret næringssaltbelastning efter længere tids eutrofiering er meget komplekst og tit resulterer i en anden tilstand end den oprindelige. Dette hænger bl.a. sammen med, at eutrofiering ofte er del af en cocktail af påvirkninger (herunder klimaforandringer), som kan ændre et økosystem fundamentalt og gøre det vanskeligt at vende udviklingen. Desuden vil responset på forbedrede forhold ofte ske med flere års forsinkelse. De indledningsvis nævnte positive ændringer kan suppleres med, at: 1) tendensen til en øget dybdeudbredelse af ålegræs i Limfjorden blev forstærket i 2012, 2) iltsvindets udbredelse var relativt lille for tredje år i træk og 3) antallet af spættet sæl, gråsæl og marsvin var stabilt eller i fremgang. For de miljøfarlige stoffer var udviklingen negativ for nogle parametre, positiv for andre og stabil for en del. Indholdet af tungmetaller i muslinger og sediment lå generelt lidt højere i 2012 end i 2011. Den tidslige udvikling for tungmetaller er ikke entydig, men der er overordnet en tendens til faldende koncentrationer. De miljøfarlige organiske forbindelser var for de flestes vedkommende på niveau med eller lavere end tidligere år. Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen af især kviksølv, TBT og udvalgte PAH'er er over de anvendte vurderingskriterier, og negative biologiske effekter kan derfor ikke udelukkes. Således blev der i næsten alle undersøgte kystnære områder fundet tegn på celleskader hos muslinger og PAH-effekter i ålekvabber.

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: Solnedgang over Djurslands kyst. Foto: Peter Bondo Christensen

ISBN: 978-87-7156-035-0
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 162

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
http://dce2.au.dk/pub/SR77.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 20

2 Klimatiske forhold 22

3 Næringssalttilførsler fra land 30

4 Atmosfærisk kvælstofdeposition 35

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten 39

5 Næringssaltkoncentrationer 41

6 Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde 52

7 Iltforhold 63

8 Bundvegetation: ålegræs og makroalger 69

9 Bundfauna 82

10 Havpattedyr – sæler og marsvin 90

11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter 102

Del 3 – Fokus 119

12 Iltsvind – fortid, nutid og fremtid 119

Del 4 – Sammenfattende diskussion 130

13 Tilstand og udvikling 131

14 Ordliste 137

15 Referencer 144

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer 153

Bilag 2 Dataanalyser – bundvegetation 161

[Tom side]

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NAturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2012.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag til at understøtte Danmarks 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.

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

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene 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.

I 2013 er den årlige nationale rapportering af naturtyper og arter erstattet af EU-afrapporteringen til habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet for perioden 2007-2012. Dog er data for marsvin og sæler også omtalt i denne rapport. Øvrige data vedrørende naturtyper og arter fra 2012 vil sammen med data fra 2013 indgå i NOVANA-rapporten i 2014.

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 2012, 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 2012 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Klimatiske forhold

- Temperaturen var i 2012 0,6 °C varmere end i standardperioden 1961-1990, men lidt koldere end gennemsnittet for de sidste 12 år.
- Vinden var svag sammenlignet med standardperioden om end gennemsnitlig for de senere år. Årets første tre måneder var domineret af vestlige vindretninger, mens vinden hovedsageligt kom fra sydvest resten af året.
- Der faldt 819 mm regn i 2012, hvilket var 15 % over normalen.
- Havtemperaturerne var lidt højere end i standardperioden, men sammenholdt med de seneste 10-15 år var 2012 koldere end normalt.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1 °C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2012 var gennemsnitlig, men overordnet set har der i de seneste 10 år været en stigende tendens for sommerperioden.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH), dog er pH steget de sidste par år i fjorde og kystnære områder.

Tilførsler og koncentrationer af næringssalte

- Den samlede atmosfæriske deposition af kvælstof til de danske farvande var i 2012 på 81.000 tons.
- I gennemsnit kom 13 % af depositionen af kvælstof fra danske kilder.
- Siden 1989 er der sket et fald i depositionen af kvælstof til de danske farvande på 34 %.
- Ferskvandsafstrømningen fra land til de danske farvande varierer betydeligt fra år til år. I 2012 var afstrømningen 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2011.
- Der er for 2012 beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel fra land til havet omkring Danmark på henholdsvis 2.600 tons fosfor og 59.600 tons kvælstof.
- Den landbaserede tilførsel af kvælstof og fosfor er faldet med henholdsvis ca. 50 % og ca. 56 % 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.
- Kvælstofkoncentrationerne i 2012 var meget lave for fjorde, kyster og åbne indre farvande med de hidtil laveste niveauer for organisk N og TN.
- Fosforkoncentrationerne i 2012 var på niveau med de senere år, men dog væsentlig lavere end i starten af 1990'erne for fjorde og kystnære områder.
- Det indstrømmende bundvand til de indre danske farvande var i februar og marts fattigt på DIN og DSi, hvilket indikerer et ophav i den centrale del af Nordsøen.
- 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 kvælstofbegrænsning var meget høj i 2012 for både fjorde, kystnære områder og åbne indre farvande. Dette har resulteret i et større overskud af fosfor med et fald i den potentielle fosforbegrænsning som konsekvens.
- Siliciumkoncentrationen var på niveau med de seneste 10-15 år.

Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde

- Lavere primærproduktion og klorofyl samt en højere sigtdybde indikerede i 2012, især for de åbne indre farvande, en bedre havmiljøtilstand. En stor tilstrømning af næringsfattigt vand fra Nordsøen i årets start har formodentlig bidraget til de bedre miljøforhold.
- Klorofylkoncentrationen i fjorde og kystnære farvande faldt signifikant fra 1989 til 2012, mens der ikke var nogen signifikant udvikling for sigtdybden.
- Data fra en række overvågningsstationer viste, at primærproduktionens fordeling var afhængig af kvælstoftilførslen – en større andel af produktionen foregik under det blandede overfladelag ved en mindsket tilførsel.
- Kiselalger forekom i 2012 lige som i 2010 og 2011 i relativ store mængder men varierer generelt meget fra år til år. Kiselalger er blevet stadig mere dominerende i løbet af overvågningsperioden.
- Der blev ikke rapporteret forekomster af toksiske eller på anden måde skadelige arter af planteplankton i nævneværdigt omfang i 2012.
- Biomasserne af mikrozooplankton var lavere end de forgående år og viser et generelt fald over de sidste fem år.

Iltsvind

- Iltforholdene var overordnet set relativt gode i 2012, idet tiltagende iltsvind blev bremset af periodevis blæsevejr og deraf følgende opblanding og udskiftning af vandmasser.
- Det totale iltsvindsareal i september 2012 var på niveau med de to forudgående år, men markant lavere end tidligere. Godt halvdelen af dette areal var ramt af kraftigt iltsvind.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt og Det Sydfynske Øhav, hvor der blev konstateret frigivelse af svovlbrinte og fiskedød flere steder.
- De fleste steder opstod iltsvindet først i august-september og forsvandt helt i løbet af oktober.

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.
- Gennem de seneste år er der sket en positiv udvikling for ålegræs i en række fjorde, som er forstærket i 2012. I Limfjorden var den maksimale dybdeudbredelse forøget med 50 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med knap 20 % fra 2009 til 2012. Dybdeudbredelsen var også markant forbedret i Roskilde Fjord, Isefjord, Flensborg Fjord og Als Sund i 2012. Derimod har bl.a. Aarhus Bugt og Odense Fjord oplevet en negativ udvikling.
- For perioden 1989-2012 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 specielt i Limfjorden og i mindre grad i de øvrige fjorde.

- Den forsat begrænsede udbredelse af ålegræs i de danske farvande, trods reduceret tilførsel af næringssalte, kan bl.a. hænge sammen med, at vandet generelt set ikke er blevet klarere, og at ålegræsbestandene er reduceret så markant, at de har vanskeligt ved at reetablere sig. De seneste års positive udviklingstendens tyder dog på, at der er en bedring på vej.
- Den samlede algedækning på de undersøgte stenrev fra Skagerrak til Bælthavet var generelt god i 2012, hvilket er i overensstemmelse med den forøgede sigtdybde i de åbne indre danske farvande i forårshalvåret 2012.
- Græsning forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem for vegetationen på flere undersøgte stationer på stenrev i danske farvande.
- I inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev har der været en positiv udviklingstendens for makroalgernes gennemsnitlige dækningsgrad, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ.
- Alfa-diversiteten for bundfaunaen steg med stigende breddegrad både i habitatdirektivområderne og vandrammedirektivområderne fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord med i gennemsnit en faktor på ca. 2, sandsynligvis pga. stigende salinitet.
- Med forbehold for eventuel stor-skala mellemårlig variation var alfa-diversiteten generelt højere i habitatdirektivområderne end i vandrammedirektivområderne.
- For den kystnære hårdbundsfauna skilte Limfjordslokaliteterne skilte sig meget ud fra de andre lokaliteter. I særdelshed var der mange arter af søpunge med store dækninger. Endvidere registreredes tre af fire invasive eller introducerede arter kun der.
- De øvrige lokaliteter viste i det store og hele ret gradvise overgange ved lighedsanalysen. Æbelø skilte sig dog noget ud fra de nærmestliggende lokaliteter, hvilket formodentlig skyldtes tilfældige forskelle i dækningen hos de mere dominerende og vidt udbredte arter.

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 16.100 dyr i 2012 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 vækstrater siden epidemien i 2002 på henholdsvis 13 %, 10 %, 8 % og 9 %.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2012 blev der registreret op til 78 gråsæler i Kattegat, op til 76 gråsæler i Vadehavet og 147 gråsæler i den danske del af Østersøen.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- Bestanden af marsvin i de indre danske farvande blev i juli 2012 estimeret til ca. 18.500.
- Registreringer fra Storebælt og Kalundborg Fjord viste, at marsvin var til stede året rundt i begge områder, men at tætheden var størst i Storebælt i den første halvdel af året og størst i Kalundborg Fjord om vinteren.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

- Niveauerne af tungmetaller i muslinger lå generelt lidt højere i 2012 end i 2011. Koncentrationen af kviksølv (Hg) var over miljøkvalitetskravet i ca. 60 % af muslingeprøverne og i alle fiskeprøver.

- Niveauerne af tjærestoffer (PAH) i muslinger var højere end i 2011 for de lette forbindelser, men ellers på niveau med 2011, og for de fleste PAH'er var niveauet mellem baggrundsniveau og OSPARs vurderingskriterium.
- Koncentrationerne af organotin i muslinger og ålekvabber var på niveau med 2011 og lavere end tidligere år, i overensstemmelse med generelt faldende niveauer af tributyltin (TBT) i danske farvande. I ca. 60 % af muslingerne lå koncentrationen af TBT dog stadig over OSPARs vurderingskriterium, hvorfor negative effekter af TBT ikke kan udelukkes.
- Koncentrationerne af organochlorforbindelserne (PCB) i fisk var på niveau med 2011. Kun koncentrationer af CB118 var i nogle prøver højere end OSPARs vurderingskriterium, hvilket indikerer risiko for negative effekter af de mere dioxin-lignende PCB'er i økosystemet.
- For PAH'er i sediment var koncentrationen af phenanthren og anthracen de eneste, hvor der var mere end 10 %, der overskred OSPARs vurderingskriterium efter normalisering til 2,5 % TOC, og hvor negative effekter af PAH-forureningen derfor ikke kan udelukkes.
- Der var en tendens til faldende koncentrationer af miljøfarlige stoffer i sedimenter efter normalisering til indholdet af organisk kulstof (TOC) eller finkornet materiale, som det anbefales af OSPAR.
- I næsten alle af de undersøgte kystnære områder viste målinger af blåmuslingernes lysosomale membranstabilitet tegn på celleskader, hvilket tyder på en påvirkning af miljøfarlige stoffer, som kunne relateres til især belastningen med PAH.
- Ålekvabber udviste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktiviter 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 2012 is summarised by subject below.

Climate

- Air temperature was 0.6 °C higher in 2012 compared to the standard period 1961-1990 but slightly colder than compared to the last 12 years.
- Winds were generally weak although on average level for recent years. The first three months of the year were dominated by westerly winds, whereas the wind the rest of the year generally was from south-westerly directions.
- Precipitation was 819 mm in 2012, which was 15 % above normal (1961-1990).
- Sea temperature was a little higher than normal, but colder when compared to the latest 10-15 years.
- Sea water temperatures have increased about 1°C during the last 40 years.
- The radiation in 2012 was average, but generally there is a tendency towards increased radiation in the latest 10 years during the summer months.
- Since the mid-1980s pH of sea water is reduced (approx. 0.2), although pH has increased in fjords and coastal waters during the last couple of years.

Nutrient loads and concentrations

- The total deposition of nitrogen to the Danish marine waters was 81,000 tonnes in 2012.
- On average 13 % 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 34 % decline.
- Freshwater runoff from land to the Danish marine waters varies substantially from one year to another. In 2012 the runoff was 9 % more than the average for the period 1990-2011.
- For Denmark as a whole the total phosphorus and nitrogen loads in 2012 were 2,600 tons phosphorus and 59,600 tons nitrogen.
- Nitrogen and phosphorus loads from land have decreased about 50 % and 56 %, respectively, 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 2012 were very low, actually the lowest so far for organic N and TN.
- Phosphorus concentration was comparable to the level in recent years, but for fjords and coastal waters it was significantly lower than in the beginning of the 1990s.

- Bottom water entering the open inner Danish waters in February and March was low in DIN and DSi indicating an origin from the central part of the North Sea.
- 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 limitation was very high in 2012 in fjords and coastal waters as well as in open waters. This has resulted in a relatively large excess of phosphorus, and accordingly a decrease in the potential phosphorus limitation.
- Silicate concentration was on average level for the last 10-15 years.

Phytoplankton, zooplankton, and water clarity

- Lower chlorophyll concentrations and primary production and higher water clarity (Secchi depth) in 2012, especially in the open inner waters, indicated an improvement in the marine environmental status.
- Chlorophyll concentration in fjords/coastal waters was reduced significantly from 1989 to 2012, whereas the change for Secchi depth has been more variable.
- Data from a number of monitoring stations demonstrated that the distribution of primary production in the water column was dependent on the nitrogen load with a higher share of production below the mixed surface layer at lower nitrogen load.
- Biomass of diatoms in 2012 was relatively high like in 2010 and 2011 but has generally been very variable from year to year. Diatoms have become increasingly dominant during the monitoring period.
- There were no significant reports of toxic or in other ways harmful species of phytoplankton in 2012.
- Biomass of micro zooplankton was lower than previous years and shows a general decrease during the last five years.

Oxygen deficiency

- Oxygen conditions in 2012 were relatively good as accelerating oxygen deficiency was halted by water mixing and water exchange due to wind episodes.
- The estimated total area affected by oxygen deficiency in September 2012 was on the same level as in 2010 and 2011 but significantly smaller than in earlier years. More than half of the area was affected by severe oxygen deficiency.
- 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, and the archipelago south of Funen. In some of the areas toxic hydrogen sulphide was released and dead fish were observed.
- In most areas oxygen deficiency was registered from August-September and disappeared completely during October.

Bottom flora and fauna

- Along the open coastal waters and in the outer fjords, the depth limit of eelgrass has not shown any significant trends since 1989, while the eelgrass in the inner fjords and in the Limfjord overall has receded to shallower water.

- During recent years an improvement has taken place for eelgrass in some fjords that was continued in 2012. In the Limfjord the maximum depth distribution has increased by 50 % and the main coverage by almost 20 % from 2009 to 2012. The depth distribution has also significantly improved in Roskilde Fjord, Isefjord, Flensborg Fjord, and Als Sound in 2012. In contrast, Aarhus Bay and Odense Fjord inter alia have experienced a negative change.
- In the period from 1989 to 2012 the eelgrass shows an overall tendency to cover still less of the bottom along the monitored transects. However, in recent years coverage has improved at depths of 1-2 m especially in the Limfjord and to a lesser extent in the other fjords.
- The lack of improvement of the eelgrass coverage, despite reduced nutrient loading, is presumable among other things related to the general lack of improvements of the Secchi depth and that the eelgrass population has been reduced to an extent where reestablishment is problematic. However, recent years' positive trend indicates that there is an improvement underway.
- The total macroalgal coverage in deeper parts of selected stone reefs in the open parts of the Kattegat was generally good in 2012, which is in accordance with the improvement of the Secchi depth in the open inner Danish waters in the first half of the year.
- Grazing of macroalgae by sea urchins is still a problem on several reefs in Danish marine waters.
- In inner fjords, outer fjords, coastal waters and on reefs there have been positive trends for the average cover of macroalgae, whereas the trend has been negative for the Limfjord.
- The alpha diversity increased with latitude both in Habitat areas and in Water Framework Directive areas from the Baltic Sea in the south to the North Sea in the north with an average factor of about 2, most likely due to increasing salinity.
- With reservations to large scale year to year variation the alpha diversity is generally higher in the Habitat than in the Water Framework Directive areas.
- For the coastal hard bottom fauna localities the Limfjord diverged from the other localities. In particular there were many species and high coverage of ascidians. Furthermore, three of four invasive or introduced species were only registered there.
- The similarity analysis generally showed gradual transitions for the other localities. Æbelø, however, stood something out from the nearest localities probably due to random differences in coverage for the most dominant and widely distributed species.

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 16,100 animals in 2012 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 with growth rates since the epidemic in 2002 of 13 %, 10 %, 8 %, and 9 %, respectively.
- The grey seal population has shown improvement over the past 10 years and in 2012 up to 78 animals in the Kattegat, up to 76 animals in the Wadden Sea, and 147 animals in the Danish part of the Baltic Sea in 2012 were registered.

- Some grey seals are now breeding regularly in Denmark after approx. a hundred-year break.
- The population of harbour porpoise in the inner Danish waters was estimated to approx. 18,500 animals in July 2012.
- 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 the first half of the year and in Kalundborg Fjord during winter.

Hazardous substances and biological effects

- Levels of heavy metals in mussel samples were generally a little higher in 2012 than in 2011. The concentration of mercury (Hg) was above EU's Environmental Quality Standard (EQS) in 60 % of the mussel samples and in all fish samples.
- Levels of tars (i.e. PAHs) in mussel samples were higher for the light compounds but otherwise corresponding to the level in 2011 and for most PAHs the level was between OSPAR's Background Assessment Criteria (BAC) and Environmental Assessment Criteria (EAC).
- The concentration of organotin in mussel samples and eelpout corresponded to the level in 2011 and was lower than previous years in accordance with the general decreasing level of TBT in Danish waters. In approximately 60 % of the mussel samples the concentration of TBT was, however, still higher than OSPAR's EAC, thus negative biological effects of TBT cannot be ruled out.
- Organochlorines (PCBs) in fish samples were found in concentrations comparable to the level in 2011. Only concentrations of the congener CB118 were higher than OSPAR's EAC in some samples indicating the risk of adverse biological effects of the more dioxin-like PCBs in the ecosystem.
- Phenanthrene and anthracen in sediment samples were the only PAH compounds where concentrations in more than 10 % of the cases exceeded the OSPAR EAC after normalization to 2.5 % TOC and where negative effects of PAH cannot be ruled out.
- There was a decreasing time trend for concentrations of hazardous substances when normalised to percentage of total organic carbon (TOC) or fine-grained material as recommended by OSPAR.
- Investigation of lysosomal membrane stability in blue mussels indicated that almost all of the investigated coastal waters were affected by hazardous substances and especially PAH.
- Investigation 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 bile. A correlation between the activity of CYP1A and the concentration of PAH and PCB was found, whereas no correlation could be documented between malformated fry in eelpout and hazardous substances.

1 Indledning

Jens Würgler Hansen & 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 naturplaner.

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:

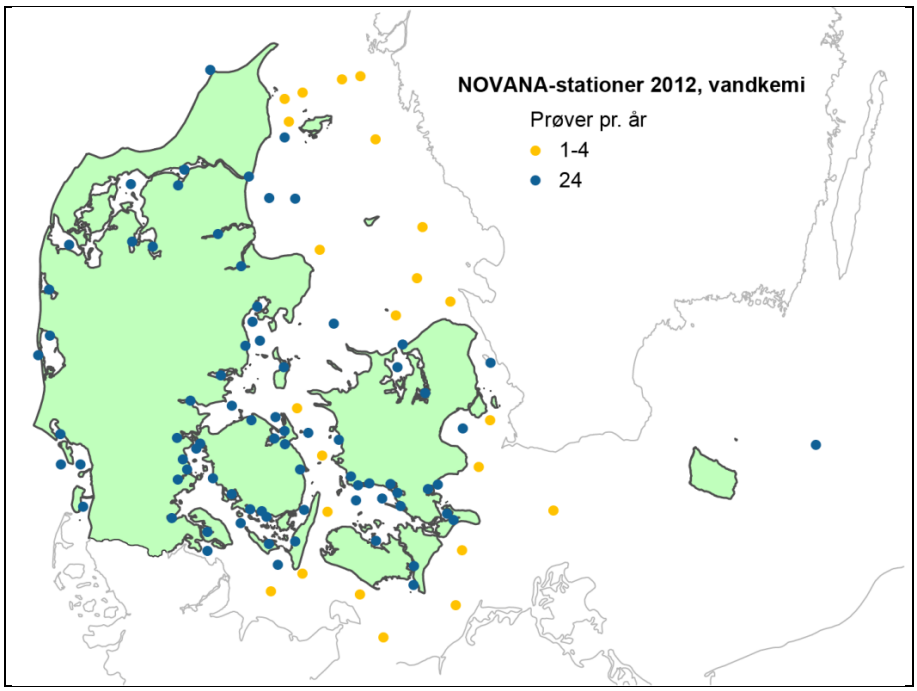
- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, plankton, makroalger, bundfauna, vandkemi og miljøfarlige stoffer.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringssalttilførsel og biologiske effekter og redegøre 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

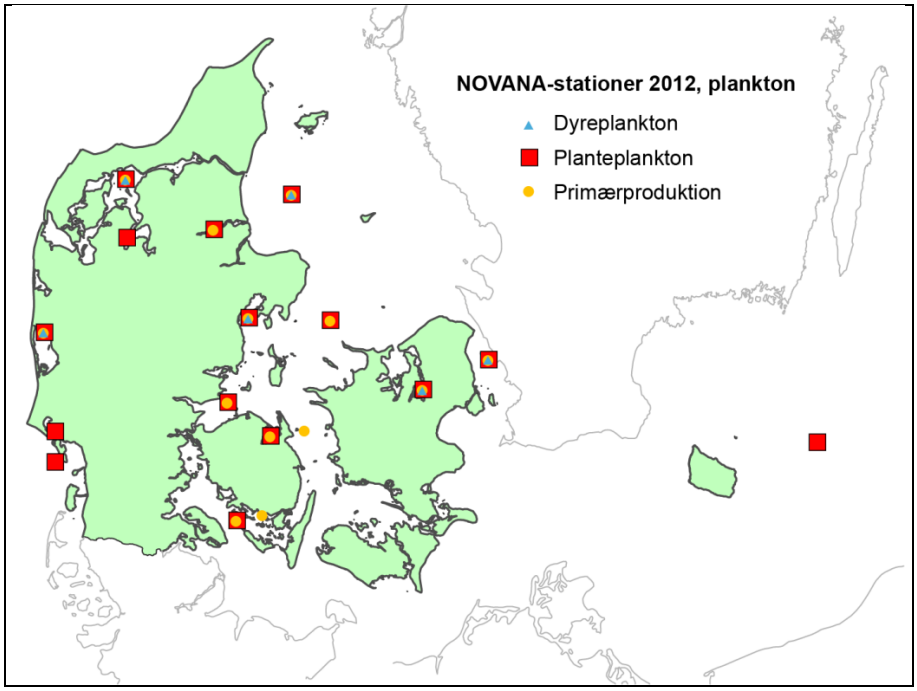
Intensiteten af den nationale overvågning af det marine miljø varierer mellem områderne. Således er tætheden af målestationer samt i nogle tilfælde målefrekvensen og antallet af parametre større i de kystnære områder end i de åbne farvande.

I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper 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 2012 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 1.1-1.7* viser placeringen af stationerne, hvor de forskellige typer målinger er foretaget, som danner grundlaget for denne rapport – derudover overvåges havpattedyrene spættet sæl, gråsæl og marsvin, som også omtales i denne rapport.

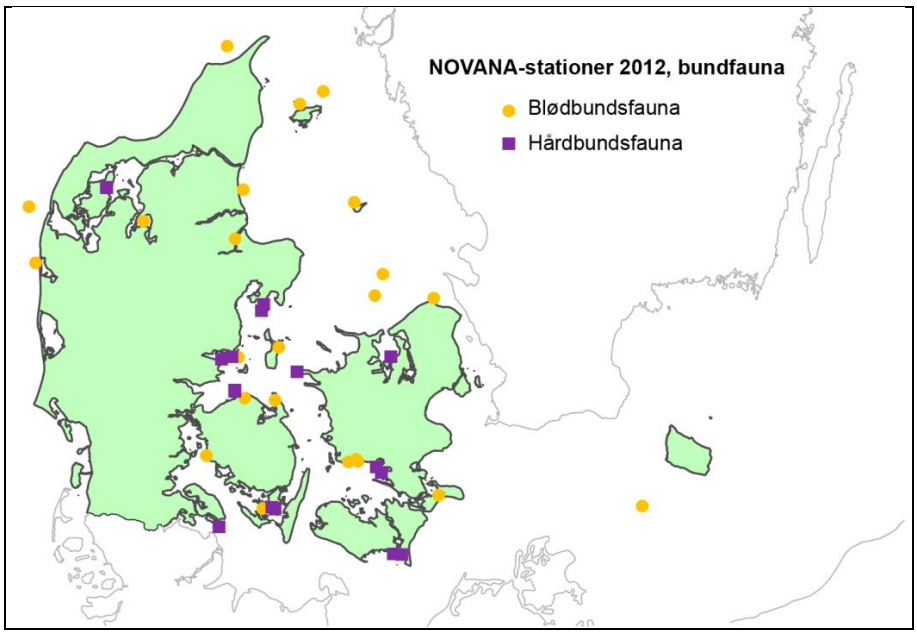
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, salinitet-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger i 2012. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen).



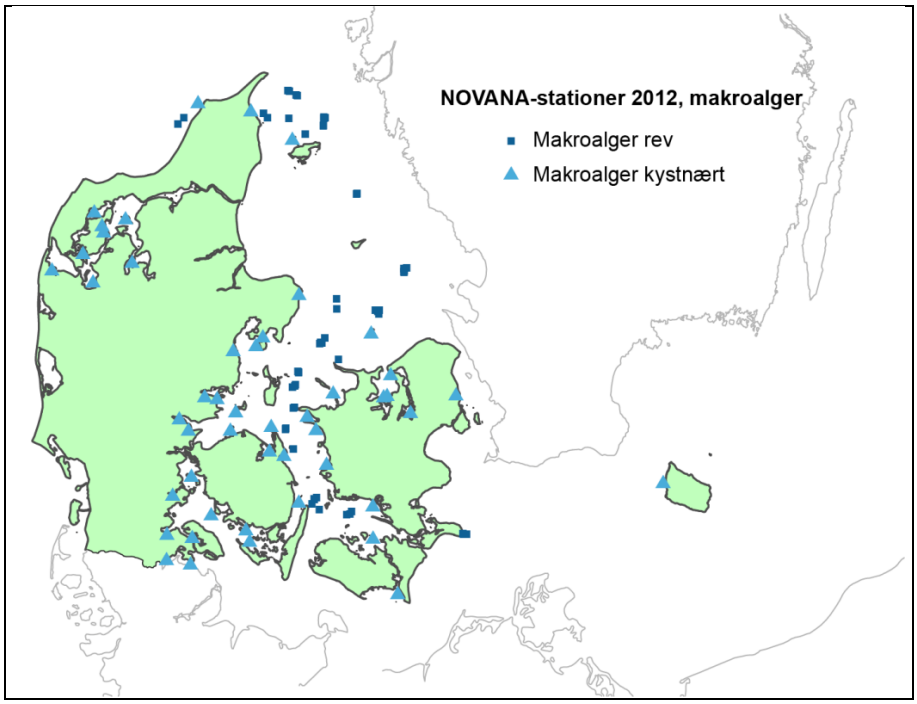
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion i 2012.



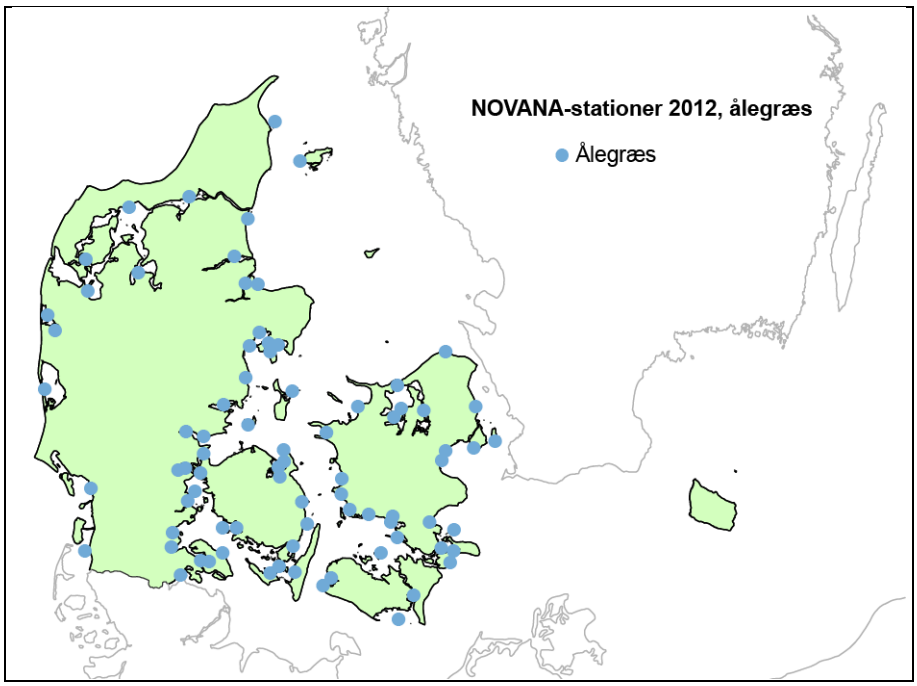
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna i 2012.



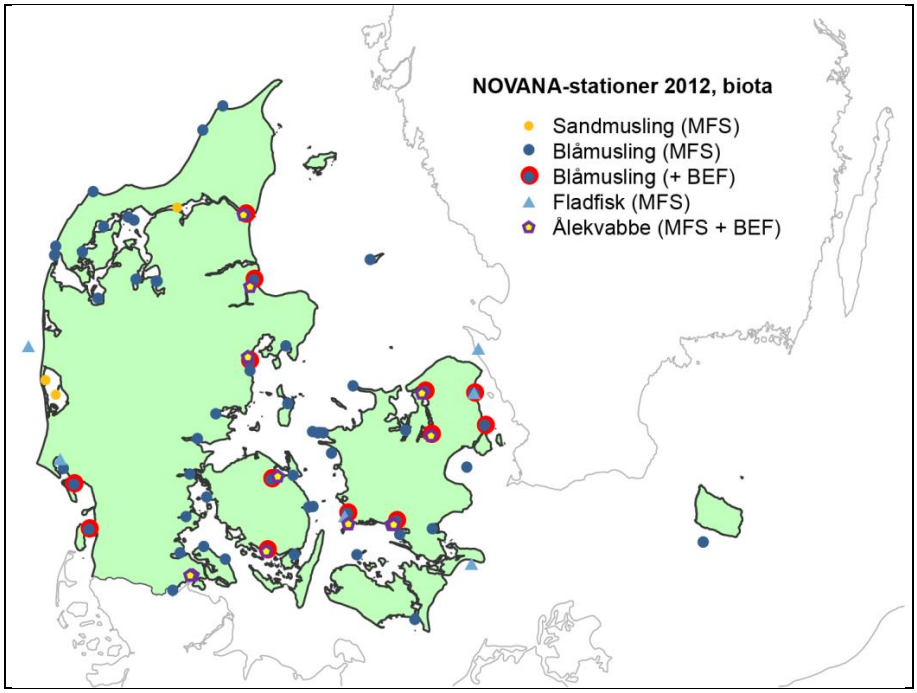
Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært og på stenrev i 2012.



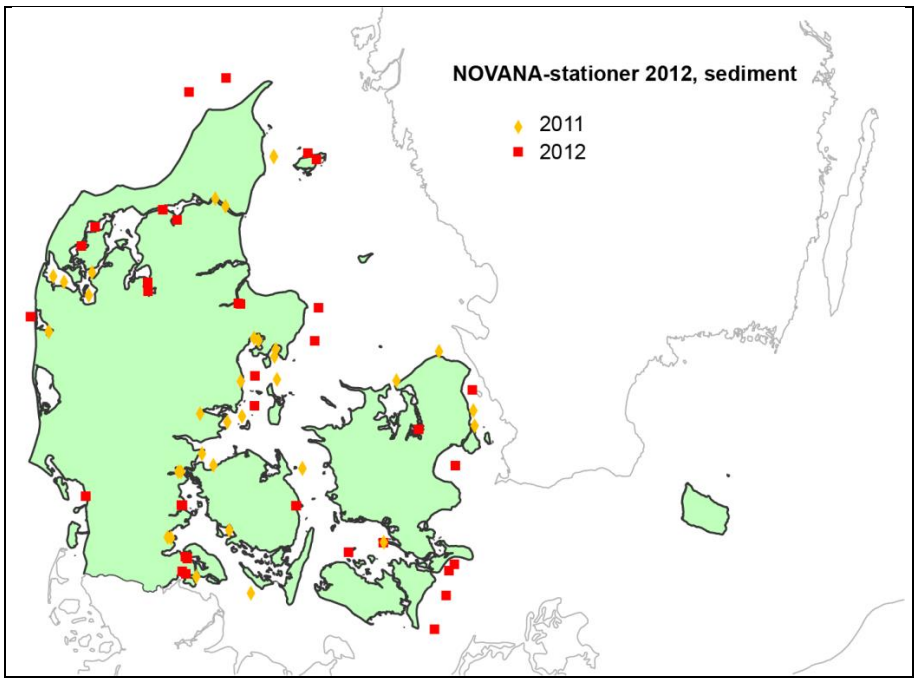
Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs i 2012.



Figur 1.6. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) og biologiske effekter (BEF) i biota i 2012.



Figur 1.7. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i sedimenter i 2011 og 2012.



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 sammenlignet med de 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 iltsvind, så bunddyr og planter dør og fisk flygter.

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 fremmer også væksten 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 iltsvind, 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 overlevelsesevne. I et antal kystnære områder og åbne farvande forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, som kan udgøre en potentiel risiko for økosystemet.

Klimaforandringer er endnu en faktor, som har indflydelse på økosystemerne. Klimaforandringer har en direkte effekt fx gennem stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre miljøet mere sårbart over for de andre presfaktorer. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forandringer, som bringer forstyrrelser i de naturlige forhold og som bl.a. kan 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

Vejrskifte undervejs ved Æbelø.
Foto: Peter Bondo Christensen.

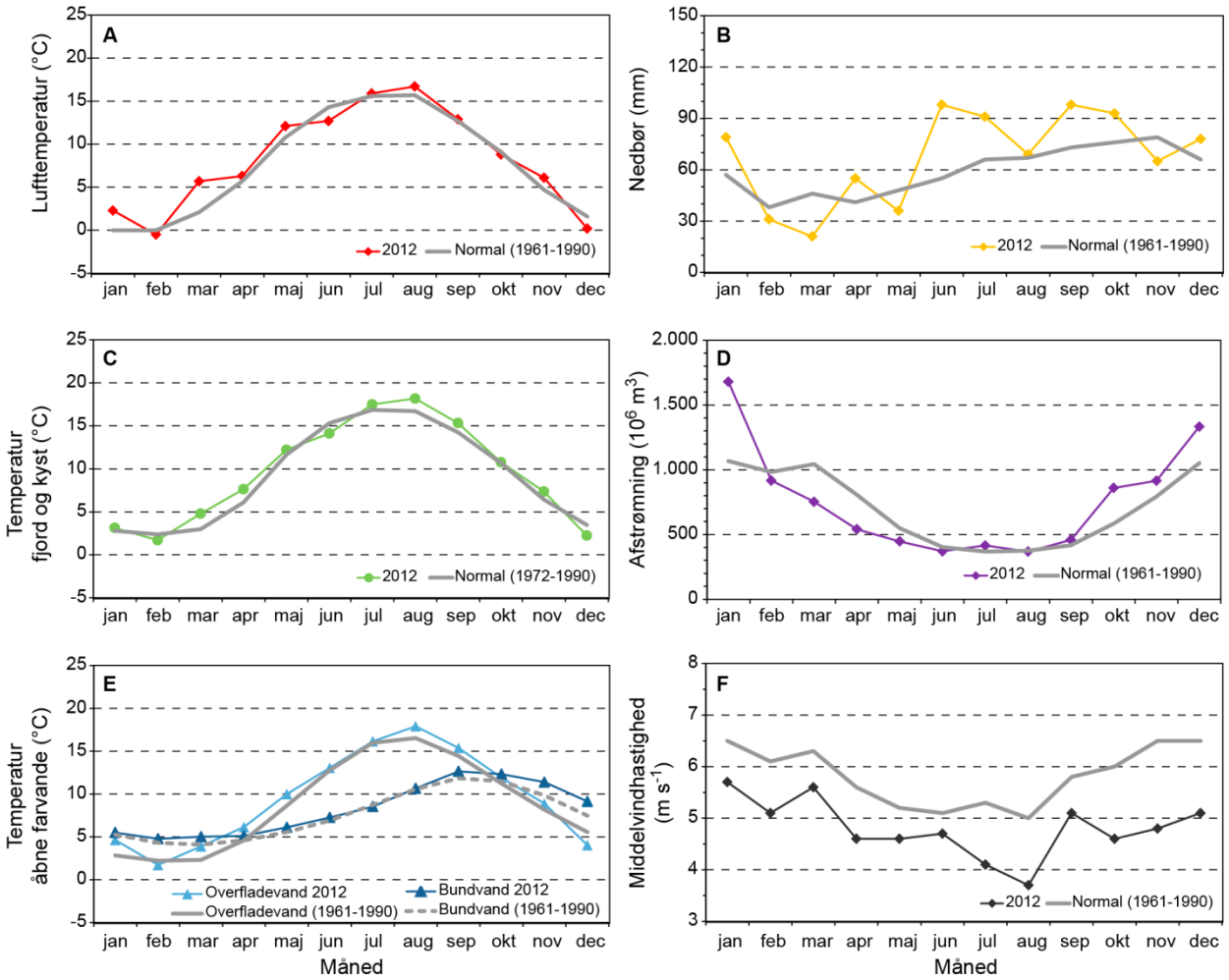
Miljøtilstanden i de marine områder er kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker både den vertikale opblanding af vand i overfladen og den horisontale advektive transport. Nedbør og 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 2012 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2012 (*Cappelen 2013*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DCE (1990-2012), 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 (1995-2012) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Instituttet i København (1993-2012) 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.

Sæsonvariation i 2012

Vinter (januar - februar)
Vinteren 2012 var lidt varmere end standardperioden med en lufttemperatur på 0,9 °C mod 0,0 °C (*figur 2.1*). Januar var forholdsvis mild, hvorimod et kuldefrembrud i de to første uger af februar resulterede i en middeltemperatur under normalen for denne måned. Sammenholdt med vintrene i de seneste 10 år var det dog en relativ kold vinter og væsentlig koldere end de varme vintre i 2007 og 2008, som havde lufttemperaturer på henholdsvis 3,6 og 4,4 °C. Begge vintermåneder i 2012 var solrige i forhold til normalen. Nedbøren var ca. 40 % over normalen i januar og ca. 20 % under normalen i februar. Den ekstra regn i december 2011 og januar medførte en afstrømning, som var 57 % højere end normalt. Samlet var afstrømningen i de to vintermåneder 27 % højere end normalen. Vinden var næsten 1 m s^{-1} under normalen i de to vintermåneder og kom hovedsageligt fra vest (*figur 2.2*). En kraftig storm med vindstød af orkanstyrke blæste ind over det vestlige og nordlige Jylland den 3. januar.

Kuldeperioden i februar påvirkede overfladevandet. Således var havtemperaturerne i de lavvandede fjorde og kystnære områder normale i januar og ca. 1,2 °C under normalen i februar, og havtemperaturerne i de åbne farvande var ca. 1,8 °C over normalen i januar og 0,5 °C under normalen i februar (*figur 2.1*). Kulden i februar påvirkede dog ikke temperaturen i bundvandet i de åbne farvande, som var ca. 0,4 °C varmere end normalt.

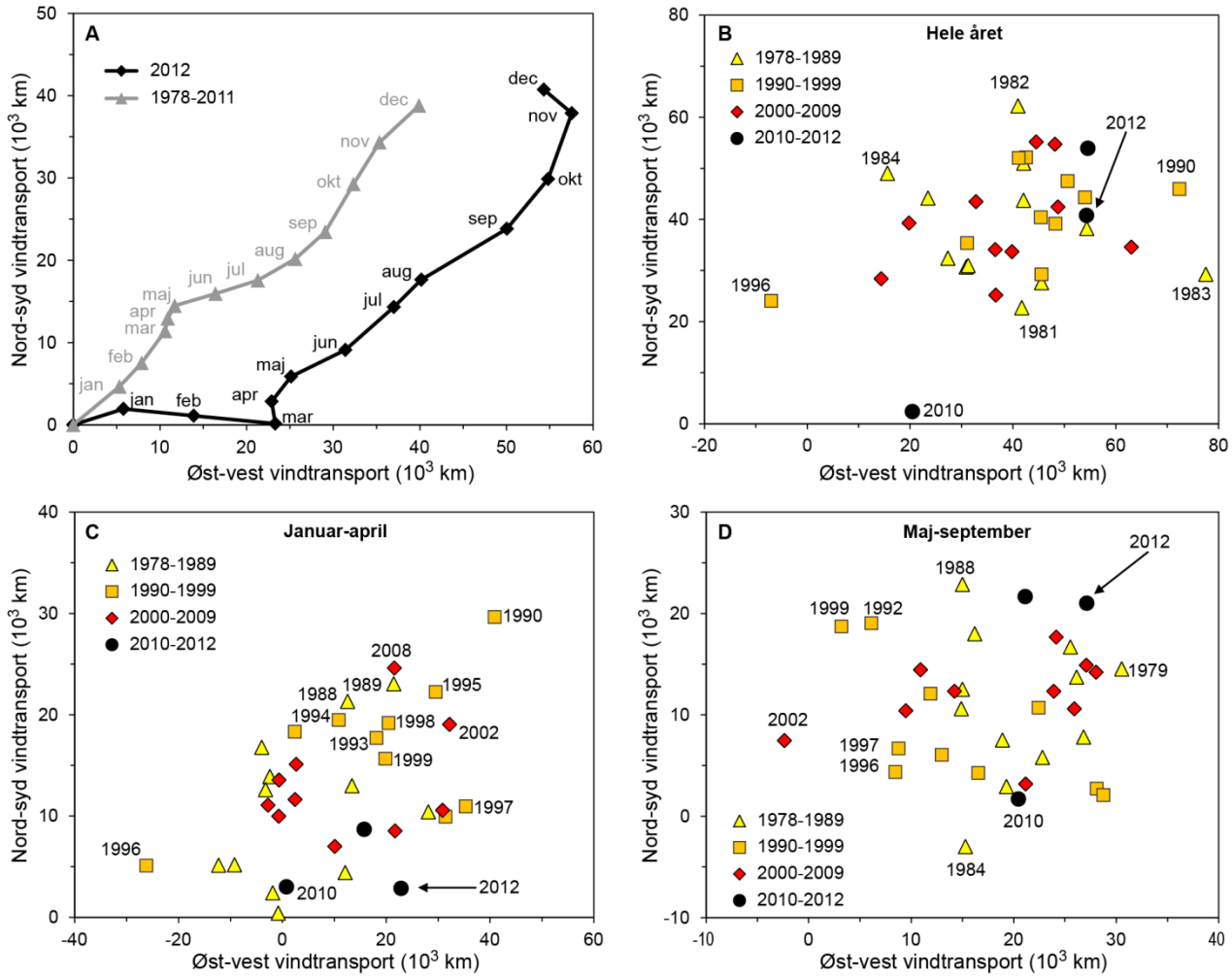


Figur 2.1. Årsvariation i 2012 sammenholdt med standardperioden 1961-1990 for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) vandtemperatur for fjord- og kystnære stationer, D) ferskvandsafstrømning til de indre farvande, E) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande og F) middelvindhastighed. Datakilder: A, B og F) DMI; C, D og E) DCE og Naturstyrelsen.

Forår (marts - maj)

Foråret var varmere end normalt med en middel lufttemperatur på 8,0 °C mod 6,2 °C i et normalår (*figur 2.1*). Specielt marts måned var varm med en lufttemperatur på 3,6 °C over normalen. Sammenholdt med perioden efter 2000 var foråret 2012 stadig mildt. Dermed var foråret 2012 som de fleste år siden 2000 ca. 2 °C varmere end normalen. Antallet af solskinstimer i 2012 var ca. 20 % højere end standardperioden, men det var på niveau med perioden siden 2000. Nedbøren var 17 % under normalen, og specielt marts måned var tør. Dette medførte en meget lav afstrømning i forårsmånederne (27 % under normalen). Vinden var i middel ca. 0,8 m s^{-1} under normalen for de tre forårsmåneder (ca. 14 % mindre), og der blev ikke registreret nogen kraftige storme i disse tre måneder. Vinden kom hovedsageligt fra vest i marts, skiftede til sydlige retninger i april og gik tilbage i vest i maj (*figur 2.2*).

De varme lufttemperaturer i marts medførte, at havtemperaturen i de lavvandede fjorde og kystnære områder hurtigt steg til 1,3 °C over normalen i marts og den var 1,1 °C over normalen for alle tre forårsmåneder som helhed. I de åbne farvande steg havtemperaturen ligeledes kraftigt i marts til 3,9 °C (1,6 °C over normalen), og de relativt varme havtemperaturer fortsatte i april og maj. Bundvandet i de åbne indre farvande opvarmedes ikke lige så hurtigt og var kun ca. 0,7 °C over normalen.



Figur 2.2. Retningsbestemt vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomposanten. A) Årsvariation i 2012 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) årlig vindtransport, C) vindtransport fra januar til og med april og D) vindtransport fra maj til og med september. En stor vindtransport fra sydvest medfører generelt en større vandtransport gennem de indre danske farvande, 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, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Instituttet.

Sommer (juni - august)

Sommeren 2012 var derimod ikke speciel varm med en middel lufttemperatur 0,1 °C under normalen (*figur 2.1*), hvilket i høj grad skyldes en kold juni måned, som var den koldeste siden 1991. Juli og august var dog lidt varmere end normalen. Den kolde juni var også fattig på sol, men juli og august kompenserede med flere solskinstimer end normalen. Nedbørsmængden var høj i juni og juli, hvorimod nedbøren i august var normal. Således faldt der i juni næsten dobbelt så meget regn som normalt, og i juli faldt der næsten 50 % over normalen. Sommeren blev derfor forholdsvis våd med 257 mm mod normalt 188 mm, men nedbørsmængden var dog kun ca. 10 % højere sammenholdt med perioden efter 2000. Den ekstra nedbør gav dog ikke an-

ledning til en større afstrømning end normalt, formentlig fordi jorden kunne optage den ekstra nedbør efter det tørre forår. Middelvinden var igen væsentligt under normalen, 4,2 m s^{-1} i 2012 mod 5,1 m s^{-1} i standardperioden.

Den kolde juni måned bevirkede forholdsvis kolde havtemperaturer i fjorde og kystnære områder (0,9 °C under normalen), og på trods af lidt varmere temperaturer i juli og august var sommeren som helhed på niveau med standardperioden. Havtemperaturen i de åbne indre farvande var for de samme tre måneder 0,6 °C over normalen, hvorimod bundvandet med en middeltemperatur på 8,8 °C var på samme niveau som standardperioden.

Efterår (september - december)
I de to første efterårsmåneder fortsatte de gennemsnitlige tendenser med temperaturer på niveau med normalen, hvorimod november og december var henholdsvis lidt varmere og lidt koldere end normalen (*figur 2.1*). Sammenholdt med de senere år var efteråret 2012 dog koldere end forventeligt. Antallet af soltimer var lidt under normalen og det laveste siden 2001. Efteråret blev vådt med 334 mm mod 294 mm i standardperioden. Specielt september og oktober var våde. Dette medførte en større afstrømning end normal, specielt i oktober med næsten 50 % større afstrømning. Samlet var afstrømningen i løbet af efteråret 25 % højere end normalt. Middelvinden var markant lavere end normalen i alle efterårsmånederne, og DMI har ikke rapporteret nogen kraftige storme (*Cappelen 2013)*.

Havtemperaturen var 0,4 °C over normalen for fjorde og kystnære områder, 0,2 °C over normalen i overfladelaget for de åbne farvande og 1,2 °C over normalen i bundvandet for de åbne farvande. Samlet set var havtemperaturerne i fjorde, kystnære områder og overfladelaget for åbne farvande lidt højere end normalen, hvorimod de lave temperaturer i december bevirkede en kraftigere afkøling af havvandet i overfladen. Bundvandet var dog fortsat relativt varmt i alle efterårsmåneder.

Året som helhed
Året 2012 var med en middel lufttemperatur på 8,3 °C lidt varmere end normalen på 7,7 °C, men samtidig det tredje koldeste år siden 2001. Fire af årets måneder var koldere end normalen (februar, juni, oktober og december). 2012 var derfor et forholdsvist koldt år sammenholdt med de generelt varme år siden 2000.

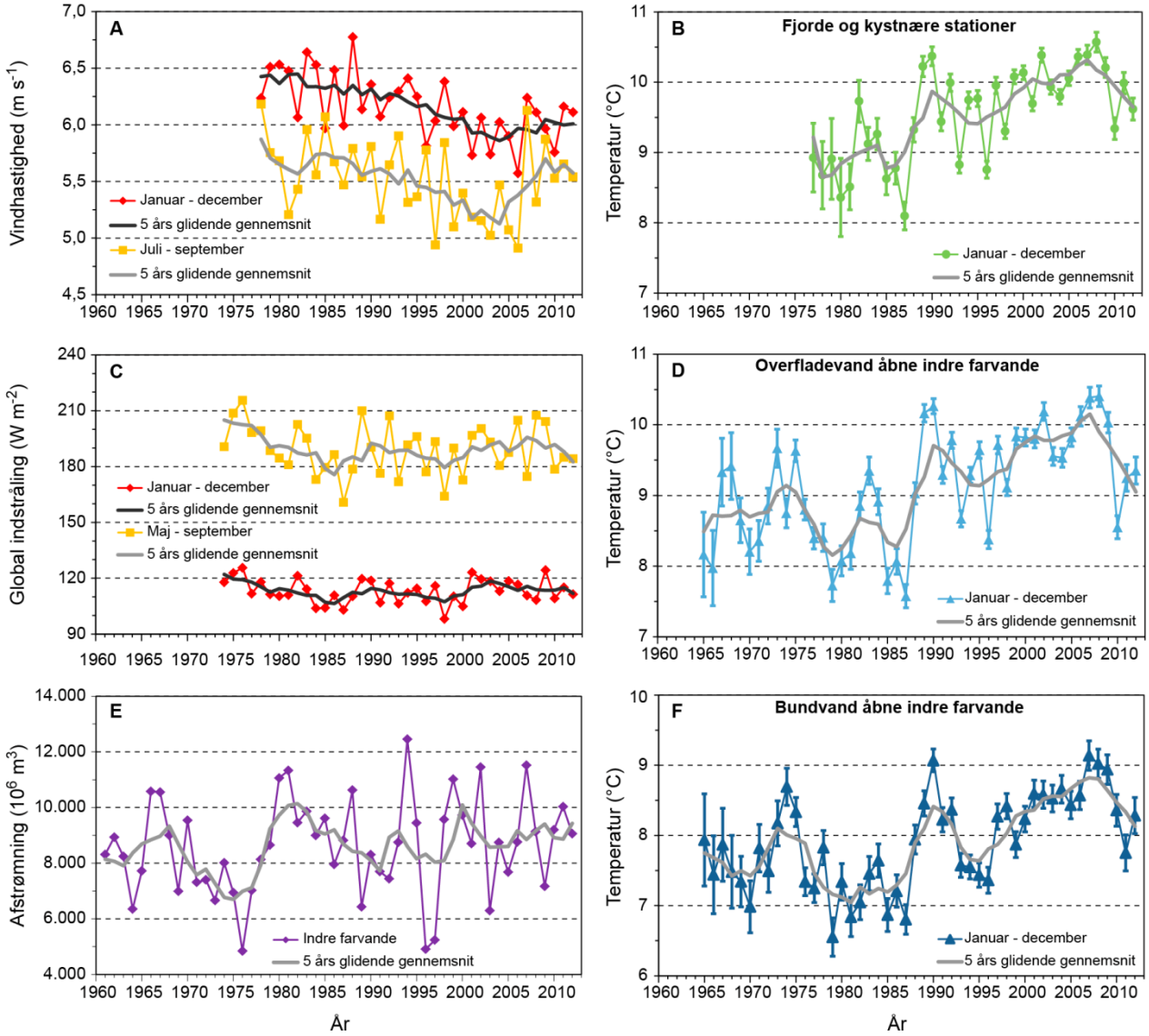
Antallet af solskinstimer var 12 % over normalen, og der har været en stigende tendens siden 1980. Sammenlignes med perioden efter 2001 var 2012 dog solfattigt (4 % lavere).

I 2012 faldt der 819 mm regn, hvilket er 15 % over normalen og 7 % højere end gennemsnittet for 2001-2010. Afstrømningen fra land til de indre farvande var ca. 7 % over normalen. Som i de senere år var vinden generelt lav henover hele året, og der blev kun registreret en kraftig storm i starten af året.

Havtemperaturen i fjorde og kystnære områder var 0,3 °C over normalen, og temperaturen i overfladelaget og bundvandet for de åbne farvande var ca. 0,6-0,7 °C varmere end normalt. Havtemperaturen i fjorde, kystnære områder og overfladelaget i de åbne farvande fulgte stort set lufttemperaturen, hvorimod temperaturen i bundvandet udviklede sig mere trægt.

Langtidsudvikling

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 2012 på niveau med de mere blæsende somre i 1980'erne og 1990'erne. Denne relativt høje middelvind i de typiske iltsvindsmåneder har formodentlig medført en væsentlig opblanding af vandsøjlen i de lavvandede fjorde og kyster og dermed dæmpet iltsvindets styrke og udbredelse.



Figur 2.3. Tidslig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystnære områder, C) global indstråling, D) overfladevandtemperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de indre farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Datakilder: A og C) Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Instituttet, Landbohøjskolen; E) Hedeselskabet og DCE; B, D og F) DCE og Naturstyrelsen. Middeltemperaturer er angivet med 95 %-konfidensgrænser.

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 fra sydvest i alle årets måneder, men i 2012 var februar og marts præget af mere vestlige strømninger, april havde vind fra syd og i december kom vinden hovedsageligt fra sydøst (*figur 2.2A*). Dette domine-

rende vindmønster fra sydvest bevirkede, at den samlede vindtransport i 2012 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 mere vestlig end normalt (*figur 2.2C*). Dette kan have medført en større påvirkning af vandmasser fra den centrale del af Nordsøen og mindre påvirkning af vandmasser fra Den jyske Kyststrøm. 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 2012 var gennemsnitlig for både maj-september og for året som helhed (*figur 2.3C*). Indstrålingen var dog relativ lille i juni, hvorimod juli og august havde mere 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.

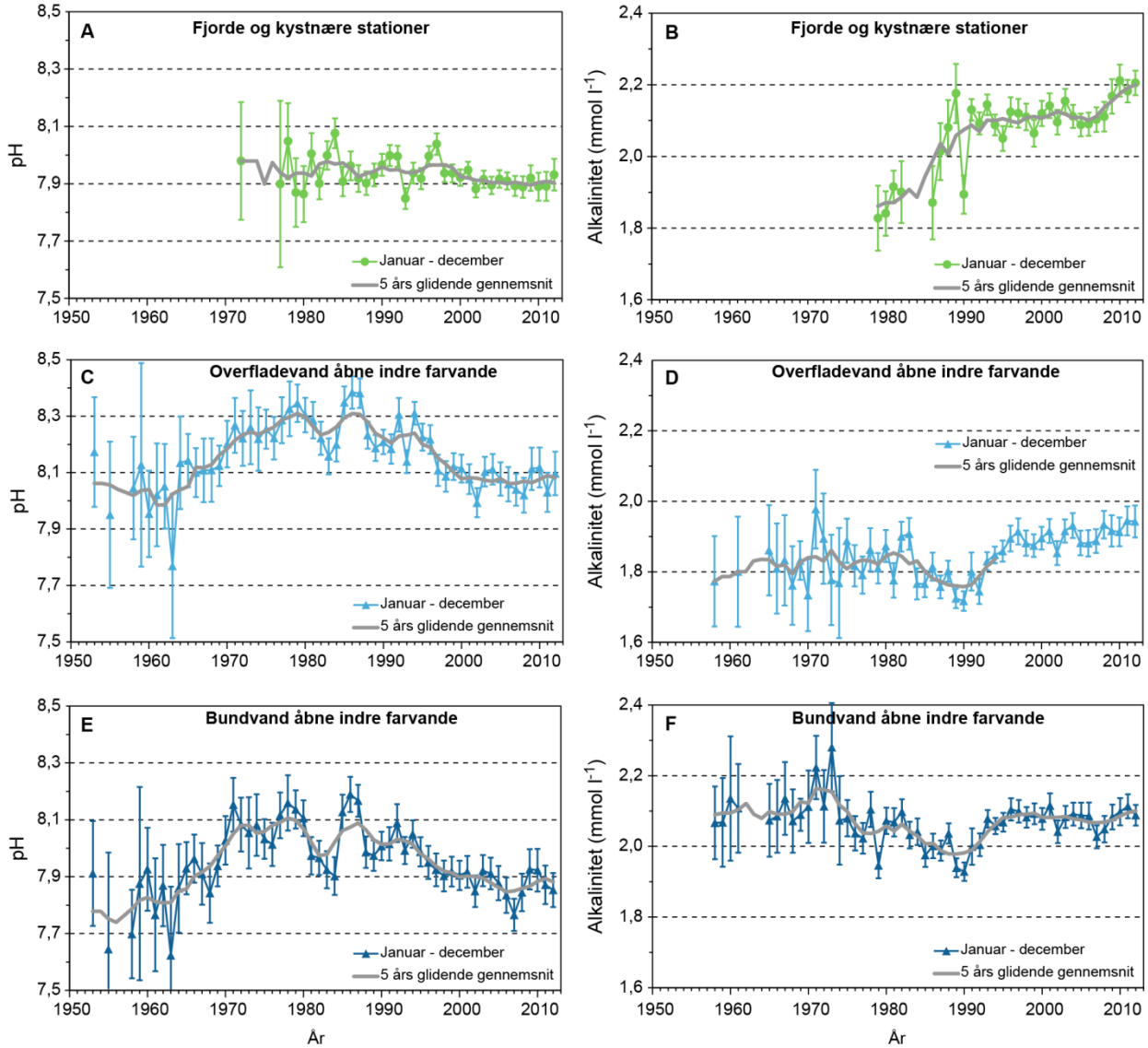
Afstrømningen kan groft inddeles i nogle perioder for de sidste fem årtier (*figur 2.3E*). I 1960'erne var middelafstrømningen 8.500 mio. m^3 om året, hvilket faldt til 7.500 mio. m^3 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m^3 i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været på niveau med 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 2012 var lidt over gennemsnittet for de seneste 30 år.

Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 1 ^{o}C i løbet af de sidste 40 år, selvom 2010-2012 var knap så varm som 2006-2009. Overfladevandtemperaturen i 2012 var sammenlignelig med årene efter 1988-89, hvor der skete et markant skift i temperaturen (*figur 2.3B* & *D*). Der har ikke været nogen markant tendens i overfladevandtemperaturen siden 1989. Bundvandstemperaturen i 2012 var 0,4 ^{o}C højere end i 2011, som havde den koldeste temperatur siden 1996 (*figur 2.3F)*. Den forholdsvis lave bundvandstemperatur, sammenlignet med de senere år, skyldes formentlig de mere vestlige vindretninger i årets første måneder, hvilket har medført, at bundvandet i de indre danske farvande sandsynligvis har sin oprindelse fra den koldere centrale del af Nordsøen, hvor det i normale år typisk er vand fra den sydlige del af Nordsøen, som trænger ind som bundvand i Kattegat. 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 ^{o}C.

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,* se også *Duarte m.fl. 2013*). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO_2 og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,2-0,3 i de indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO_2 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 CO_2 i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to

førstnævnte processer. De seneste par år er pH dog steget i fjorde og kystnære områder, hvilket kunne indikere en højere primærproduktion (større CO_2-forbrug) eller en lavere respiration (mindre CO_2-produktion) 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 og 2012 havde de højeste niveauer, 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.



Figur 2.4. Årsmiddel (± 95 %-konfidensgrænser) for pH og alkalinitet i fjorde og kystnære områder (A og B), overfladevand i de åbne indre danske farvande (C og D), og bundvand i de åbne indre farvande (E og F). Datakilder: DCE og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

- Året 2012 var varmt i forhold til standardperioden 1961-1990, men lidt koldere end gennemsnittet for de sidste 12 år. Specielt februar, juni, oktober og december var kolde.
- Vinden var svag sammenlignet med standardperioden om end gennemsnitlig for de senere år. Årets første tre måneder var domineret af vestlige vindretninger, hvorimod vinden hovedsageligt kom fra sydvest i resten af året. Der var kun en større storm i starten af året.
- Havtemperaturerne var lidt højere end i standardperioden, men sammenholdt med de seneste 10-15 år var 2012 koldere end normalt. Havtemperaturen i de seneste tre år har været næsten 1 ^{o}C koldere end de varme år fra 2006 til 2009.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1 ^{o}C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2012 var gennemsnitlig, men overordnet set har der i de seneste 10 år været en stigende tendens for sommerperioden.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH), men pH er steget de sidste par år i fjorde og kystnære områder.
- 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

Kuperet landskab ved Ærø med risiko for overfladeafstrømning fra mark til vandmiljø.
Foto: Anne van Acker.

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 1990-2012.

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.

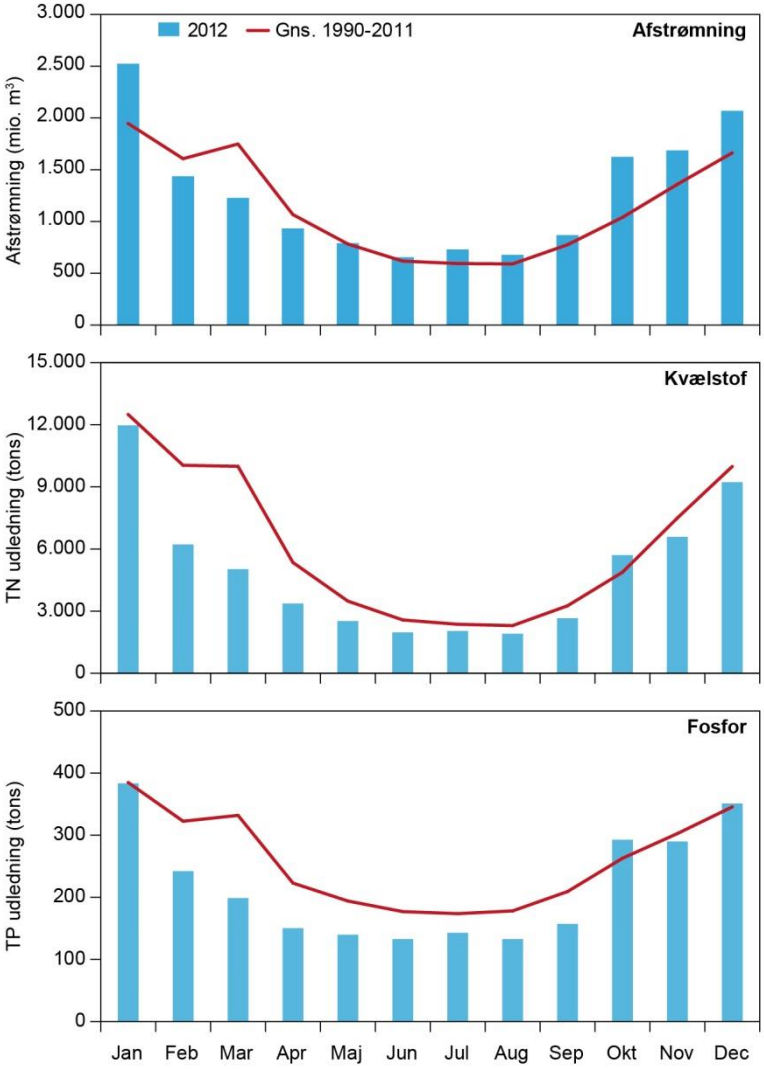
Kvælstof- og fosfortilførslerne fra det umålte opland er beregnet ved hjælp af empiriske modeller for vandføringsvægtede koncentrationer, som derefter er adderet til den modellerede vandafstrømning.

Næringssalttilførsler i 2012

Ferskvandsafstrømningen fra landets samlede areal til de danske kystvande var godt 15.000 mio. m^3 i 2012 (352 mm) og dermed 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2011. Afstrømningen i de enkelte måneder i 2012 fulgte generelt den gennemsnitlige sæsonvariation med store afstrømninger i vintermånederne og meget mindre afstrømning om sommeren (*figur 3.1*). Efter en stor vandafstrømning i januar fulgte tre måneder med mindre vandafstrømning end normalt. Den relativt lille vandafstrømning skyldtes, at nedbøren i denne periode var betydelig mindre end normalt, samt at frostvejr forsinkede afstrømningen til vandløb. I perioden maj-september fulgte afstrømningen sæsonudviklingen for gennemsnittet for perioden 1990-2011. I september og oktober var nedbøren noget over gennemsnittet, hvilket bevirkede, at vandafstrømningen i sidste kvartal af 2012 også blev noget over gennemsnittet.

Tilførslen af kvælstof fra de danske landarealer til de danske farvande var i 2012 på godt 59.000 tons. Tilførslen var på årsbasis dermed helt som i 2011 og ca. 20 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2011. Månedsafstrømningen af kvælstof var også generelt mindre end gennemsnittet for 1990-2011, hvilket især gjaldt fra februar til maj (*figur 3.1*). De relativt store vandafstrømninger i januar og oktober-december medvirkede til, at kvælstofudledningerne i disse måneder lå tæt på gennemsnittet.

Fosfortilførslen fra land til de danske farvande var 2.600 tons i 2012 og dermed 15 % mindre end gennemsnittet for 1990-2011. Hen over året varierede fosfortilførslerne ligesom kvælstoftilførslerne i takt med variationer i vandafstrømningen (*figur 3.1*). Fra februar til september var fosfortilførslerne markant mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2011.



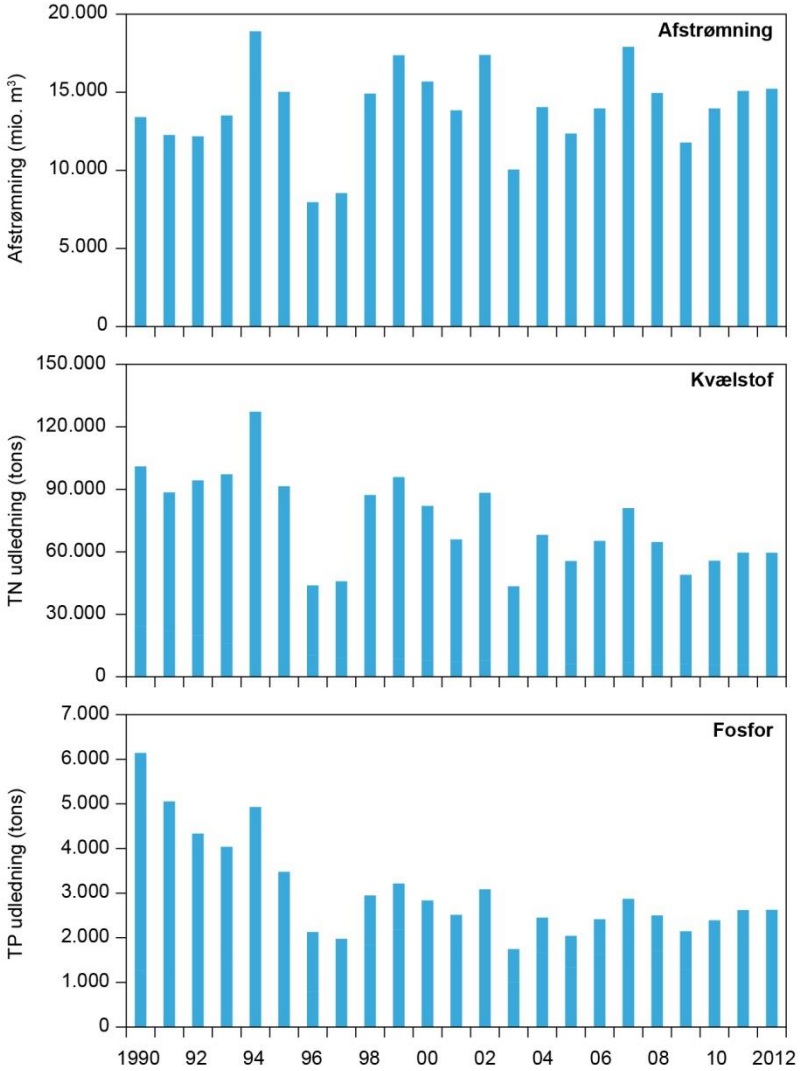
Figur 3.1. Månedstilførslen af ferskvand, total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) til de danske farvande i 2012 sammenlignet med gennemsnittet for perioden 1990-2011.

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, hvilket resulterede i 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 kvæl-

stof (*figur 3.3*). Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration er faldet fra 7-8 mg N l^{-1} i starten af 1990'erne til ca. 4 mg N l^{-1} i 2012.

Kvælstoftilførslerne fra land til havet omkring Danmark er således reduceret med ca. 50 % siden 1990 (95 % konfidensgrænser: 39 %; 59 %), 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 2012 udgjorde spildevandsudledninger fra punktkilder 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 2012.

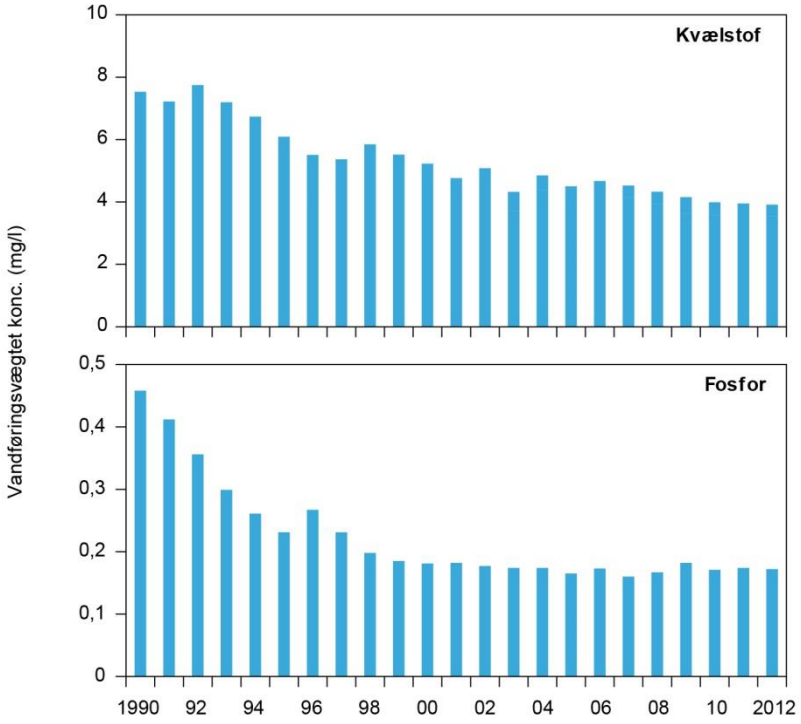
Udvikling i fosfortilførsel

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 om året i starten af 1990'erne til omkring 2.100-2.600 tons de seneste år. Faldet i fosfortilførslerne er relateret til en bedre spildevandsrensning ved primært offentlige renseanlæg. I 2012 udgjorde spildevandsudledningerne fra punktkilder

(eksklusiv bidraget fra spredt bebyggelse, som indgår i den diffuse tilførsel) 30 % 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: 30 %; 95 %).

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 1990-2012 for den samlede ferskvandsafstrømning til havet omkring Danmark.

Sammenfatning

- Ferskvandsafstrømningen til de danske farvande har varieret betydeligt fra år til år, og var i 2012 9 % større end gennemsnittet for perioden 1990-2011.
- For landet som helhed er der for 2012 målt og beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel til havet omkring Danmark på henholdsvis 2.600 tons fosfor og 59.600 tons kvælstof.
- Korrigeret for variationer i ferskvandsafstrømningen er den samlede landbaserede udledning af kvælstof og fosfor faldet med henholdsvis ca. 50 % og ca. 56 % fra 1990 til 2012.

- 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.
- Reduktionen i fosforudledningen er især sket frem til sidste halvdel af 1990'erne og skyldes forbedret spildevandsrensning.

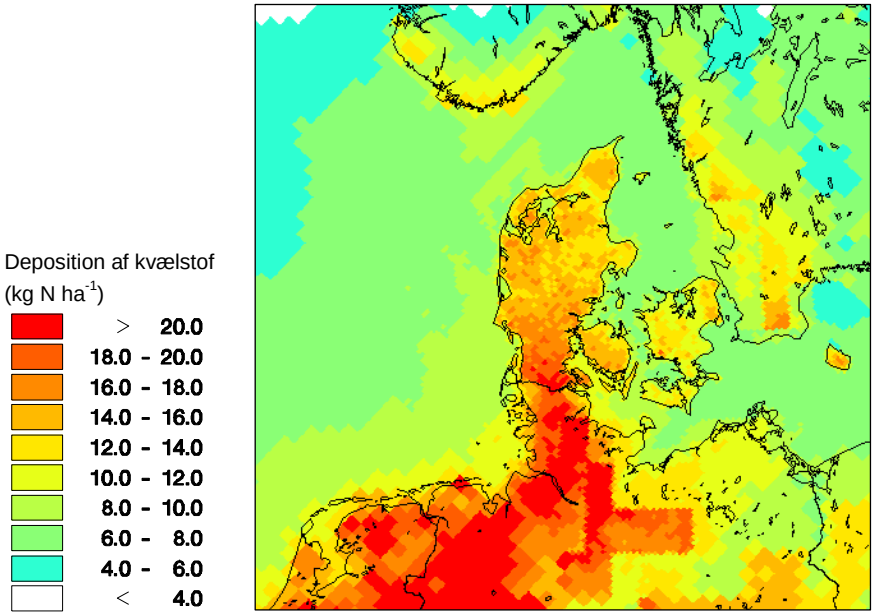
4 Atmosfærisk kvælstofdeposition

Thomas Ellermann

Nedbør over Storebælt - hovedparten af den atmosfæriske kvælstofafsætning til havområderne sker i forbindelse med nedbøren over hav.
Foto: Peter Lyster 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 udledningen af kvælstof fra Danmark til de samme områder. Udledningen af næringsstoffer 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.



Figur 4.1. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske farvande og landområder beregnet for 2012. 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 kg N km^{-2}. Gitterfelterne er 6 km × 6 km for den centrale del af modelområdet. I den yderste del af modelområdet anvendes gitterceller på 17 km × 17 km.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM til et net af gitterceller på 6 km × 6 km, som dækker de danske farvandsområder (*figur 4.1, Ellermann m.fl. 2013*). Dog anvendes gitterceller på 17 km × 17 km for den yderste del af modelom-

rådet, herunder den vestligste del af den danske del af Nordsøen. Beregningerne er foretaget med emissionsopgørelser for år 2011 for Danmark og for år 2010 for de øvrige europæiske lande, hvilket er de senest tilgængelige opgørelser. 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. Deposition til andre farvande kan findes på: http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/Deposition/.

Tabel 4.1. Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2012.

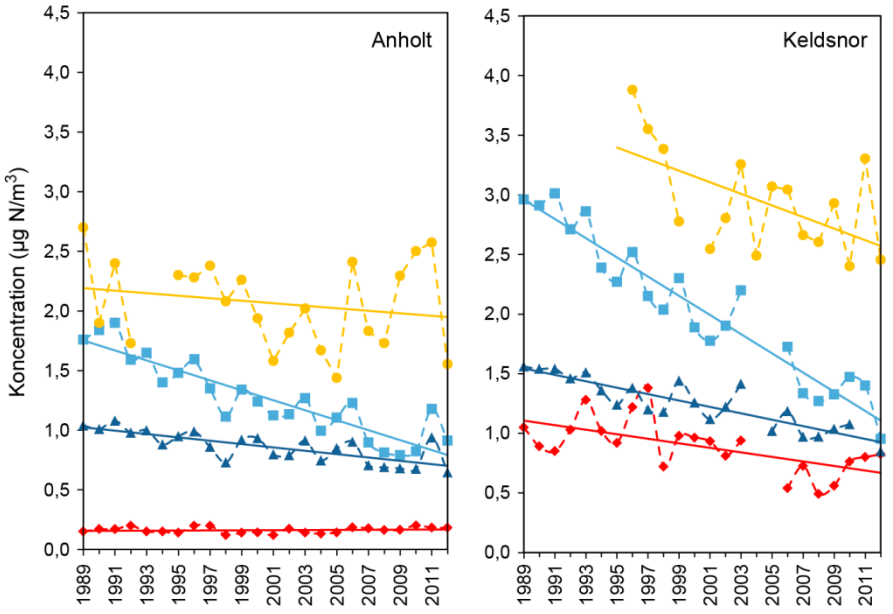
ID	Navn	Tør-deposition (kton N)	Våd-deposition (kton N)	Total deposition (kton N)	Total deposition/ areal (kg N ha^{-1})	Areal (km^2)	Andel fra danske kilder (%)
1	Nordsøen - Alle danske områder	6,3	31,0	37,3	7,7	48.754	8
2	Skagerrak - Alle danske områder	1,3	6,5	7,7	7,5	10.329	18
3	Kattegat - Svenske områder	0,8	5,2	5,9	8,8	6.743	13
3	Kattegat - Alle danske områder	2,8	10,0	13,2	7,8	16.830	23
4	Nordlige Bælthav	0,8	2,3	3,1	8,0	3.909	26
5	Lillebælt	0,7	1,7	2,4	11,0	2.170	25
6	Storebælt	0,9	2,9	3,8	8,4	4.519	18
7	Øresund - Alle danske områder	0,2	0,8	1,0	7,2	1.336	18
79	Øresund - Svenske områder	0,1	0,6	0,8	8,3	950	13
8	Sydlige Bælthav	0,5	1,7	2,2	8,7	2.547	8
9	Østersøen - Alle danske områder	2,3	7,9	10,2	6,8	14.926	8
	Alle danske farvandsområder	16	65	81	7,7	105.320	13

Den beregnede totale kvælstofdeposition til de danske farvandsområder var i 2012 på 81.000 tons, hvilket er uændret i forhold til 2011 (3 % højere), omkring 11 % højere end rapporteret for 2010 (71.000 tons), omkring 14 % højere end beregnet for 2010 (71.000 tons) og 4 % lavere end 2009 (84.000 tons). Forskellen mellem årene 2009-2012 skyldes hovedsageligt ændringer i de meteorologiske forhold. Når man sammenligner 2011 og 2012, fremgår det, at det er både tørdeposition og våddeposition, som er stort set uændret fra 2011 til 2012. I modsætning til en række andre år, så er der også kun moderat forskel mellem udviklingen for de enkelte farvande. Således er den største stigning i depositionen (10 %) i det nordlige Bælthav, mens det største fald (7 %) er for Skagerrak. Vurderingen af ændringerne af depositionen fra 2011 til 2012 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 2012 skyldes blandt andet, at der på nuværende tidspunkt ikke foreligger emissionsopgørelser for 2012, således at det er antaget, at emissionerne er de samme i 2011 og 2012.

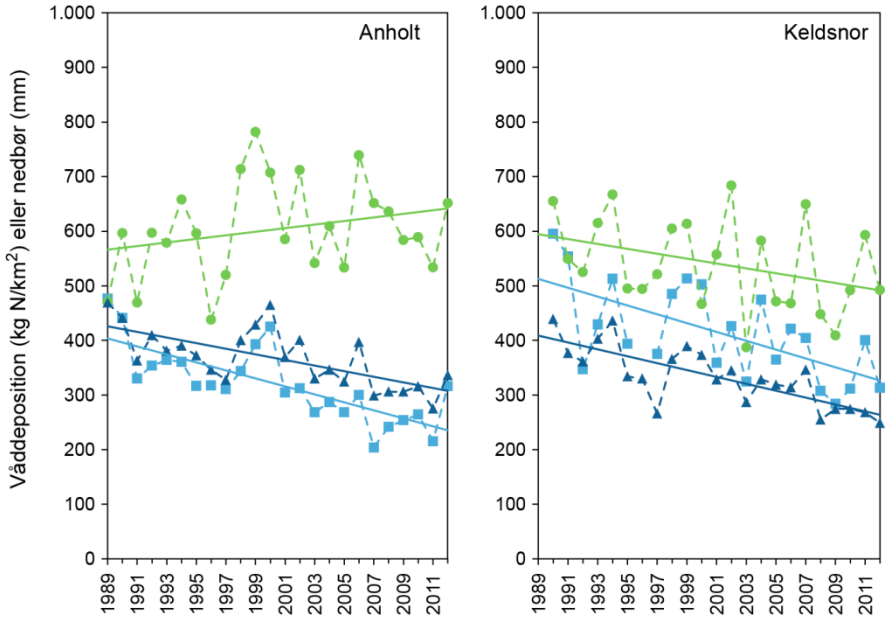
Den danske andel af depositionen er i modelberegningerne vurderet til ca. 13 % men varierer fra 25-26 % i Lillebælt og i det nordlige Bælthav til 8 % i Østersøen og Nordsøen (*tabel 4.1*).

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 målestationerne er der tale om et signifikant fald. Tilsvarende ses et signifikant fald i den samlede deposition af kvælstof som middel over resultaterne fra målestationerne (*figur 4.4*). Det vurderes, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofbelastning af havmiljøet på ca. 34 % for perioden 1989-2012. Der er dog store variationer mellem årene på grund af variationerne i de meteorologiske forhold.

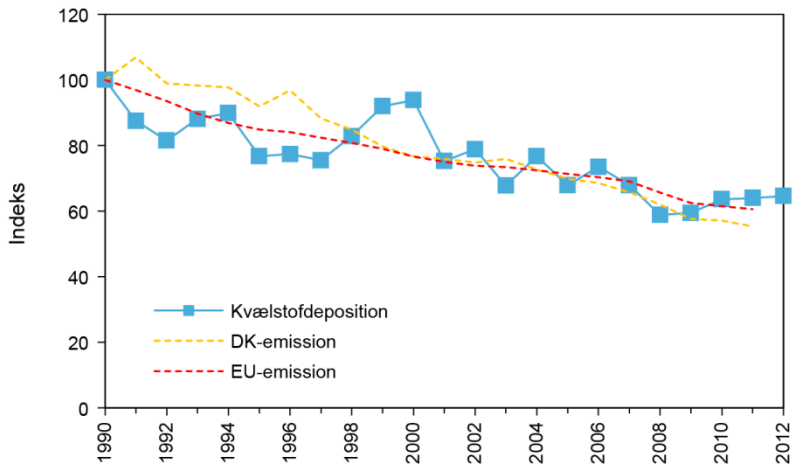


Figur 4.2. Årsmiddelkoncentrationer af ammoniak (♦), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression.



Figur 4.3. Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (▲) og den årlige nedbørsmængde (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. 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 (*figur 4.4*). Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer, rensning af røggasser m.m.



Figur 4.4. Relativ udviklingstendens for den samlede deposition og emission af kvælstof. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. Enkelte manglende delresultater er skønnet fx på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (*Nielsen m.fl. 2013*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2013*).

Sammenfatning

- Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande var i 2012 på 81.000 tons.
- I gennemsnit kom 13 % af depositionen af kvælstof fra danske kilder.
- Siden 1989 er der sket et fald i depositionen af kvælstof til de danske farvande på 34 %.

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 erhvervsfiskeri.

Påvirkningerne er dynamiske og miljøindikatorerne responderer 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), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden på en række områder. 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

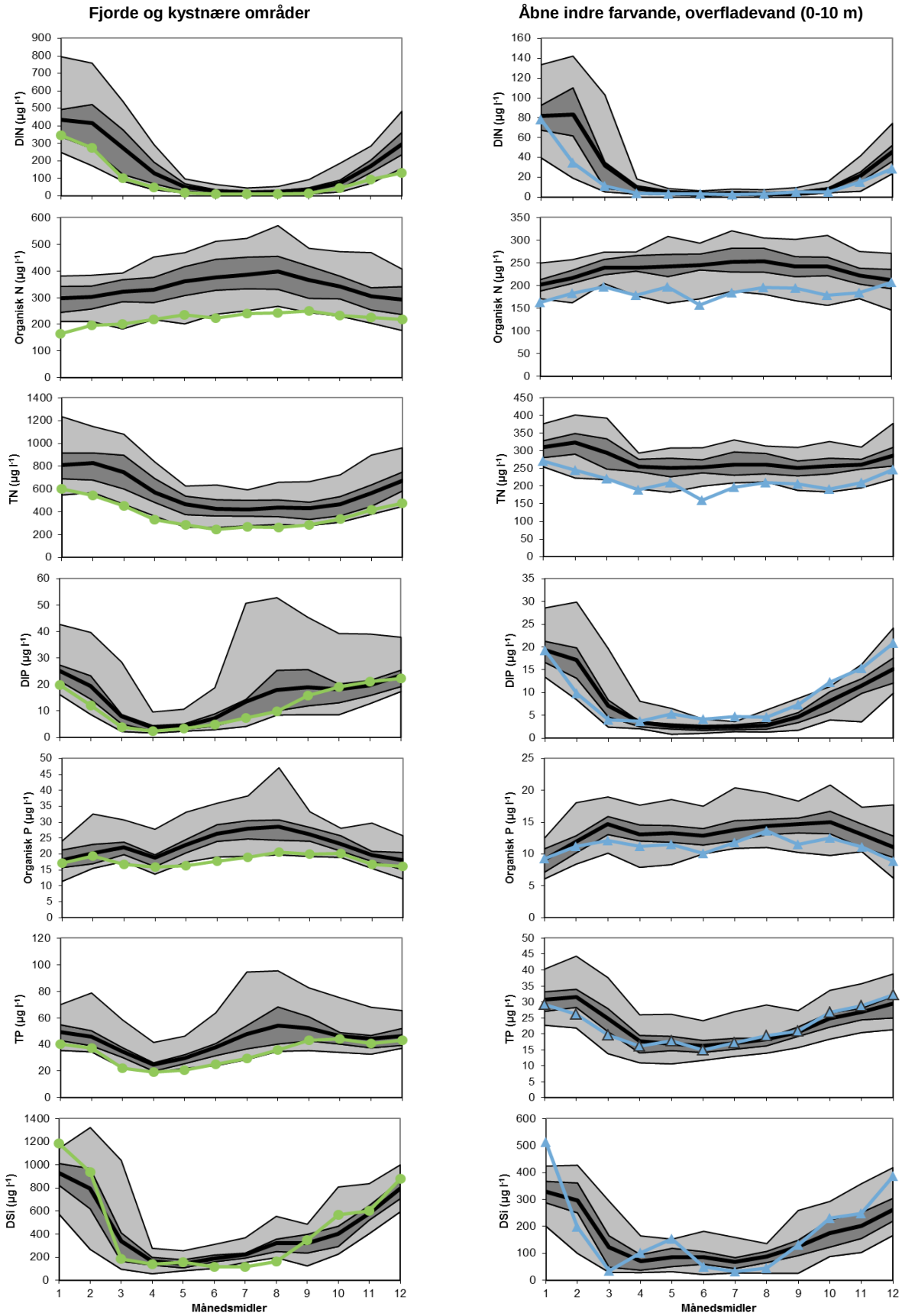
Prøvetagning med vandhenter.
Foto: Peter Bondo Christensen.

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor 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 formodentlig er begrænsende for primærproduktionen, og høje værdier (> 20) indikerer potentiel 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 tidslige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2012 og for de seneste 10 år.

Sæsonvariation i 2012

Både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, og niveauerne for 2012 var, som forventet, lavere end langtidsmidlerne (1989-2011). For at vurdere sæsonfordelingen i 2012 er månedsmidlerne for 2012 sammenholdt med fordelingen af månedsmidler fra de tidligere år (*figur 5.1*).



Figur 5.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2012 for fjorde og kystnære områder (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med tidligere år (1989-2011). Variationen i månedsmidler for tidligere år er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave og væsentlig under langtidsmidlerne i hele året. I december blev registreret den hidtil laveste DIN-månedsmiddel for denne måned, og organisk N i 2012 var lavere end langtidsmidlerne i 7 ud af årets 12 måneder (januar, februar, april, juni, juli, august og oktober). Ligeledes var TN-niveauerne for de respektive måneder de hidtil laveste i 6 af årets 12 måneder (februar, marts, april, juni, juli og august). TN-månedsmidlerne var faktisk tæt på at være minimale i stort set alle måneder. De relativt høje DIN-koncentrationer i januar og februar, sammenholdt med resten af året, skyldes formentlig den større afstrømning i december 2011 og januar 2012.

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 og december. I 4 ud af årets 12 måneder var TN-niveauet det hidtil laveste for de respektive måneder (april, juni, juli og august). Organisk N var tilsvarende det hidtil lavest målte i januar, marts, juni og juli og fulgte stort set mønstret for TN. I 2012 var der derimod ingen rekorder for DIN, selvom koncentrationerne holdt sig i den lave ende gennem hele året med undtagelse af januar måned, hvor den større afstrømning resulterede i DIN-koncentrationer på niveau med langtidsmidlen.

Sammenholdt med tidligere år var fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder meget lave i årets første 8 måneder, og specielt maj, juni og juli havde rekordlave niveauer for organisk P og TP. De lave vinterniveauer for både DIN og DIP kan have reduceret forårsopblomstringen væsentligt. De stigende koncentrationer af DIP og dermed TP i årets sidste måneder kan skyldes de meget lave kvælstofkoncentrationer, hvilket kan have bevirket et større overskud af DIP. Det er også sandsynligt, at jernbunden fosfat kan være frigivet fra sedimenterne, selvom iltsvindet i de fleste fjorde og kystnære områder var meget moderat i 2012 (*se kapitel 7*).

Fosforkoncentrationerne i de åbne farvande i 2012 var mere på niveau med langtidsmidlerne uden bemærkelsesværdige ændringer i fordelingen henover året for TP. Efter forårsopblomstringen var organisk P noget lavere end langtidsmidlerne, hvorimod det modsatte gjorde sig gældende for DIP. Dette indikerer, at planteplanktonet har haft et mindre optag af P, hvilket kan skyldes en stærkere kvælstofbegrænsning end normalt. De lave klorofylkoncentrationer i 2012 (*se kapitel 6*) bekræfter, at væksten i planteplanktonet formodentlig har været stærkt begrænset af kvælstof.

Koncentrationerne af opløst silicium (DSi) i fjorde og kystnære områder var høje i starten og slutningen af året, hvorimod koncentrationerne var lave i sommermånederne. Faktisk var DSi-niveauerne i juli og august de hidtil lavest registrerede for disse måneder. Faldet i DSi fra februar til marts var usædvanligt stort sammenholdt med de tilsvarende fald i DIN og DIP; næsten dobbelt så stort som forventet, selv hvis hele forårsopblomstringen var kiselalger med optag svarende til Redfield-forholdet. DSi-koncentrationen forblev lav fra marts frem til september, hvorefter DSi-koncentrationer nåede mere normale niveauer. Der blev observeret et tilsvarende stort fald i overfladevandet i de åbne indre farvande i starten af året, men DSi-koncentrationerne steg igen i april og maj. DSi-niveauet var generelt lavt i løbet af sommeren, men nåede normale niveauer i løbet af efteråret. De forholdsvis lave DSi-koncentrationer i det tidlige forår i de åbne farvande kan skyldes indstrømmende vand fra den centrale del af Nordsøen som følge af domine-

rende vinde fra vestlige og nordvestlige retninger (se *kapitel 2*) med et lavt indhold af næringssalte og specielt DSi.

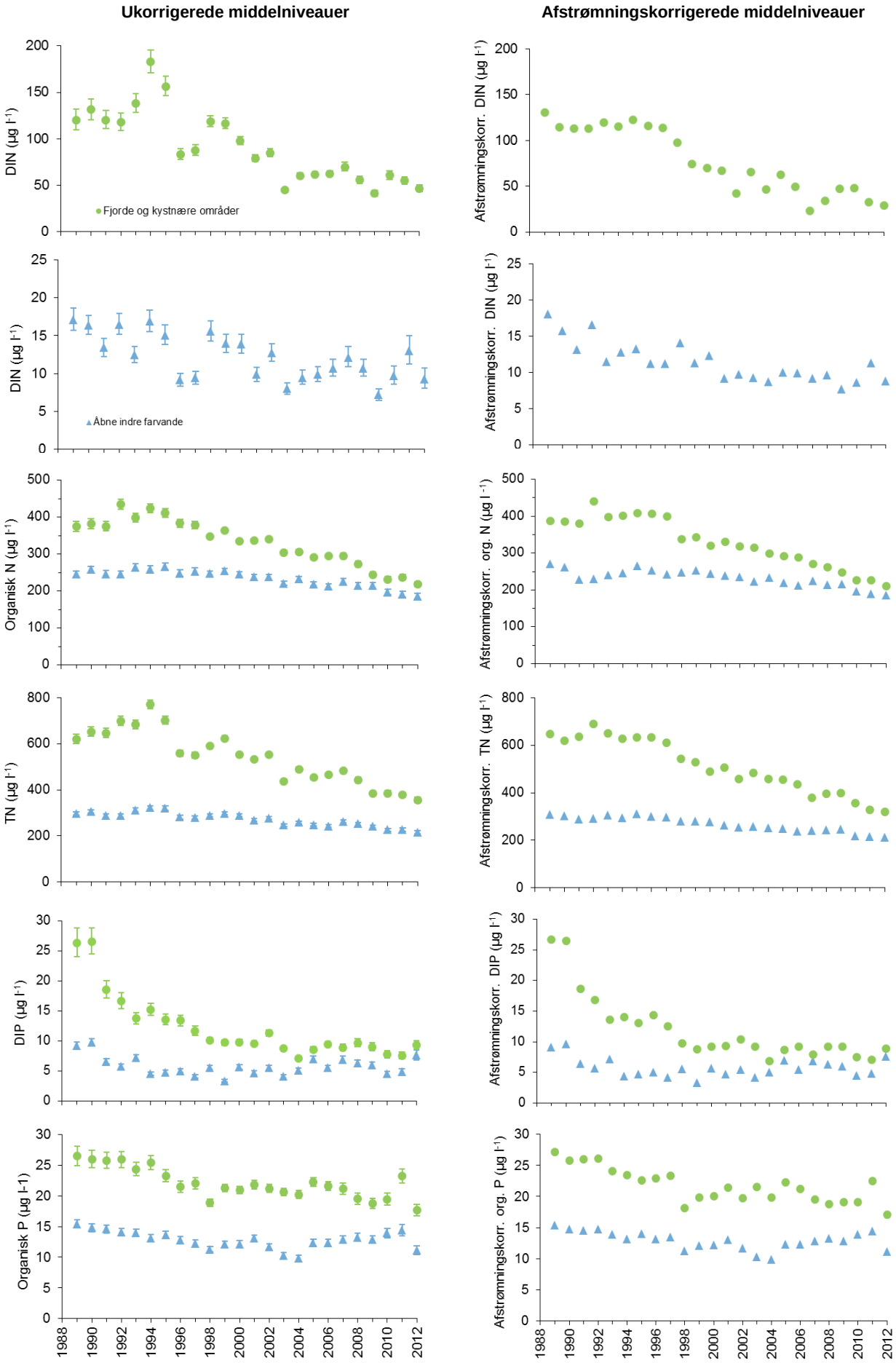
I februar var koncentrationerne af både DIN, DIP og DSi i bundvandet de hidtil laveste for måneden (resultater ikke vist). DIN-koncentrationerne forblev lave frem til september, hvorimod DIP-koncentrationerne nåede det normale niveau fra marts og resten af året. DSi-niveauerne efter februar var også sammenlignelige med tidligere år med undtagelse af lavere koncentrationer i juni og juli. De lave koncentrationer i februar kan hænge sammen med indstrømmende vand fra den centrale del af Nordsøen. I januar måned var DIN-koncentrationerne ved stationerne i den nordlige del af Kattegat omkring 130 µg l^{-1}, men i februar og marts var DIN faldet til omkring 110 µg l^{-1}. Tilsvarende faldt DSi fra omkring 270 µg l^{-1} til omkring 200 µg l^{-1} i samme periode, hvorimod der ikke kunne ses noget markant fald i DIP. De generelt lave næringssaltskoncentrationer i overfladen i 2012 har formentlig resulteret i en lavere produktion og sedimentation af planteplankton og dermed en lavere remineralisering af næringssalte i bundlaget, hvilket kan forklare de relativt lave DIN- og DSi-koncentrationer i sommermånederne. Koncentrationerne af organisk N og TN var meget lave det meste af året, og de hidtil laveste værdier for TN blev registreret i april, juni, juli og august. Koncentrationerne af organisk P og TP var lidt lavere end i de tidligere år. Der var i 2012 ingen indikationer på, at vand fra Den jyske Kyststrøm skulle have trængt ind i de indre danske farvande.

Som helhed var både kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2012 meget lave i fjorde og kystnære områder. I de indre danske farvande var kvælstofkoncentrationerne også meget lave, hvorimod fosforkoncentrationerne var på niveau med de senere år. De generelt lave kvælstofkoncentrationer har formentlig resulteret i yderligere kvælstofbegrænsning af planteplanktons vækst. Tiltag til reduktion af belastningen med næringssalte påbegyndt i slutningen af 1980'erne kombineret med en afstrømning fra land under middel og indstrømmende næringsfattigt vand fra centrale dele af Nordsøen i februar og marts formodes at være årsag til de meget lave koncentrationer af uorganiske næringssalte i de indre danske farvande i 2012, hvilket også kan have påvirket kyster og enkelte fjorde.

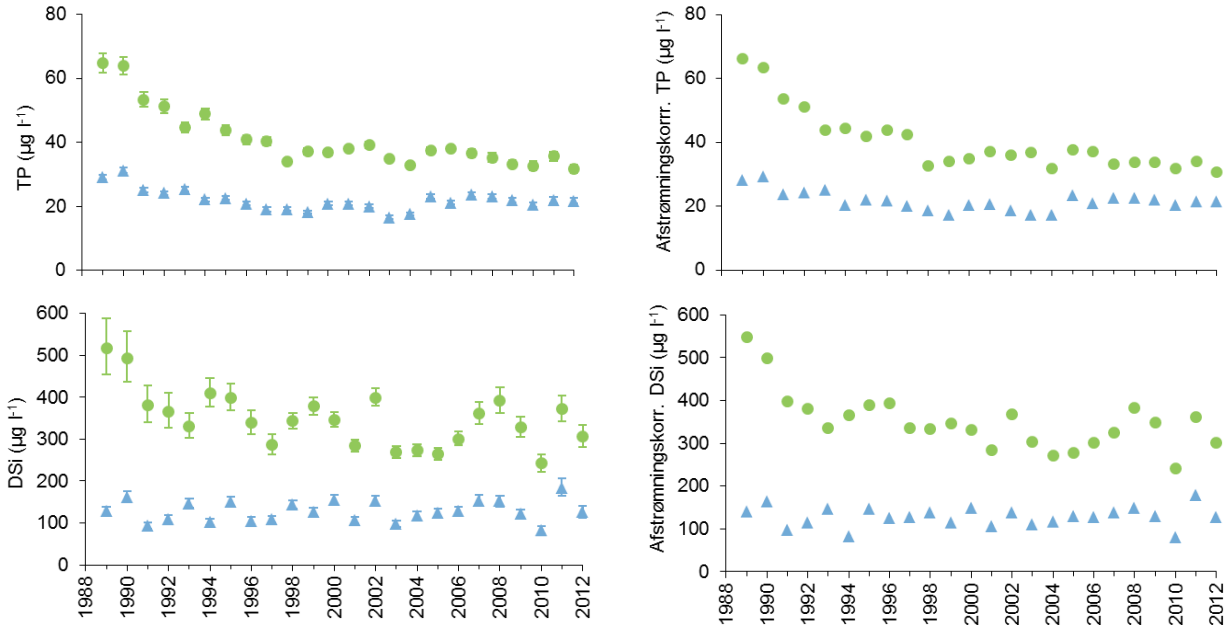
Tidslig udvikling i fjorde og andre kystnære områder

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, og 2012-årsmidlen for TN og organisk N var de hidtil laveste (*figur 5.2*). TN-koncentrationerne er faldet jævnt siden 1994 og er næsten nået det halve af niveauet fra midten af 1990'erne. DIN-årsmidlen i 2012 var den tredje laveste og ca. 20 % under middelniveauet for de seneste 10 år. Faldet i DIN-koncentrationerne har dog været knapt så markant efter 2003. Årsmidlen for TN var 356 µg l^{-1}, hvilket er et fald på ca. 20 µg l^{-1} i forhold til de seneste tre år. DIN-, organisk N- og TN-koncentrationerne i 2012 var reduceret med henholdsvis 60 %, 42 % og 43 % i forhold til middelniveauet for 1989-2002.

Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var organisk N og TN i 2012 de hidtil lavest registrerede, og DIN nåede det hidtil næstlaveste niveau. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2012 på tilsvarende vis med 1989-2002, er der sket et fald på 71 %, 44 % og 46 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN. Der er en stagnerende tendens for de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer omkring et niveau på 30 µg l^{-1}, hvorimod organisk N og TN fortsat falder.



Figur 5.2 fortsætter på næste side…

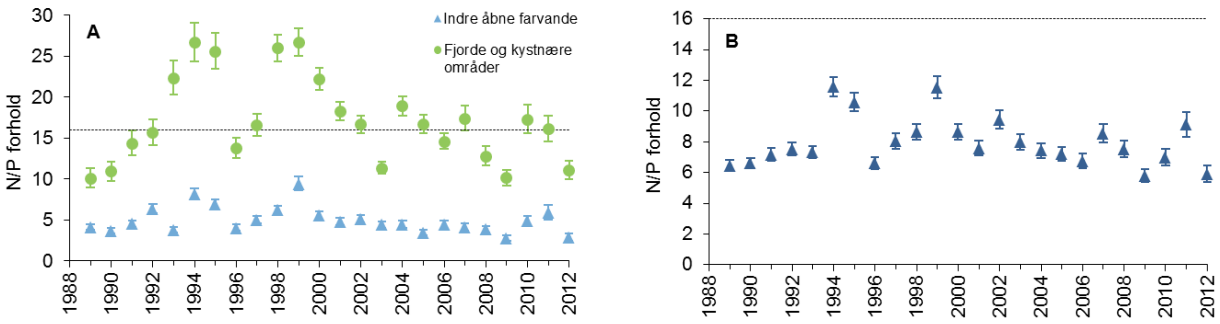


Figur 5.2. Årsmiddelkoncentrationer (± 95 % konfidensgrænser) af DIN, TN, DIP, TP og DSi (venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne) for fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre danske farvande (▲). For DIN er fjorde og kystnære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

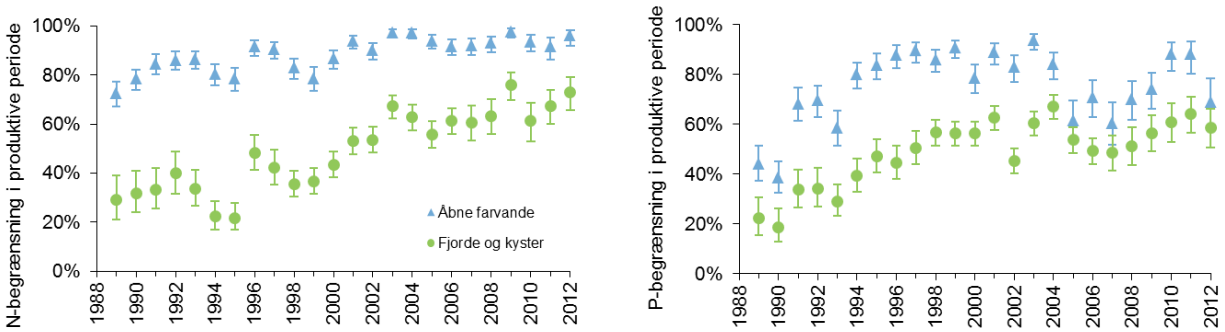
Årsmidlen for DIP var blandt de højere siden 2000, hvilket kan skyldes en øget kvælstofbegrænsning. TP og organisk P koncentrationerne var derimod de hidtil laveste. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis 7-10 µg l^{-1} og 32-38 µg l^{-1} efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne. I forhold til 1989 var fosforkoncentrationerne i 2012 dog reduceret betragteligt med 65 % for DIP, 33 % for organisk P og 51 % for TP. Afstrømningskorrektionen havde kun en ubetydelig effekt på fosforniveauerne.

DSi-niveauerne har varieret mellem 250 og 400 µg l^{-1} siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2012 var meget normal (307 µg l^{-1}). Afstrømningskorrektionen ændrede ikke niveauet nævneværdigt. Det normale DSi-niveau er resultatet af to modsatrettede faktorer: En kraftigere kvælstofbegrænsning, som giver højere niveauer, og indstrømmende vand fra den centrale Nordsø, som sænker niveauet.

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 tidslige 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. 60-70 % af den produktive periode (*figur 5.4*). Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50-60 % af den produktive periode. Fosforbegrænsningen var dog knapt så markant i 2012 som de foregående to år.



Figur 5.3. Molforhold mellem årsmidlen (± 95 % konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) overfladevand (0-10 m) for fjorde og kystnære områder (●) og åbne indre farvande (▲) og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.



Figur 5.4. Årsmiddel (± 95 % konfidensgrænser) for 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 µg l^{-1} for DIN og 6,2 µg l^{-1} for DIP).

Tabel 5.1. Trendanalyser for udviklingen i næringssalte siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten (mg l^{-1} $år^{-1}$) og tilhørende P-værdi. Statistisk signifikante trends (P < 0,05) er markeret med gråtone. Bemærk at tabellen ud over trendanalyser for fjorde og kystnære områder også omfatter analyser for overfladevand og bundvand for de åbne indre farvande.

		Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
Område	**Næringssalt**	**1989-2012**	**2003-2012**	**1989-2012**	**2003-2012**
Fjorde og kystnære områder	DIN	-4,502 (<0,0001)	-0,636 (0,5579)	-4,745 (<0,0001)	-3,001 (0,0418)
	Org. N	-8,290 (<0,0001)	-10,402 (<0,0001)	-8,947 (<0,0001)	-11,576 (<0,0001)
	TN	-15,011 (<0,0001)	-12,892 (0,0034)	-15,841 (<0,0001)	-18,139 (<0,0001)
	DIP	-0,605 (<0,0001)	0,022 (0,8338)	-0,624 (<0,0001)	-0,032 (0,7804)
	Org. P	-0,281 (<0,0001)	-0,180 (0,3588)	-0,308 (<0,0001)	-0,267 (0,1738)
	TP	-1,082 (<0,0001)	-0,292 (0,2342)	-1,126 (<0,0001)	-0,469 (0,0704)
	DSi	-5,487 (0,0037)	6,332 (0,2837)	-6,294 (0,0005)	3,822 (0,4539)
Overflade-vand, åbne indre farvande	DIN	-0,284 (0,0003)	0,138 (0,5023)	-0,310 (<0.0001)	0,006 (0,9590)
	Org. N	-2,857 (<0,0001)	-4,408 (0,0015)	-2,652 (<0,0001)	-4,531 (0,0009)
	TN	-3,794 (<0,0001)	-3,760 (0,0112)	-4,160 (<0,0001)	-4,773 (0,0005)
	DIP	-0,055 (0,2405)	0,115 (0,3969)	-0,052 (0,2666)	0,111 (0,4116)
	Org. P	-0,085 (0,0360)	0,299 (0,0615)	-0,096 (0,0192)	0,298 (0,0617)
	TP	-0,225 (0,0187)	0,392 (0,1326)	-0,197 (0,0258)	0,335 (0,1587)
	DSi	0,431 (0,5754)	2,951 (0,3830)	0,157 (0,8246)	2,098 (0,4845)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,585 (0,0391)	0,103 (0,9147)	-0,488 (0,0021)	-0,497 (0,4413)
	TN	-4,596 (<0,0001)	-3,620 (0,0532)	-4,324 (<0,0001)	-5,062 (0,0022)
	DIP	-0,116 (0,1351)	0,213 (0,2002)	-0,090 (0,2661)	0,205 (0,2165)
	TP	-0,412 (0,0005)	0,345 (0,2319)	-0,385 (0,0016)	0,306 (0,2535)
	DSi	1,382 (0,1272)	1,128 (0,6939)	0,872 (0,2317)	-0,465 (0,8267)

De ukorrigerede næringssaltkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2012, men til forskel fra tidligere år var faldet i N-koncentrationer lige så signifikant som for fosfor (*tabel 5.1*). De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$), med undtagelse af DSi ($P = 0,0005$). Derimod er det kun kvælstofkoncentrationerne, som har været signifikant faldende over de seneste 10 år. Den potentielle næringssaltbegrænsning over perioden 1989-2012 var signifikant stigende for både kvælstof og fosfor.

Tidslig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Kvælstofkoncentrationerne i overfladelaget i de åbne indre danske farvande i 2012 var de hidtil lavest registrerede for organisk N og TN, hvorimod DIN-koncentrationerne var på niveau med gennemsnittet over de seneste 10 år, om end lavere end for perioden 1989-2000. Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring 10 µg l^{-1} siden 2000, mens TN er aftaget jævnt siden 1989 fra omkring 250 µg l^{-1} til omkring 215 µg l^{-1} i 2012. Sammenholdt med perioden 1989-2002 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2012 reduceret med 26-32 % (*figur 5.2*).

De afstrømningskorrigerede koncentrationer i 2012 for organisk N og TN var således de hidtil laveste, hvorimod de afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer var på niveau med gennemsnittet 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 organiske N og TN. Dette har for DIN og TN resulteret i et forventet niveau på omkring henholdsvis 9 µg l^{-1} og 215 µg l^{-1} for et år med middel afstrømning.

DIP, organisk P og TP har stabiliseret sig omkring 6 µg l^{-1}, 14 µg l^{-1}, og 20 µg 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.

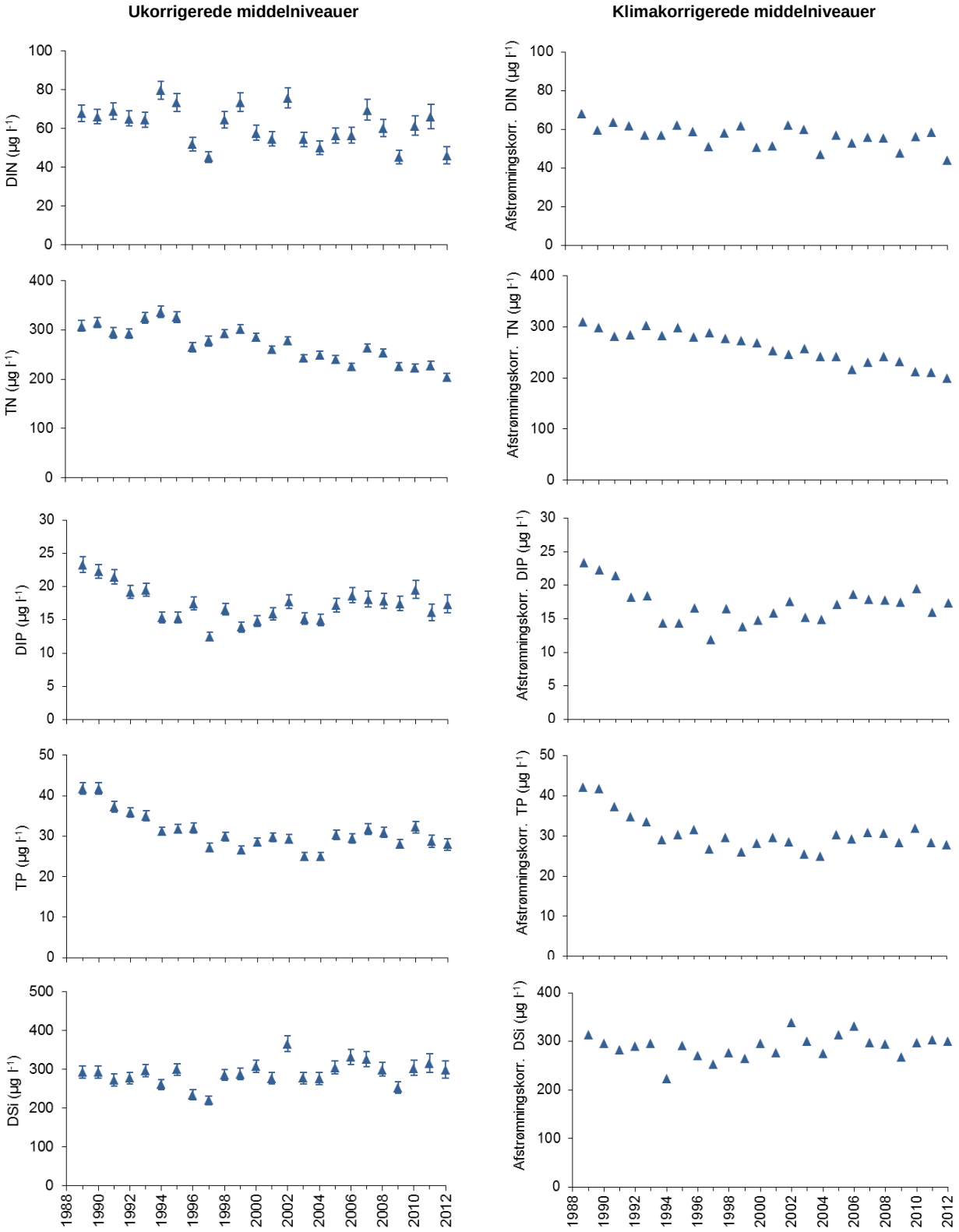
DSi-niveauet i 2012 (126 µg l^{-1}) var gennemsnitlig for hele perioden siden 1989. DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmidlen mellem 100 og 150 µg l^{-1}.

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 (*figur 5.3A*). N/P-forholdet i 2012 var det næstlaveste (efter 2009) siden 1989.

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 mere end 90 % af den produktive periode. I 2012 var den potentielle kvælstofbegrænsning lidt højere end i 2010 og 2011, hvilket kan have medvirket til, at den potentielle fosforbegrænsning var noget lavere end de foregående to år, som følge af et større overskud af fosfor. Planteplanktons vækst var potentielt begrænset af kvælstof i 96 % og af fosfor i 69 % af den produktive periode i 2012.

Der er observeret signifikant faldende niveauer for DIN, organisk N, TN, organisk P og TP, både for de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede kon-

centrationer, hvorimod DIP og DSi ikke udviser nogen tendens (*tabel 5.1*). Selv om fosforkoncentrationerne faldt i starten af 1990'erne, så er der ingen udvikling for DIP set over hele perioden. For de seneste 10 år er det kun organisk N og TN, som udviser signifikante fald. I overensstemmelse hermed er den potentielle begrænsning af algevæksten kun signifikant stigende for kvælstof.



Figur 5.5. Årsmiddelkoncentration (± 95 % konfidensgrænser) af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande (venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (højre kolonne).

Tidslig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

TN-koncentrationerne i 2012 var de hidtil laveste og DIN-koncentrationerne de næstlaveste (*figur 5.5*). TN-niveauet er faldet fra > 300 µg l^{-1} i starten af perioden til 204 µg l^{-1} i 2012. DIN-niveauet har ligget stabilt mellem 50 og 70 µg l^{-1} det meste af perioden, men var i 2012 relativ lavt sammenlignet med de senere år og i forhold til afstrømningen. Dette kan være forbundet med indstrømmende vand fra den centrale del af Nordsøen i februar og marts.

DIP-koncentrationerne faldt frem til 1997 til et niveau omkring 13 µg l^{-1}, hvorefter der har været en stigende tendens til omkring 18 µg l^{-1}. I 2012 var DIP på niveau med de senere år trods den øgede kvælstofbegrænsning. Det skyldes formentlig, at der kun var moderat iltsvind og derfor mindre fosforfrigivelse fra sedimenterne. De relativt høje koncentrationer i de seneste 10 år skyldes fosforfrigivelse i tilknytning til iltsvind, øgede DIP-koncentrationer i Østersøen og for nogle år en stor forårsopblomstring og efterfølgende sedimentation og remineralisering. TP-koncentrationen i 2012 var på niveau med de senere år, og der har været en svagt stigende tendens det seneste årti, efter at TP-niveauet faldt ca. 30 % fra 1989 til 2000.

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for hele perioden som helhed, hvor niveauet har ligget omkring 290 µg l^{-1}. Niveauet i 2012 (298 µg l^{-1}) var derfor normalt for perioden. De afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer viser en svagt stigende tendens siden midten af 1990'erne.

Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende til et niveau omkring 8:1 (*figur 5.3B*). I 2012 var forholdet det hidtil næstlaveste som følge af de lave DIN-koncentrationer i 2012.

Koncentrationerne af DIN, TN og TP er faldet signifikant gennem hele perioden, både uden og med afstrømningskorrektion (*tabel 5.1*). Over de seneste 10 år er det derimod kun de afstrømningskorrigerede TN-koncentrationer, som er faldet signifikant. Hverken DIP eller DSi udviste nogen signifikante tendenser gennem perioden eller de seneste 10 år, heller ikke hvis der korrigeres for variationer i ferskvandstilførslen fra land.

Sammenfatning

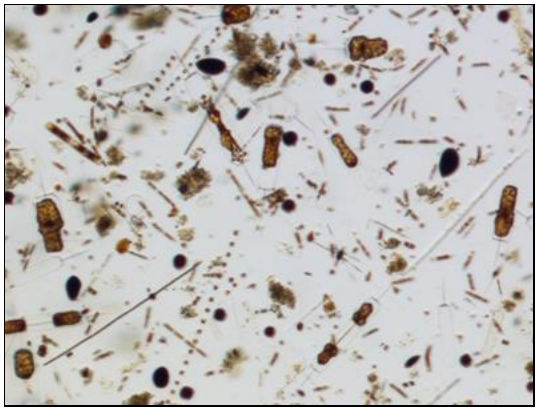
- Kvælstofkoncentrationerne i 2012 var meget lave for fjorde, kyster og åbne indre farvande med de hidtil laveste niveauer for organisk N og TN.
- Fosforkoncentrationerne i 2012 var på niveau med de senere år, men dog væsentlig lavere end i starten af 1990'erne for fjorde og kystnære områder.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var meget høj i 2012 for både fjorde, kystnære områder og åbne indre farvande. Dette har resulteret i et større overskud af fosfor med en faldende potentiel fosforbegrænsning som konsekvens.
- Sæsonvariationen af siliciumkoncentrationerne i 2012 var overordnet set normal. Dog faldt koncentrationerne i bundvandet i de åbne indre farvande særdeles kraftigt i februar måned, efterfulgt af et markant fald i overfladevandet i februar-marts.
- Der var ikke indikationer på, at Den jyske Kyststrøm påvirkede de indre danske farvande i 2012. Til gengæld var det indstrømmende bundvand i februar og marts fattigt på DIN og DSi, hvilket indikerer et ophav i den centrale del af Nordsøen.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser siden 1989, især når der tages højde for år til år variationerne i fersk-

vandsafstrømningen, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.

- Der har de senere år været en tendens til stigende koncentrationer af organisk fosfor og silicium i bundvandet i de indre danske farvande, hvilket skyldes øget kvælstofbegrænsning og frigivelse fra sedimenterne, foruden ændrede forhold mellem næringssaltene i Østersøen og sandsynligvis også i Nordsøen.
- 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.

6 Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde

Maren Moltke Lyngsgaard, Hans Jakobsen &
Jacob Carstensen



Planktonprøve fra Limfjorden (lugol-fikseret og forstørret 400 gange). Foto: Hans Jakobsen.

Planteplankton kan opdeles i mange forskellige grupper. Kiselalger og dinoflagellater er de dominerende grupper inden for planteplankton i de fleste danske fjorde og kystnære områder samt åbne indre farvande, og de danner hovedparten af fødegrundlaget for andre marine organismer. Nogle arter af planteplankton producerer giftstoffer, som akkumuleres i fx muslinger, som efterfølgende kan være skadelige for mennesker at spise. Tidspunktet for disse forekomster samt mængden af giftige planktonalger varierer fra år til år.

Klorofyl *a* bruges som et mål for, hvor stor en biomasse af planteplankton, der befinder sig i de frie vandmasser, hvilket igen påvirker vandets klarhed (sigtdybde). Der er ikke nødvendigvis en stærk sammenhæng mellem primærproduktion og mængden af planteplankton i de frie vandmasser. Dette skyldes, at en betydelig del af det planteplankton, der bliver produceret via primærproduktionen, fjernes fra vandsøjlen af græssende dyreplankton eller sedimenterer ned på havbunden. Klorofyl kan sammenholdt med primærproduktionen således indikere, hvor meget af planteproduktionen, som forbliver i de frie vandmasser, og dermed ikke kanaliseres videre op i fødekæden eller sedimenterer ned på bunden.

Primærproduktion er et mål for planteplanktons vækst, hvilket mere præcist vil sige et mål for den netto kulstoftilvækst, som understøttes af fotosyntese. En del af kulstoftilvæksten kan også understøttes af andre mekanismer end fotosyntese, fx når mixotroft protistplankton[1] æder organismer. Betydningen for størrelsen af produktionen, som kan tilskrives mixotrofi, er ikke umiddelbar dokumenterbar. Det antages dog, at fotosyntese typisk er den største bidragsyder til planteplanktonets kulstoftilvækst. Til fotosyntesen bruger planteplankton næringssalte, lys, vand og kulstof. Da de to sidstnævnte ikke er en mangelvare i havet, påvirkes primærproduktionen hovedsagligt af ændringer i lys og koncentrationen af næringssalte.

Den fotosyntetiske proces er helt enestående, idet den 'fanger' en lille del af det uorganiske kulstof i vandet og bygger det ind i levende organismer. Primærproduktionen spiller således en central rolle i det pelagiske økosystem, og danner hovedgrundlaget for de højere led i fødekæden, ultimativt fisk, havpattedyr og fugle.

[1] Mixotrofi betyder 'blandet ernæring', og i sammenhæng med protistplankton refererer begrebet til, at en stor grupper af éncellede flagellater både kan vokse vha. fotosyntese (og indeholde klorofyl) og ved at æde andre planktonorganismer.

Planteplanktons primærproduktion bidrager også med ilt til havet, da ilt er et biprodukt af fotosyntesen. Dette mindsker risikoen for iltsvind med efterfølgende negative konsekvenser for det marine liv ved bunden (*kapitel 7*). Samtidig med at planteplanktonet bidrager med ilt, kan planteplanktonet også være en kilde til iltforbrug. Når planteplanktonet sedimenterer på havbunden efter forårsopblomstringen, omsætter sedimentets mikroorganismer det sedimenterede planteplankton under forbrug af ilt. Det er derfor ikke kun størrelsen på primærproduktionen, men også fordelingen af primærproduktionen ned gennem vandsøjlen, der spiller en vigtig rolle for det marine økosystem. Dermed er primærproduktionen en afgørende nøgleparameter, når tilstanden i marine områder skal beskrives, og ikke mindst når effekten af næringssalttilførslen til det marine økosystem vurderes.

Tilførslen af næringssalte til det marine miljø fra land er bestemt af afstrømningen fra land, der varierer fra år til år (se *kapitel 3*). Selvom udledningen af næringssalte er reduceret de senere år, kan der stadig være år med megen afstrømning, hvor der tilføres store mængder af næringssalte til det marine havmiljø. Det er derfor oplagt at sammenholde primærproduktion, klorofyl, sigtdybde samt biomassen af planteplankton med afstrømning, når den tidslige udvikling skal beskrives.

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. 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 fødekoncentration, og af tabet som følge af predation.

Datagrundlag

Data fra den fælles database, ODA, og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af klorofyl og sigtdybde fra 1989 og frem til og med 2012. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. åbne indre farvande og kystnære farvande samt fjorde. Til beskrivelsen af klorofyl og sigtdybde 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*).

Kiselalge-biomassen er indekseret, således at hele periodens gennemsnit angiver normalen. Dette tillader, at de enkelte års afvigelser fra normalen kan vurderes.

Til beskrivelse af primærproduktion er brugt en anden metode til beregning af årsmidler. Dette skyldes, at variationen ikke følger middelværdierne for primærproduktionen, og en logtransformation derfor ikke er hensigtsmæssig at bruge for disse data. I stedet er der for hver station beregnet et månedligt gennemsnit for hele tidsperioden fra 1998-2012. Disse værdier er brugt til beregning af årsmidler for måneder uden data, således at alle måneder er repræsenteret på alle stationer i perioden fra 1998 og frem til 2012. De klimakorrigerede årlige middelværdier er beregnet ved at normalisere dem til afstrømning ved brug af relationen mellem de to parametre.

Den tidslige udvikling i primærproduktion er kun beskrevet fra 1998 og frem til 2012. I 1998 blev beregningsmetoden ændret, og det har senere vist sig at have betydning for resultatet, som ligger på et andet niveau end tidligere (*Ærtebjerg 2007*). Dette er først kommet til udtryk, efter at tidsserien har fået en vis længde, og det har desværre ikke været muligt at genberegne data fra før 1998. Den tidslige udvikling for primærproduktion, klorofyl og sigtdybde er analyseret ved brug af Pearson Korrelation.

Udvikling i kiselalgesammensætningen over tid er normaliseret for løbende at kunne sammenligne år til år variationerne. Metoden er angivet i *Bilag 1*.

Data for flercellet dyreplankton indgå ikke i årets havrapport pga. fejl i biomasseberegningerne i STOQ – problemet forventes løst i løbet af 2013. Der rapporteres derfor udelukkende data fra det éncellede heterotrofe protistplankton (mikrozooplankton) i rapportens afsnit om dyreplankton.

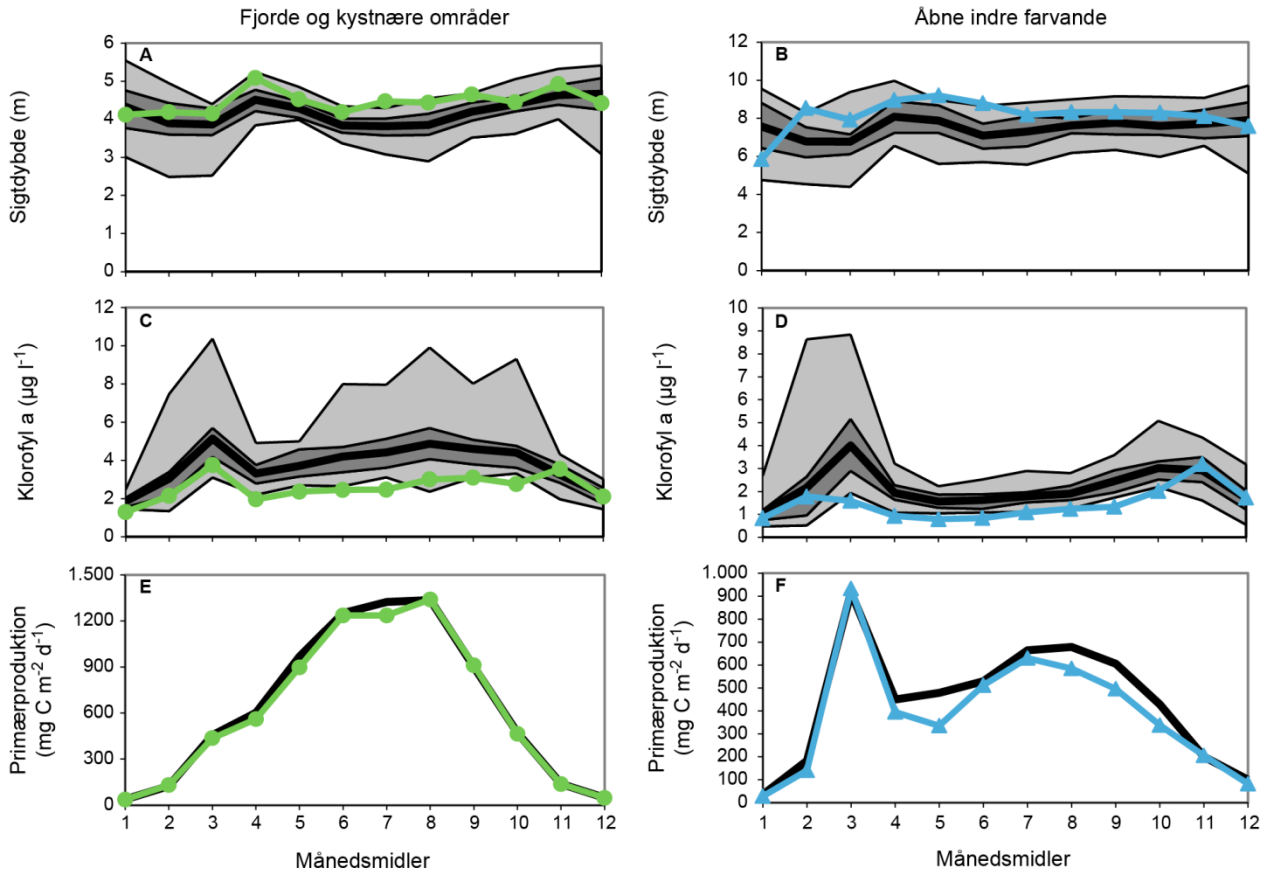
Sæsonvariation i 2012 for sigtdybde, klorofyl og primærproduktion

Sigtdybde, klorofyl og primærproduktion i 2012 adskilte sig fra langtidsmidlen overordnet ved at være lavere for primærproduktion og klorofyl og højere for sigtdybde. Forholdene i 2012 har formodentlig været påvirket af en stor tilstrømning af næringsfattigt vand fra Nordsøen, som har givet anledning til en lavere produktion generelt (se *kapitel 5*).

Sigtdybden var således højere end langtidsmidlen for 1989-2011 for alle måneder med undtagelse af januar, oktober og december for fjorde og kystnære områder (*figur 6.1A*) og januar og december for de åbne indre farvande (*figur 6.1B*). Der var ingen signifikant sammenhæng mellem månedlig sigtdybde og klorofylkoncentration for hverken fjorde og kystnære områder eller de åbne indre farvande.

Klorofylkoncentrationen var lavere i 2012 end langtidsmidlen for både fjorde og kystnære områder samt åbne indre farvande med undtagelse af månederne november og december (*figur 6.1C* og *D*), hvor koncentrationen fulgte langtidsmidlen (1989-2011). De åbne indre farvande skilte sig ud ved at have en lav klorofylkoncentration i marts, hvor forårsopblomstringen typisk indtræffer. Der var generelt ingen sammenhæng mellem månedlig primærproduktion og klorofylkoncentration. Den højeste månedlige klorofylkoncentration for de åbne indre farvande blev fundet i november med en værdi på 3,2 $\mu g\ l^{-1}$ (*figur 6.1D*).

Sæsonvariationen af primærproduktionen i 2012 fulgte det generelle mønster i de kystnære farvande og fjorde med undtagelse af juli måned, hvor primærproduktionen var lavere end langtidsmidlen (*figur 6.1E*). Primærproduktionen fulgte også langtidsmidlen for de åbne indre farvande med undtagelse af maj, august og september, hvor primærproduktionen var lavere end langtidsmidlen (*figur 6.1F*).



Figur 6.1. Månedsmidler for 2012 for fjorde og kystnære områder (●, venstre kolonne) og de åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationen for langtidsmidlen (1989-2011) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje) - for primærproduktion er kun vist langtidsmiddelværdier, som dækker perioden 1998-2011.

Tidslig udvikling

Sigtdybde

Middelsigtdybden i 2012 for fjorde og kystnære områder (4,5 m) var højere end middel for hele perioden fra 1989-2011 (4,2 m) og tilmed den højeste værdi målt i denne periode (*figur 6.2A*). Middelsigtdybden i 2012 for de åbne indre farvande (8,3 m) var også højere end middelsigtdybden for hele perioden 1989-2011 (7,6 m). Den afstrømningskorrigerede middelsigtdybde i 2012 for de åbne indre farvande (8,3 m) og for fjordene og de kystnære områder (4,6 m) var ligeledes højere end langtidsmidlen på hhv. 7,6 m og 4,2 m (*figur 6.2B*).

Sigtdybden i de åbne indre farvande viste en signifikant stigning i tidsperioden fra 1989-2005 ($P < 0{,}0001$). Den efterfølgende periode fra 2005-2011 viste en aftagende tendens. Denne aftagende tendens blev afbrudt af den høje middelsigtdybde i 2012. Der blev ikke fundet nogen tidslig udvikling for middelsigtdybden i fjorde og kystnære farvande. Den tidslige udvikling var tilsvarende for de afstrømningskorrigerede middelsigtdybder.

Klorofyl

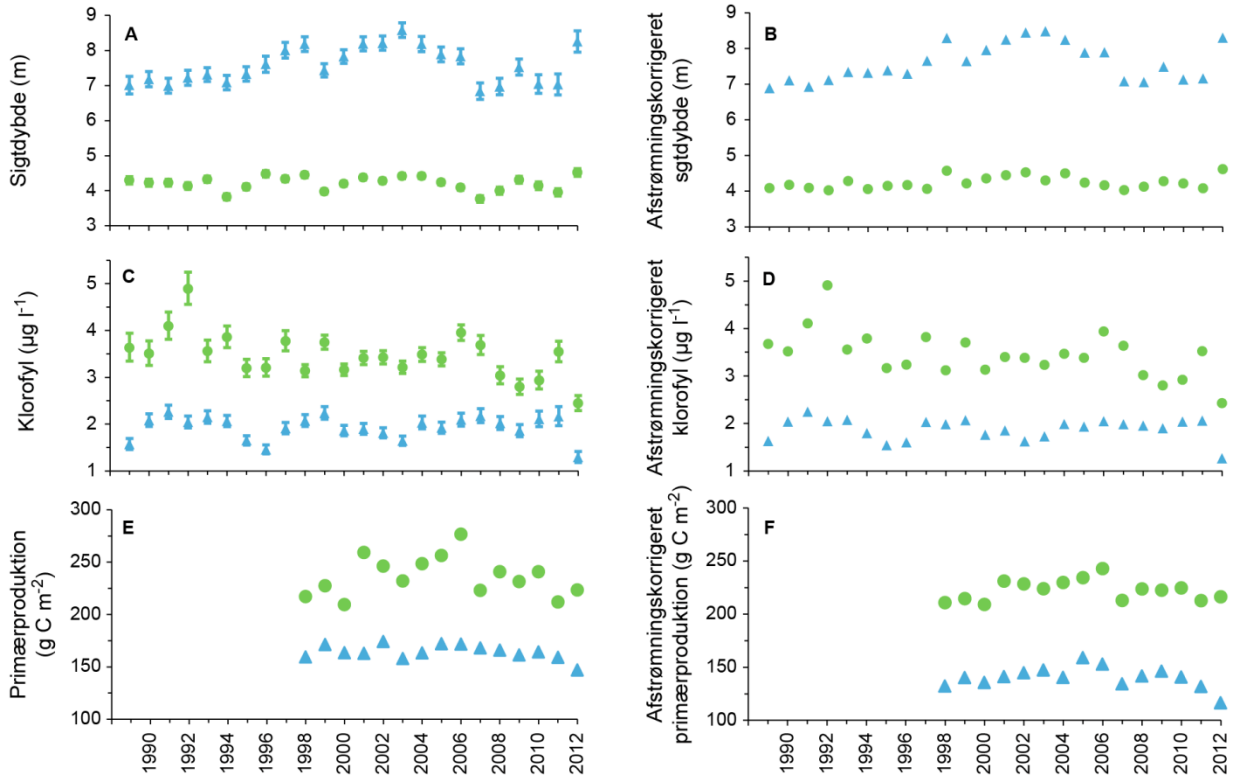
Klorofylkoncentrationen var i 2012 markant lavere end middelværdien for hele perioden og den hidtil laveste både for fjorde og kystnære områder (2,4 µg l^{-1}) og de åbne indre farvande (1,3 µg l^{-1}) (*figur 6.2C*). Middelværdien for hele perioden fra 1989-2011 var hhv. 3,5 µg l^{-1} for de kystnære områder og

fjorde og 2,0 µg l^{-1} for de åbne indre farvande. De afstrømningskorrigerede klorofylværdier var ligeledes lavere i 2012 end langtidsgennemsnittet, både for fjorde og kystnære områder (2,4 µg l^{-1}) og de åbne indre farvande (1,3 µg l^{-1}) (*figur 6.2D*). Langtidsmidlen lå på hhv. 1,9 µg l^{-1} og 3,5 µg l^{-1} for fjorde og kystnære områder og for de åbne indre farvande.

Den årlige middelkoncentration for klorofyl i fjorde og kystnære områder er faldet signifikant fra 1989 til 2012 ($P < 0,01$). Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande viste derimod en signifikant stigende tendens igennem årene 2000-2011 ($P < 0,05$), afbrudt af den lave værdi i 2012. Den tidslige udvikling i de afstrømningskorrigerede klorofylværdier fulgte mønsteret beskrevet for de ikke korrigerede værdier.

Primærproduktion

Primærproduktionen i fjorde og kystnære områder i 2012 (223 g C m^{-2} $år^{-1}$) var lavere end langtidsmidlen (237 g C m^{-2} $år^{-1}$) (*figur 6.2E*). Primærproduktionen var også lavere i de åbne indre farvande i 2012 (147 g C m^{-2} $år^{-1}$) end gennemsnittet for perioden 1998-2011 (165 g C m^{-2} $år^{-1}$) og den laveste årsmiddel målt i perioden. De afstrømningskorrigerede årsmidler for fjorde og kystnære områder lå i 2011 (213 g C m^{-2} $år^{-1}$) og 2012 (216 g C m^{-2} $år^{-1}$) lige under langtidsgennemsnittet (223 g C m^{-2} $år^{-1}$) (*figur 6.2F*). Den afstrømningskorrigerede årsmiddel for åbne indre farvande var i 2012 (117 g C m^{-2} $år^{-1}$) det laveste målt siden 1998 og langt under gennemsnittet for perioden 1998-2011 (142 g C m^{-2} $år^{-1}$).



Figur 6.2. Årsmidler (± 95 % konfidensgrænser for klorofyl og sigtdybde) for fjorde og kystnære stationer (●) og de åbne indre områder (▲) – afstrømningskorrigerede værdier i højre kolonne. Data for primærproduktion fra før 1998 er ikke medtaget pga. ændret beregningsmetode.

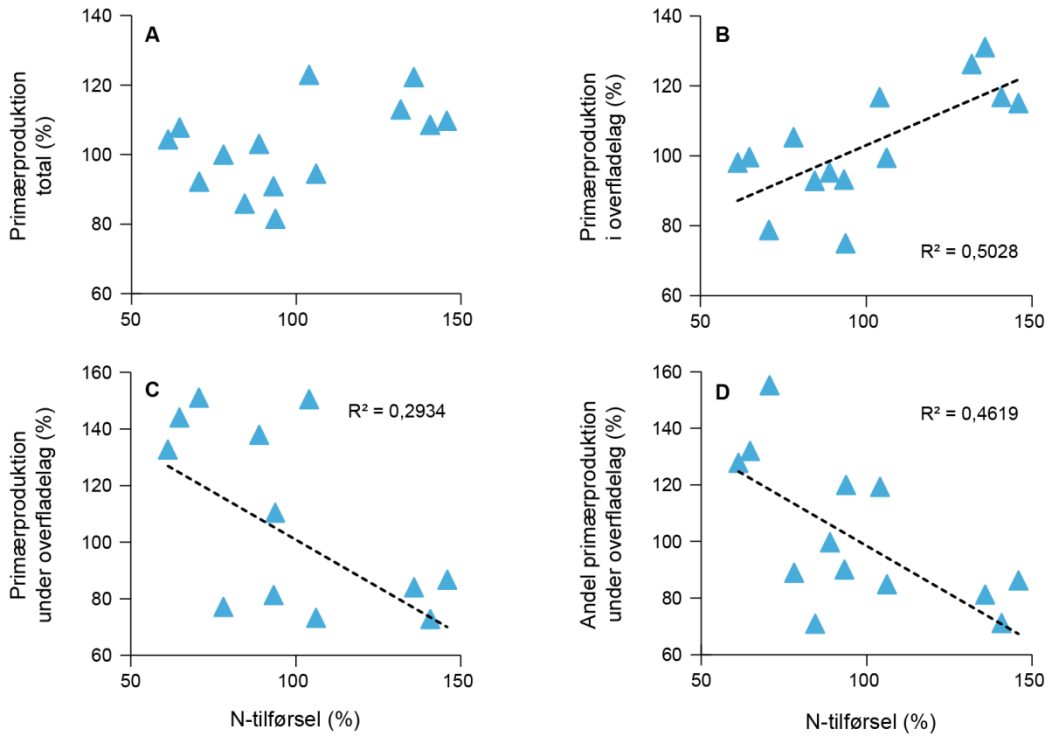
I fjorde og kystnære områder har primærproduktionen været signifikant faldende siden 2001 (P < 0,05). Der har også været et signifikant fald i primærproduktionen i de åbne indre farvande siden 2005 (P < 0,01), mens udviklingen før denne periode ikke var statistisk signifikant. De afstrømningskorrigerede årsmidler for primærproduktion viste samme tidslige udvikling, som beskrevet for de ikke korrigerede værdier

Primærproduktion i lagdelte farvande og effekten af kvælstof

De indre danske farvande er lagdelt det meste af året, fordi det er et mødested mellem det 'tunge' Kattegatvand og det 'lette' Østersøvand. Det betyder, at der dannes et tungerer lag af forholdsvis højsalint vand ved bunden, og et lettere og mindre saltholdigt lag ved overfladen. De biologiske processer, der forgår i de to adskilte og svært blandbare lag, kan være meget forskellige. I overfladelaget er primærproduktionen begrænset af adgang til næringssalte om sommeren. Under overfladelaget er primærproduktionen derimod begrænset af lys.

Planteplankton i de frie vandmasser oplever derved helt forskellige miljøer afhængig af, hvilken dybde de befinder sig i. Det er derfor relevant at inddrage vertikalfordelingen af planteplankton og deres fotosynteseaktivitet i vurderingen af kvælstoffets indflydelse på primærproduktionen.

Vandsøjlens samlede primærproduktion mindskes tilsyneladende ved en reduceret tilførsel af kvælstof, relationen er dog ikke signifikant, som det er tilfældet for primærproduktionen i det blandede overfladelag (*figur 6.3A* og *B, Lyngsgaard m.fl. indsendt*). Primærproduktionen under det øverste blandede



Figur 6.3. Ændring i den årlige primærproduktion i forhold til middel for hele perioden (100 %) som funktion af ændringen i kvælstoftilførsel (fra september til marts forud for den produktive periode) for A) samlet vandsøjle, B) øverste blandede overfladelag og C) laget under det blandede overfladelag. Den vertikale fordeling af primærproduktion D) er udtrykt som den procentdel af den samlede primærproduktion, der foregår under det blandede lag. Signifikante lineære sammenhænge er angivet ved en stiplet linje og en R^2-værdi. Data dækker perioden fra 1998 og til 2011.

lag viser i overensstemmelse hermed en stigende tendens i takt med mindsket kvælstoftilførsel (*figur 6.3C*). Disse ændringer skyldes formodentlig, at primærproduktionen omfordeles i vandsøjlen ved ændret kvælstoftilførsel, således at jo mindre kvælstof der tilføres, jo mindre andel af den samlede primærproduktion finder sted i det blandede overfladelag (*figur 6.3D*). En sådan omfordeling af primærproduktionen i vandsøjlen har betydning for den vertikale fordeling af organisk materiale og den til fotosyntesen knyttede iltproduktion og påvirker således hele økosystemet.

Dette indikerer, at primærproduktionen i de indre danske farvande reagerer på ændringer i kvælstoftilførslen ved en omfordeling af produktionen i vandsøjlen. Dette er især tydeligt i den direkte sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og primærproduktion i det øverste blandede lag. Det har historisk været vanskeligt at identificere et fald i primærproduktionen i takt med reduceringen i den afstrømningskorrigerede kvælstoftilførsel de senere år, hvilket skyldes høje fluktuationer i afstrømning og dermed også i kvælstoftilførslen. Kvælstoftilførslen har vist sig, ikke blot at øge størrelsen på primærproduktionen i den øverste del, men også at påvirke fordelingen af hele vandsøjlens primærproduktion. Denne fordeling har betydning for flere vigtige dele af økosystemet, som fx produktion af ilt og føde til bunddyr.

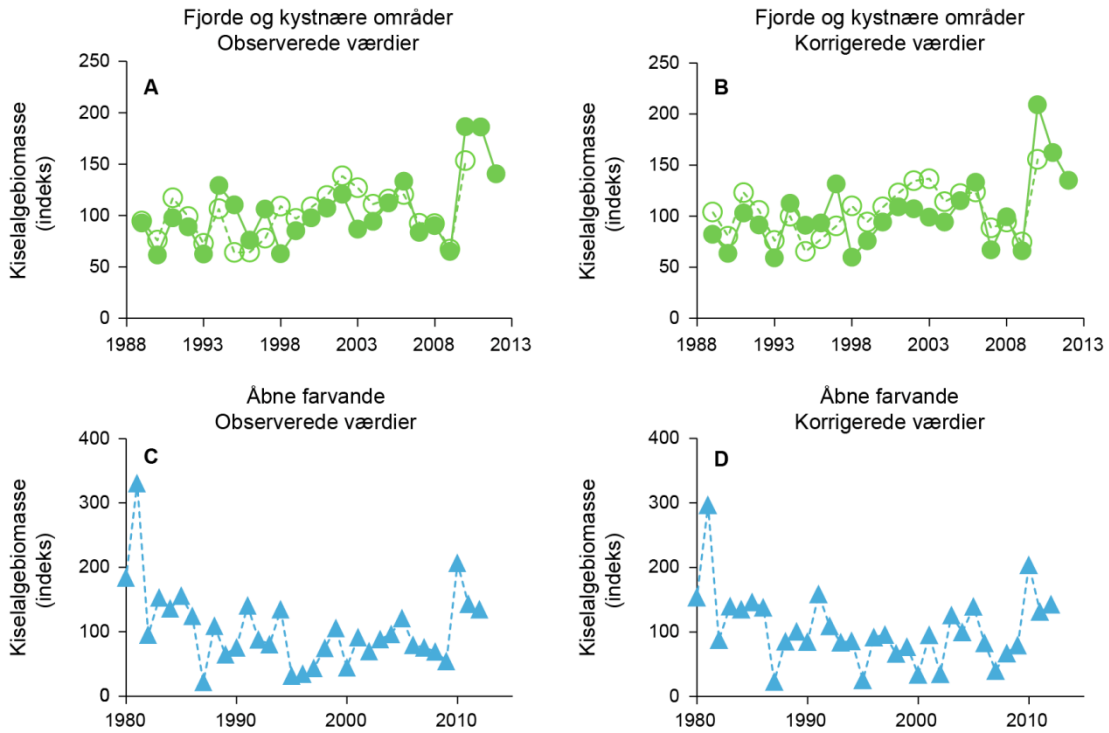
Biomasse af kiselalger

Udviklingen i klorofylkoncentrationen kan tages som et mål for udviklingen i den samlede biomasse af planteplankton, men viser ikke noget om den overordnede algesammensætning. I det følgende beskrives 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 6.4A 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).

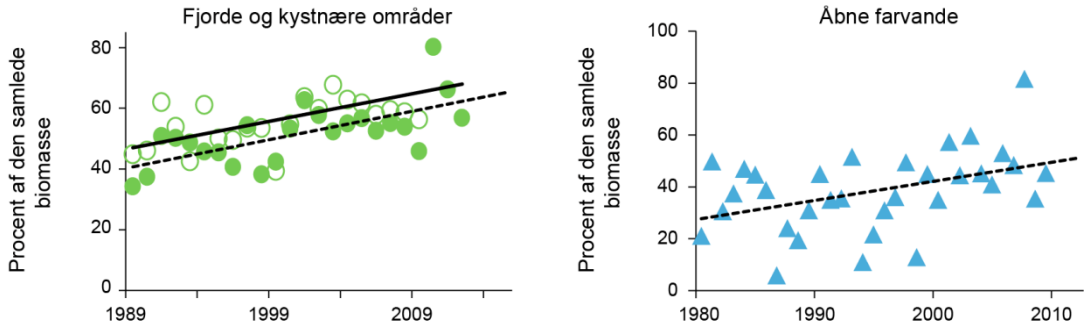
I fjorde og kystområder korrelerede kiselalgebiomassen i perioden 1989-2009 signifikant sammen med afstrømningen og middel-vindhastigheden ($P < 0,01$). Kiselalgebiomassen kunne derfor forklares med afstrømning (positiv sammenhæng) og vind (negativ sammenhæng).

I perioden fra 2002 til 2009 har der dog været en tendens til faldende biomasser, mens biomassen i 2010 steg til den højeste værdi siden 1989. Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning og vindhastighed) viste kiselalgeindeksene stadig år til år variationer uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989 (*figur 6.4A*). Korrektionen af kiselalgebiomassen for klimatiske forhold efterlod stadig biomassen i 2012 på et højere niveau end i begyndelse af 1990'erne (*figur 6.4B*).



Figur 6.4. Årlig biomasse af kiselalger i fjorde og kystnære områder (●) og i de åbne indre farvande (▲) - ikke korrigerede værdier (A+C) og værdier korrigeret for klimatiske variationer (B+D). For fjorde og kystnære områder er der vist indeks for alle fjorde minus Ringkøbing Fjord (●, ubrudt linje) samt for østjyske fjorde og kystnære område (○, stiplet linje). Det har fra 2011 og frem ikke været muligt at følge udviklingen i de østjyske fjorde og de kystnære områder pga. reduktioner i overvågningsprogrammet. Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer og er beregnet i forhold til gennemsnittet for alle stationer i hele perioden (*Bilag 1*).

I de åbne indre farvande er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2009 (*figur 6.4C*). Ændringen var mest markant i perioden indtil midt i 1990'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 6.4D*) blev i 2010 afbrudt af usædvanligt høje biomasser som fortsatte i 2011 og 2012. Den samlede tendens gennem hele overvågningsperioden for det ikke korrigerede kiselalgeindeks viser en svag men signifikant faldende tendens ($P = 0{,}02$). Hvis kiselalgeindekset klimakorrigeres, er tendensen ikke længere signifikant, og der er overordnet ikke sket en ændring i perioden.



Figur 6.5. Udviklingen i kiselalgers procentvise bidrag til årsmidlen for planteplanktons samlede biomasse i fjorde og kystnære områder (●) og i de åbne indre farvande (▲). For fjorde og kystnære områder er udviklingen siden 1989 vist for alle fjorde minus Ringkøbing Fjord (● og stiplet linje) samt for østjyske fjorde og kystnære områder (○). Det har fra 2011 og frem ikke været muligt at følge udviklingen i de jyske fjorde og de kystnære områder pga. af reduktioner i overvågningsprogrammet.

Selvom der set over hele overvågningsperioden, både i fjordene og de kystnære områder samt i de åbne farvande, har været en sammenhæng mellem biomassen af kiselalger og afstrømningen, kan afstrømningen ikke alene forklare de usædvanlige høje biomasser i 2010, 2011 og 2012. 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 det har været signifikant stigende i begge områder (*figur 6.5*). Denne ændring i sammensætning kan have betydning for de dyreplanktonorganismer, der lever af 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.

Potentielt toksiske og på anden måde skadelige arter af planteplankton

Der blev i marts måned 2011 observeret unormale høje biomasser af *Chattonella* sp. Det relativt kolde forår i 2012 med frost og isdække flere steder, der strakte sig ind i februar, mindede på mange måder om 2011. Dette gav dog ikke ophav til en lignende opblomstring af *Chatonella* sp. i fjorde og kystnære områder i 2012. Der blev kun observeret koncentrationer af denne art større end 1 µg C l^{-1} i Løgstør Bredning (7,6 µg C l^{-1} i februar) og Ringkøbing Fjord (2,1 µg C l^{-1} i marts). I de åbne farvande, hvor der i 2011 fandtes en gennemsnitlig biomasse i marts i størrelsesordenen 400 µg C l^{-1}, var der i maj 2012 på stationen i det sydlige Lillebælt biomasser af *Chattonella* sp. på 37µg C l^{-1}.

Andre potentielt toksiske alger er medlemmer af dinoflagellat-slægten *Dinophysis*. Der blev indrapporteret forekomster af *Dinophysis acuminata* samt af *Dinophysis norvegica*. Begge arter producerer toksiner, som via opkoncentrering i muslinger kan forårsage diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning (DSP: Diarrhetic Shellfish Poisoning). Giftigheden varierer generelt ganske meget, og der er rapporteret effekter i forbindelse med muslinger ved cellekoncentrationer på 200 *Dinophysis acuminata* l^{-1} (*Lassus m.fl. 1985*). I de fleste tilfælde var forekomsten lavere end grænseværdierne, der anvendes i muslingefiskeriet (500 og 1.000 celler l^{-1} af hhv. *D. acuminata* og *D. norvegica*). I et par enkelte tilfælde blev der rapporteret en koncentration af *Dinophysis* sp. på 505 celler l^{-1} i Skive Fjord (juli 2012), 500 celler l^{-1} ved Løgstør Bredning (september 2012) og 700 celler l^{-1} i Århus Bugt (oktober). I de åbne farvande fandtes der op til 1.400 *Dinophysis* celler l^{-1} i den nordlige del af Lillebælt, mens koncentrationerne aldrig nåede over 750 celler l^{-1} på stationen i den sydlige del af Lillebælt.

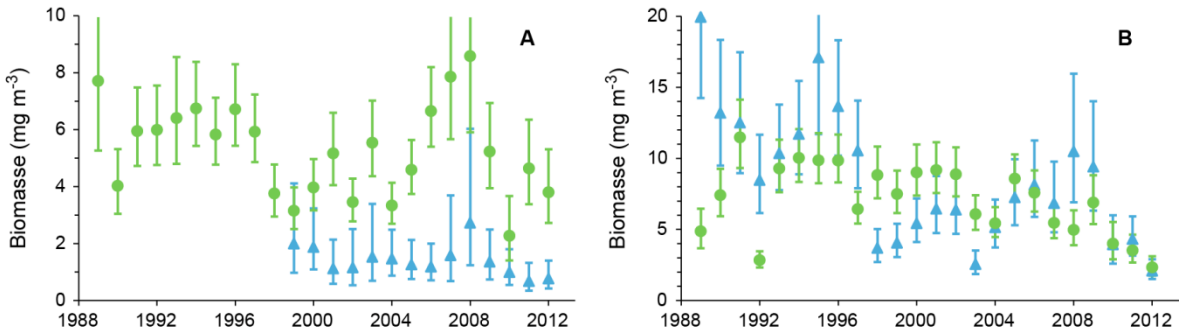
Andre potentielt toksiske dinoflagellater findes i slægten *Alexandrium*. Rapporteringer om forekomsten af denne slægt er begrænsede i 2012, og der blev i overvågningen kun observeret *Alexandrium pseudogonyaulax* i større mængder på enkelte lokaliteter. *A. pseudogonyaulax* må formodes at være toksisk i et vist omfang, men den producerer så vidt vides ikke PSP (PSP: Paralytic Shell fish Poisoning) og har derfor minimal betydning for mennesker. Men *A. pseudogonyaulax* er mixotrof og anvender gift til at immobiliserer fx andre dinoflagellater, hvorefter disse ædes i 'ro og mag' – en sådan toksisk mobilitetseffekt på planteplankton er påvist ved cellekoncentrationer på 25.000 celler l^{-1} (*Blossom m.fl. 2012*). På stationen i Løgstør Bredning blev der hen over sommeren indberettet stigende koncentrationer fra ca. 1.000 celler l^{-1} i juni til 3.650 celler l^{-1} i august, hvorefter koncentrationen faldt drastisk i september til at være helt fraværende i oktober. Lignende celletal blev

indrapporteret fra Ålborg Bugt (1.600 celler l^{-1} i august) og fra Lillebælt-området. De højeste værdier blev fundet i den sydlige del af Lillebælt og talte 2.700 celler l^{-1} i august. Disse koncentrationer er således én størrelsesorden lavere end koncentrationer, der giver akutte effekter i laboratoriet. Desværre er effekten på fødekæden ukendt ved længerevarende påvirkning af naturlige koncentrationer af *A. pseudogonyaulax*, og der mangler systematiske studier, der adresserer effekten på fx fisk og dyreplankton.

Dyreplankton

Det flercellede dyreplankton (mesozooplankton) 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 tidslige udvikling. Flercellet dyreplankton er ikke medtaget i dette års havrapport pga. af problemer med biomasseberegninger, som nævnt indledningsvist i dette kapitel.

Det encellede dyreplankton (mikrozooplankton) består af ciliater og af en række andre grupper blandt andet de relativt store heterotrofe dinoflagellater (20-100 µm) og andre mindre flagellater. Mikrozooplankton har en nøglerolle i transporten af primærproduktionen til de højere trofisk niveauer i fødekæden. Dette gør sig i særdeleshed gældende i sommerperioden, hvor planteplankton er småt og fåtalligt, og derfor uden for vandlopperens fortrukne byttestørrelse. Data på mikrozooplankton er derfor fokuseret på sommerbiomasseren.



Figur 6.6. Den gennemsnitlige sommerbiomasse af mikrozooplankton i fjorde og kystnære områder (●) og i de åbne indre farvande (▲). A) angiver biomassen af ciliater, og B) angiver biomassen af det øvrige mikrozooplankton.

For 2012 gælder, at ciliaterne generelt har den største samlede biomasse i de kystnære områder, hvor biomassen om sommeren i fjorde og kystnære områder i gennemsnit var omkring 6 mg C m^{-3} i forhold til omkring 3 mg C m^{-3} i de åbne indre farvande (*figur 6.6*). Ciliaterne udgjorde 62 % af den samlede biomasse af mikrozooplankton i fjorde og kystnære områder, mens andelen af ciliater i de åbne farvande udgjorde 36 % af den samlede biomasse af mikrozooplankton.

Siden 2008 er biomassen af mikrozooplankton faldet med ca. 45 % i fjorde og kystnære områder og 20 % i de åbne indre farvande. Der er ikke nogen entydig forklaring på denne ændring, men den er formodentlig i en vis udstrækning koblet til de beskrevne ændringer for klorofyl og primærproduktion i samme periode.

Det skal afslutningsvis nævnes, at et stadig større antal arter af især dinoflagellater, der førhen blev klassificeret som autotrofe, i stigende omfang erkendes som mixotrofe. Det må derfor antages, at den endelige biomasse af heterotroft encellede dyreplankton reelt er større end rapporteret.

Sammenfatning

- Klorofyl, sigtdybde og primærproduktion indikerede i 2012, især for de åbne indre farvande, en bedre havmiljøtilstand med lavere primærproduktion og klorofyl samt en højere sigtdybde. En stor tilstrømning af næringsfattigt vand fra Nordsøen i årets start har formodentlig bidraget til de bedre miljøforhold.
- Klorofylkoncentrationen i de danske fjorde og kystnære farvande er faldet signifikant fra 1989 til 2012, mens der ikke var nogen signifikant udvikling for sigtdybden.
- Undersøgelserne på en række overvågningsstationer viste, at primærproduktionens fordeling var afhængig af kvælstoftilførslen, således at en større andel af produktionen foregik under det blandede overfladelag ved en mindsket tilførsel, mens det omvendte var tilfældet for overfladelaget.
- Forekomsten af kiselalger varierer meget fra år til år og var i 2012 på et relativt højt niveau lige som i 2010 og 2011. Der er fortsat en stigende dominans af kiselalger i fjorde og kystnære områder samt i de åbne indre farvande.
- Der blev ikke rapporteret forekomster af toksiske eller på anden måde skadelige arter af planteplankton i nævneværdigt omfang i 2012.
- Biomasserne af mikrozooplankton var lavere end de forgående år og viser et generelt fald over de sidste fem år.

7 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Opskyl af døde fisk i Vemmingbund (Sønderborg Bugt) 16. september 2012.
Foto: Morten Søndergaard Nielsen.

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 mg O_2 l^{-1}, og der er tale om kraftigt iltsvind, når koncentrationen er < 2 mg O_2 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 temperaturforskel mellem overflade- og bundvand, da det mindsker opblandingen af vandmasserne. Iltsvind forringer livsbetingelserne for dyr, planter og fisk ved bunden og påvirker derved hele fødekæden.

Middelkoncentrationen af ilt i fjorde og kystvande i perioder med lagdeling (densitetsforskel mellem overfladelag og bundlag, $\Delta\sigma_T$ > 0,5) er signifikant negativt korreleret med den samlede kvælstoftilførsel (TN) fra land 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 Femern 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 2012

Som helhed bidrog de klimatiske forhold til, at iltforholdene var relativt gode i de danske farvande i 2012 lige som i 2011 og 2010.

Periodevis blæsende vejr i den typiske iltsvindperiode (sensommer og efterår) og bundvandstemperaturer i de åbne indre farvande, som ikke var forhøjede i forhold til normalperioden (1961-1990, se *kapitel 2*), betød overordnet set relativt gode iltforhold i 2012. Samtidig har de senere års lave koncentrationer af næringssalte (*kapitel 5*) bidraget til en relativ lav primærproduktion og klorofylmængde i vandsøjlen (*kapitel 6*) og dermed forventeligt et mindre iltforbrug ved bunden til omsætning af sedimenteret organisk materiale.

Disse forhold har haft væsentlig betydning for en begrænset udbredelse af iltsvind i 2012, hvor iltsvindet var mest markant i udsatte områder som Limfjorden, det sydlige Lillebælt og Det Sydfynske Øhav.

I juli, august og september var flere områder i de danske farvande hårdt ramt af iltsvind (*figur 7.1*). Nogle steder var der kraftigt iltsvind og frigivelse af giftig svovlbrinte fra havbunden, og der blev konstateret fiskedød enkelte steder i september. Områder i Limfjorden, Det Sydfynske Øhav og især det sydlige Lillebælt var særligt berørt. Normalt forbindes blæsende vejr med noget positivt i forhold til iltsvindssituationen, men i 2012 var vindrige forhold formodentlig årsag til de værste tilfælde af iltsvind, som forekom i Lillebælt-området. Fralandsvind pressede iltholdigt overfladevand ud af de ramte områder, hvilket bevirkede en modsatrettet strøm af iltfattigt bundvand. Blæsende vejr i starten af oktober forbedrede iltforholdene i langt de fleste områder. Dog forblev situationen i store træk uændret i det sydlige Lillebælt, hvor iltsvindet først for alvor fortog sig i løbet af november.

Iltforholdene i Limfjorden var i 2012 traditionen tro meget dynamiske, og iltsvindets udbredelse ændrede sig fra den ene uge til den næste. Der blev registreret iltsvind første gang i starten af juli. Kraftig blæst midt i juli og midt i august forhindrede dog en større udbredelse af iltsvindet men medførte samtidig en indstrømning af mere saltholdigt vand fra Nordsøen, som bevirkede en fornyet lagdeling i større dele af fjorden. Iltsvindet kulminerede i slutningen af august, hvor 12 % af fjordens areal var påvirket – heraf 7 % af kraftigt iltsvind. Sidst i august blev der flere steder i Limfjorden konstateret udvikling af svovlbrinte. Der var periodevis en del vind i september, hvilket medførte opblanding af vandet og forbedrede iltforholdene i hele fjorden undtagen Hjarbæk Fjord. I løbet af oktober forsvandt de sidste rester af iltsvind grundet fortsatte vindrige forhold og faldende temperaturer.

I det centrale og nordlige Kattegat (inkl. Aalborg Bugt) blev der ikke registreret iltsvind i 2012 bortset fra en enkelt observation af iltsvind ved Læsø Rende i august. I Mariager Fjord blev der, som normalt, registreret iltfrie forhold i den dybe centrale del af fjorden igennem hele observationsperioden (juli-november) og i den indre del i august og starten af september. I den indre del af Randers Fjord blev der ikke registreret iltsvind i 2012, men midt i august lå iltkoncentrationen kortvarigt tæt på iltsvindsgrænsen.

Der blev først registreret iltsvind i Aarhus Bugt – nærmere bestemt i Kalø Vig, Knebel Vig og den kystnære vestlige del – i september om end koncentrationen var tæt på iltsvindsgrænsen i august. Iltforholdene bedredes i løbet af oktober, og i november blev der ikke registreret iltsvind bortset fra i de dybere dele af Knebel Vig. I Horsens Fjord og Kolding Fjord blev der ikke registreret iltsvind i 2012, men iltkoncentrationen var tæt på iltsvindsgrænsen i Horsens Fjord i september. I Vejle Fjord blev der registeret et kortvarigt iltsvind midt i september. Forholdene i det nordlige Bælthav var i 2012 præget af en høj dynamik i vandmasserne bestemt af strømforhold og vindretning. Der blev registreret iltsvind i området midt i august, og i september og oktober var iltkoncentrationen flere gange tæt på iltsvindsgrænsen.

I Lillebælt og tilstødende sydjyske fjorde udvikledes i august et iltsvind, som var mere intensivt end de foregående år på samme tidspunkt. Der blev således registreret frigivelse af svovlbrinte fra havbunden flere steder og fundet døde fisk i garn inderst i Aabenraa Fjord. I Aabenraa Fjord startede iltsvindet allerede i maj, og flere andre steder i området blev der registreret iltsvind fra juli. Iltsvindet udviklede sig i den efterfølgende tid, og kulminerede i september, hvor der flere steder blev konstateret udslip af svovlbrinte og opskyl af døde fisk. Efterfølgende skete der en omlejring af iltsvindet, hvilket betød, at forholdene forbedredes i nogle område og forværredes i andre. Midt i november var iltsvindet reduceret markant i området.

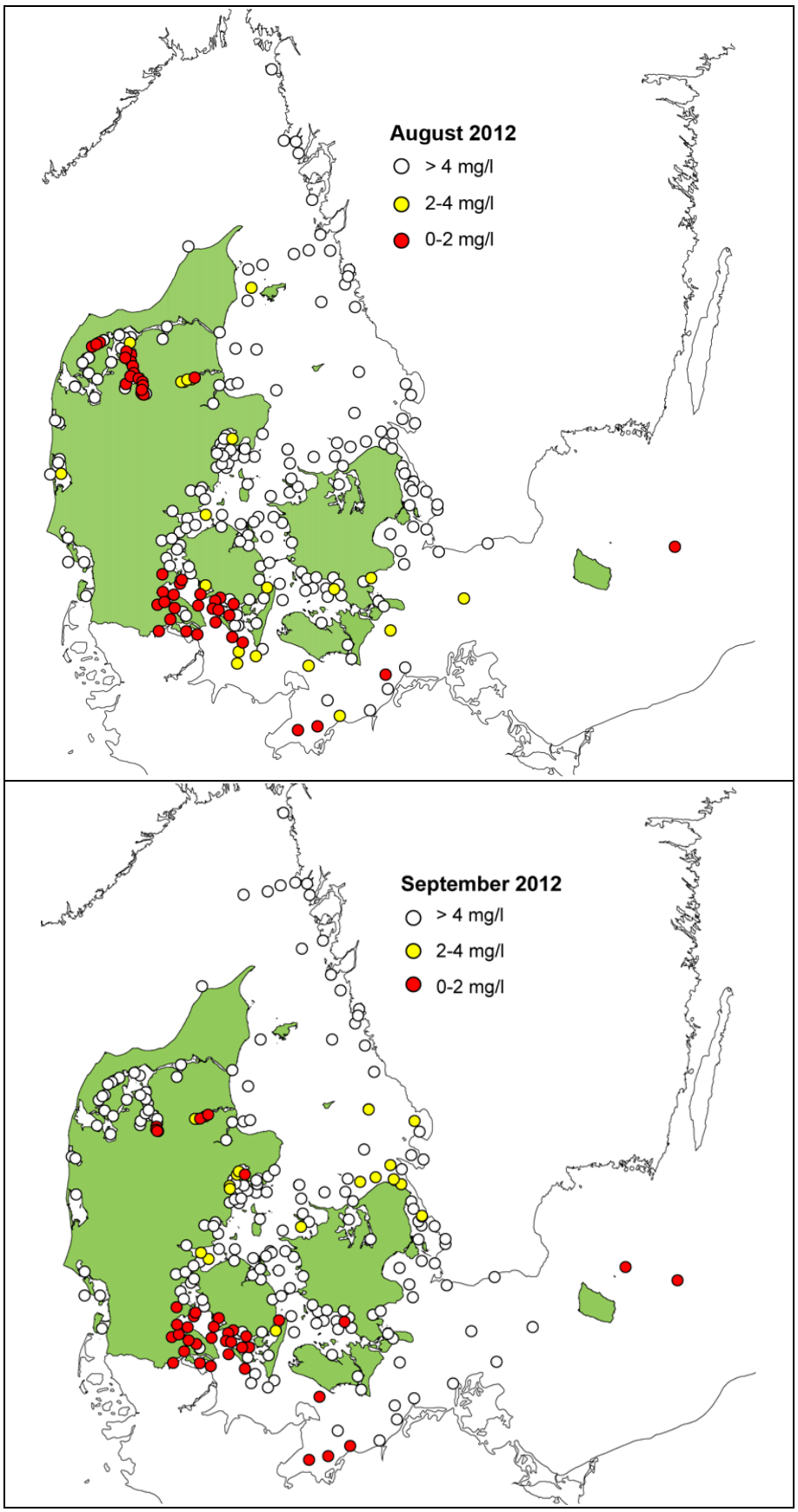
I Det Sydfynske Øhav blev der konstateret iltsvind allerede i første halvdel af juni, og i løbet af juli og august bredte iltsvindet sig til at dække en stor del af området. Fra midt i september var der lige som i Lillebælt-området store ændringer i iltsvindets styrke og udbredelse som følge af, at vindrige forhold flyttede rundt på iltsvindsforekomsterne i området. I Ærøbassinet blev der registreret frigivelse af svovlbrinte og fiskedød. I løbet af oktober forbedredes iltforholdene markant, og i første halvdel af november blev der kun målt iltsvind i de dybeste dele af Ærøbassinet.

I den sydlige del af Kattegat nord for Sjælland blev der første gang registreret iltsvind i september. I Øresund var iltindholdet tæt ved iltsvindsgrænsen i Nivå Bugt, men der udvikledes først egentlig iltsvind i løbet af oktober. Midt i november var iltsvindet reduceret til kun at omfatte enkelte områder i det sydlige Kattegat og Øresund. I 2012 blev der ikke registreret iltsvind i Storebælt og Roskilde Fjord eller Isefjord.

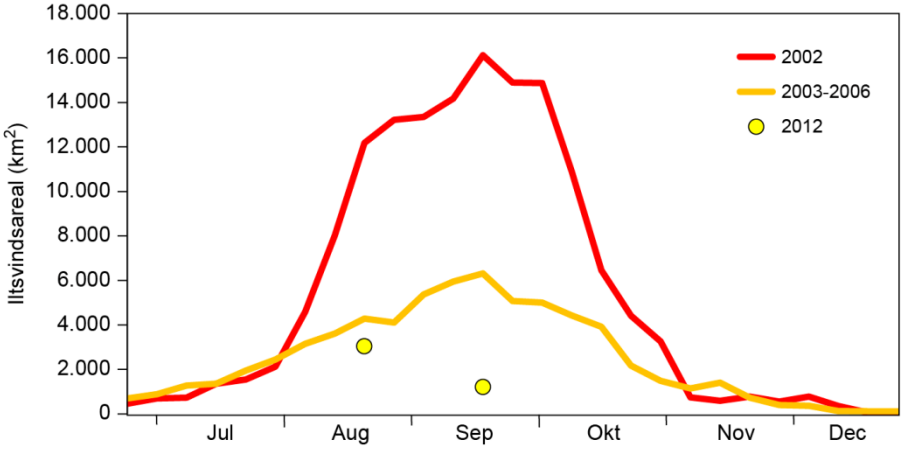
I dele af det centrale Smålandsfarvand og Fakse Bugt opstod der iltsvind i starten af august. Iltsvindet var dog begrænset til et forholdsvist lille areal i begge områder. I september havde iltsvindet i et mindre område af Smålandsfarvandet udviklet sig yderligere, mens det var forsvundet i Fakse Bugt. Der blev ikke registreret iltsvind i Smålandsfarvandet og tilstødende farvande i oktober og november.

Farvandet omkring Bornholm var som normalt ikke påvirket af iltsvind i 2012, undtaget i Bornholmerdybet, hvor der er mere eller mindre permanent iltsvind.

Figur 7.1. Kortene viser de stationer, hvor iltforholdene er undersøgt af danske og svenske institutioner, og hvor der blev observeret iltsvind (< 4 mg l^{-1}) eller kraftigt iltsvind (< 2 mg l^{-1}) i hhv. august og september 2012.



Det totale estimerede iltsvindsareal i 2012 i midten af september var på 1.204 km², hvilket er på samme niveau som de to foregående år men markant lavere end tidligere (*figur 7.2*). Godt halvdelen af iltsvindsarealet var berørt af kraftigt iltsvind, hvilket er på det samme niveau som de to forudgående år men noget højere end tidligere.



Figur 7.2. Areal ramt af iltsvind (< 4 mg l^{-1}) i 2002 (uge for uge i sidste halvdel af året), 2003-2006 (samme periode som vist for 2002) og 2012 (midt i august og september).

Langtidsudviklingen i iltforhold

Trendanalyser af middelkoncentrationen 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*).

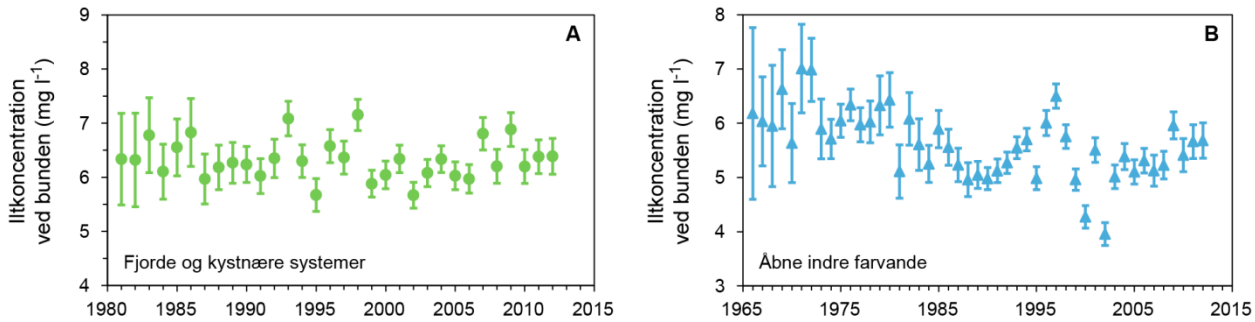
Tabel 7.1. Lineære trendanalyser for middelkoncentration af ilt i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T$>0.5 for fjord- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T$>1 for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Statistiske signifikante trends (P < 0,05) er markeret med gråtone.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Trend
Vestjyske fjord- og kyststationer	21	4	1989-2012	0,4869	0,012 mg l^{-1} $år^{-1}$
Limfjorden	33	9	1980-2012	0,0044	-0,022 mg l^{-1} $år^{-1}$
Østjyske fjorde	40	11	1972-2012	0,2533	-0,007 mg l^{-1} $år^{-1}$
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	35	3	1977-2012	0,2329	-0,009 mg l^{-1} $år^{-1}$
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	27	12	1985-2012	0,0433	0,029 mg l^{-1} $år^{-1}$
Kattegat	47	18	1966-2012	<0,0001	-0,013 mg l^{-1} $år^{-1}$
Nordlige Bælthav og Storebælt	41	9	1970-2012	0,8717	0,001 mg l^{-1} $år^{-1}$
Lillebælt og Femern Bælt	47	6	1965-2012	0,0022	-0,022 mg l^{-1} $år^{-1}$
Øresund	46	4	1967-2012	0,1012	-0,008 mg l^{-1} $år^{-1}$
Østersøen	45	9	1966-2012	<0,0001	-0,031 mg l^{-1} $år^{-1}$

Iltkoncentrationen i bundvandet i den typiske iltsvindsperiode fra juli til og med november har vist en faldende tendens i næsten alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet vurderet på baggrund af udviklingen i hele moniteringsperioden. I halvdelen af områderne er ændringen statistisk signifikant og varierer fra en forringelse på 0,013-0,031 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$ til en fremgang i et enkelt område på 0,029 mg O_2 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 generelt faldende iltkoncen-

trationer i bundvandet, om end udviklingen sammenlignet med 2011 har været positiv i størstedelen af områderne. Langtidsudviklinger i iltkoncentrationer er påvirket af udviklingen af havtemperaturen, som er steget ca. 1 °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.

I perioder med lagdeling af vandsøjlen (springlag) var den gennemsnitlige iltkoncentration ved bunden i iltsvindssæsonen i hhv. fjorde og kystnære områder og de åbne indre farvande i 2012 på niveau med de seneste år (*figur 7.3*). Iltkoncentrationen i fjorde og kystnære områder har sammenlignet med de åbne indre farvande varieret inden for et forholdsvist snævert interval, og koncentrationen i 2012 lå således tæt på middelniveauet for målingerne siden starten af 1980'erne. I de åbne indre farvande har iltkoncentrationen også været relativt stabil siden 2003 dog med tendens til en stigning de seneste år. I den forudgående årrække har der både været perioder med fald (1980-1988 og 1998-2002) og stigning (1990-1997).



Figur 7.3. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet for NOVA/NOVANA-stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne indre farvande. 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 indre farvande). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved empirisk modellering.

Sammenfatning

- Iltforholdene var overordnet set relativt gode i 2012, idet tiltagende iltsvind blev bremset af periodevis blæsevejr og deraf følgende opblanding og udskiftning af vandmasser.
- Det totale iltsvindsareal i september 2012 var på niveau med de to forudgående år, men markant lavere end tidligere. Godt halvdelen af dette areal var ramt af kraftigt iltsvind.
- Især de sydjyske fjorde og bugter var hårdt ramt af iltsvind, som førte til frigivelse af svovlbrinte fra havbunden og fiskedød flere steder.
- Særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var Limfjorden, Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt og Det Sydfynske Øhav.
- De tidligst registrerede iltsvind var i maj (Aabenraa Fjord) og første halvdel af henholdsvis juni (Det Sydfynske Øhav) og juli (Limfjorden). De fleste steder opstod iltsvindet først i august-september og forsvandt helt i løbet af oktober. I enkelte områder blev der registreret iltsvind i november.

8 Bundvegetation: ålegræs og makroalger

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

Hårdbundssamfund på 6 m's dybde på Læsø Trindel juni 2012 bestående af rødalger, bladformede brunalger og søanemoner. De store sten er udlagt i 2008 som led i naturgenopretningsprojektet 'Blue Reef'. Foto: Karsten Dahl.

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, Barbier m.fl. 2011*). Men ålegræs og verdens øvrige havgræsser er stærkt truede og forsvinder i øjeblikket med samme hastighed som de tropiske regnskove (*Waycott m.fl. 2009*).

Både ålegræs og makroalger er væsentlige indikatorer for den økologiske kvalitet i kystnære vandområder i henhold til EU's vandrammedirektiv. Ålegræs og makroalger benyttes også i vurderingen af tilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanker' 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 iltsvind 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 1989-2012. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets

dækning i dybdeintervaller'. Blandt blomsterplanter omfatter analyserne 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 børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), som altså ikke indgår i analyserne.

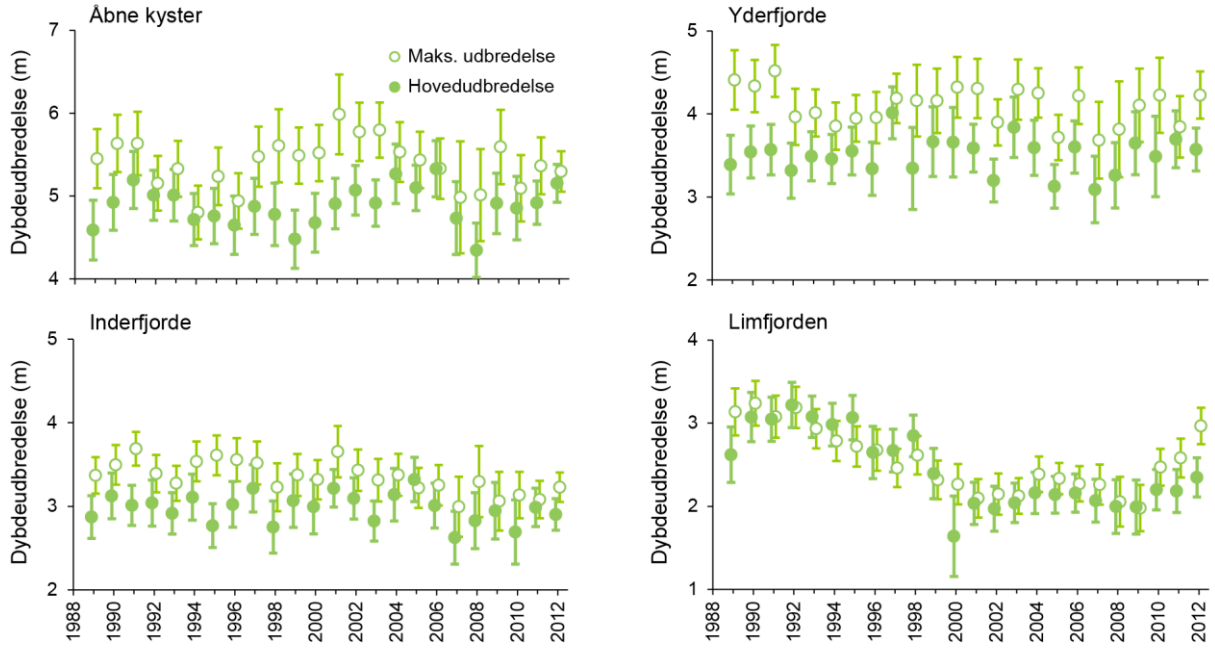
Derudover analyserer kapitlet udviklingen i makroalgers dækning langs fjorde og kyster samt på stenrev i de åbne dele af Kattegat.

Ålegræssets dybdeudbredelse

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

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) var størst langs de åbne kyster (4,8-6,0 m), mindre i yderfjordene (3,7-4,5 m) og mindst i inderfjordene (3,0-3,7 m) og i Limfjorden (2,0-3,2 m) i perioden 1989-2012 (*figur 8.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) 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 (1,6-3,2 m) (*figur 8.1*).



Figur 8.1. Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (o) og dybdegrænsen for hovedudbredelsen (●) i perioden 1989-2012 for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Bemærk forskellig y-akse inddeling. Dybdegrænsen for hovedudbredelsen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (*Bilag 2*). Det forekommer en gang imellem (i data fra Limfjorden), at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Det er et artefakt, der skyldes, at hovedudbredelsen bliver udregnet/interpoleret for hvert transekt ud fra dækningsgrader langs dybdegradienten, mens den maksimale dybde 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 1989-2012, 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 50 % og dybdeudbredelsen for hovedudbredelsen med knap 20 % fra 2009 til 2012 som gennemsnit for Limfjorden. Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse for perioden 1989-2012, og P-værdier < 0,05 er betragtet som signifikante.

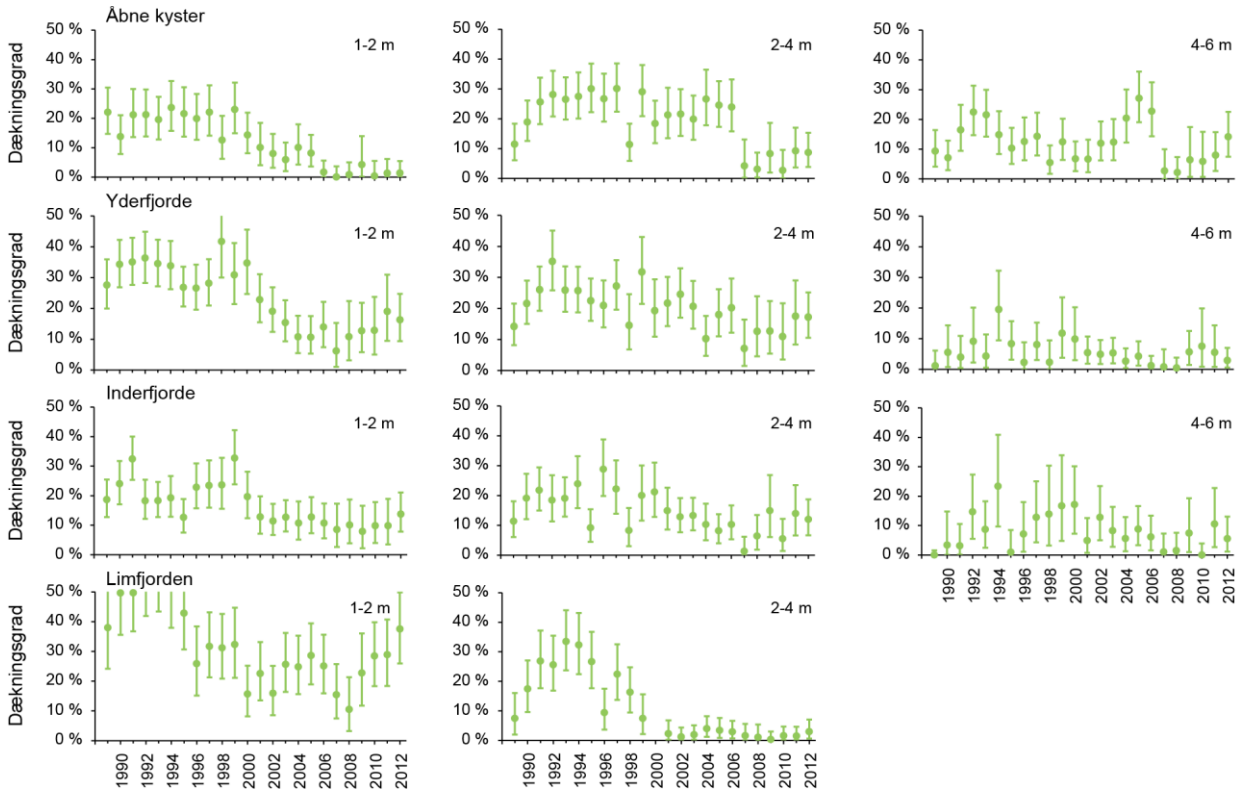
Den samlede udvikling langs kyster og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (*Hansen m.fl. 2012, kap. 12*). Der er dybe, stabile ålegræsbestande i bl.a. Øresund, Køge Bugt, Præstø Fjord og Det Sydfynske Øhav - også i 2012. Det samme gælder Sejerø Bugt og Isefjords yderbredning, hvor bestandene har bredt sig yderligere de seneste år, og i 2012 blev den maksimale dybdeudbredelse også helt markant forbedret i Isefjords inderbredning og i Roskilde Fjord. I det sønderjyske var der positive tendenser i 2012 i Als Sund og Flensborg Fjord. Derimod oplevede ålegræsset i Aarhus Bugt og Odense Fjord en negativ udvikling i 2012, og ålegræsset i Horsens, Vejle og Kolding Fjorde har fortsat meget begrænset dybdeudbredelse.

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 ålegræsset sjældent optræder dybere end 4 m (*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. Indtil 2001 var opgørelserne baseret på én samlet vurdering pr. dybdeinterval pr. transekt, mens de nyere opgørelser er mere detaljerede, idet de er baseret på en række punktobservationer pr. dybdeinterval.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m og 2-4 m), hvor eksponeringen er begrænset, og hvor lysforholdene er gode for planterne (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). Dækningsgrad varierer betydeligt mellem år. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis i gennemsnit 3-30 % af bunden langs de åbne kyster, 7-35 % i yderfjordene, 1-29 % i inderfjordene og 0-33 % i Limfjorden i perioden 1989-2012 (*figur 8.2*).

Der er generelt en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter gennem perioden 1989-2012. Dækningen er faldet signifikant på både 1-2 og 2-4 m's dybde i samtlige områder, mens der ikke har været nogen signifikant udviklingstendens for dækningen på 4-6 m's dybde (*figur 8.2*). Dækningsgraden i Limfjorden har dog vist markant fremgang på 1-2 m's dybde de seneste år. Der er også tegn på øget dækning på det lave vand i fjordene som helhed samt på dybere vand langs de åbne kyster.



Figur 8.2. Ålegræssets dækning i perioden 1989-2012 for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel ± 95 % konfidensintervaller). 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.

Diskussion af ålegræssets udvikling

Udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad siden 1989 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 signifikant klarere gennem perioden som helhed (se *kapitel 6*). Detailanalyser af ålegræssets udvikling i 20 fjord- og kystområder i sidste års havrapport (*Hansen m.fl. 2012, kap. 12*) viste, at vandet kun var blevet signifikant klarere i ét af de 20 områder siden 1989.

Det træge respons på reduktionen i belastning er ikke enestående. Der er mange eksempler fra andre kystområder på, at strukturskift eller ændrede miljøforhold i øvrigt forsinker eller forhindrer en tilbagevenden til situationen fra før, eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009, Carstensen m.fl. 2011, Nyström m.fl. 2012*). Når ålegræs reduceres markant eller helt forsvinder fra et område, hvirvles bunden eksempelvis lettere op og skaber dårligere lysforhold og en mere ustabil forankring for de nye ålegræsplanter, som derfor får vanskeligere ved at etablere sig *(Carr m.fl. 2010)*. 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 kan også påvirke ålegræs i negativ retning ved at stimulere respirationen mere end fotosyntesen og dermed øge ålegræssets lyskrav (*Stæhr & Borum 2011*). 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 tem-

peraturstigninger for ålegræssets dybdeudbredelse langs vores kyster (*Stæhr & Borum 2011*).

De seneste års positive udviklingstendens for ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad i Limfjorden (*figur 8.1 og 8.2*) og enkelte øvrige kystområder (*Hansen m.fl. 2012, kap. 12*) tyder dog på, at udviklingen er ved at vende. Det usædvanligt klare vand, som karakteriserede de marine områder i 2012 (*se kapitel 6*) sammen med tendensen til mindre udbredelse af iltsvind gennem de seneste år (*se kapitel 7*) støtter en sådan positiv udvikling.

I øjeblikket er ålegræssets dybdeudbredelse Danmarks primære indikator for kystområdernes miljøtilstand i henhold til vandrammedirektivet. Udviklingen i andre indikatorer som fx klorofylkoncentration, TN-koncentration, sigtdybde og iltforhold er, som beskrevet ovenfor, nyttige i tolkningen af ålegræssets respons. Ligeledes er det også informativt at supplere de landsdækkende analyser med analyser på områdeniveau for at beskrive effekten af område-specifikke forhold (*Hansen m.fl. 2012, kap. 12*).

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 udvalgte stenrev i de åbne indre farvande

NOVANA-programmet overvåger årligt algevegetationen på hård bund på 11 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 2012 blev der indsamlet data på 11 revlokaliteter med intensive stationer. 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 stenrevene 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 således med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebelægninger, der kan vokse ved meget lidt lys, fortsat træffes med stor dækning på 24 m's dybde.

Der er en række fysiske, kemiske og biologiske forhold, som påvirker algevegetationen. Dybden, solindstrålingen og eutrofieringsniveauet har stor indflydelse på algevegetationen på revene i åbne danske farvande (*Dahl & Carstensen 2008*). Ligeledes kan fysiske forstyrrelser af havbunden og biologiske interaktioner, som fx græsning af søpindsvin, have en markant effekt på vegetationens udbredelse lokalt og regionalt. En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande i indre danske farvande 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, fx Schultz's Grund i Kattegat. Undersøgelser har 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 km^2 tangskov at være nedgræsset langs den norske kyst fra Trondheim til den russiske grænse siden 1970'erne (*Norderhaug & Christie 2009*). I danske farvande synes søpindsvins græsning på rev vertikalt at være begrænset af et krav om en salinitet større end 22-24 psu, hvilket svarer til 12-15 m's dybde i Bælthavet.

Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri – er også en presfaktor, der kan påvirke naturkvaliteten på revene. 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 undersøgelse fra Hatter Barn har også påvist, at hyppige skibspassager reducerer vegetationens udbredelse i sejlruten markant i sammenligning med områder uden for sejlruten (*Dahl m.fl. 2012*).

Udviklingstendenser

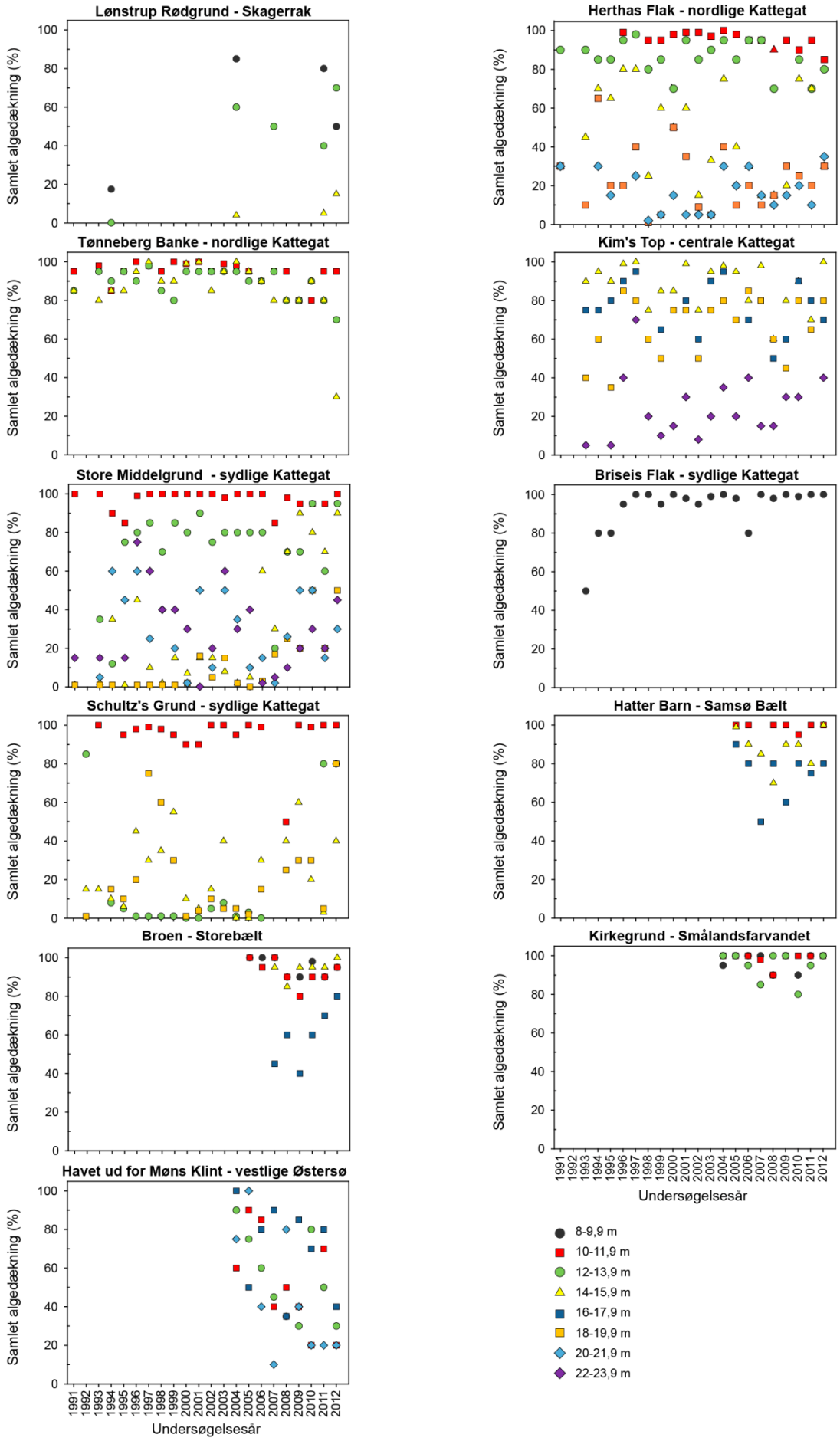
Den generelle udvikling i den oprette algevegetations dækning på de 11 stenrev, der følges hvert år, er vist på *figur 8.3*.

I forhold til de foregående år var den samlede algedækning på de forskellige undersøgelsesdybder i 2012 generelt god.

Den samlede algevegetations dækning på stenrevene Lønstrup Rødgrund, Kim's Top, Store Middelgrund, Briseis Flak, Schultz's Grund, Hatter Barn, Broen og Kirkegrund var generelt høj på de forskellige dybder i forhold til den periode, der foreligger data fra på de pågældende lokaliteter. På stenrevet Tønneberg Banke var den samlede algevegetationen derimod markant ringere og på Herthas Flak var der dybder med tilbagegang (10, 12 og 15 m) samt dybder med en rimelig fremgang (18 og 20 m).

Store Middelgrund, som tidligere har været påvirket af fysiske forstyrrelser, er i fortsat fremgang (omtales nærmere senere). Tilsvarende er der tegn på, at græsningstrykket forårsaget af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) på Schultz's Grund på 13 m's dybde er aftagende, hvorimod der var en relativ stor mængde græssende store søpindsvin (*Echinus esculentus*) med en dækning på ca. 1 % af bunden på 15 m's dybde på Herthas Flak.

Forholdene på revet ud for Møns Klint er meget påvirket af blåmuslinger (*Mytilus edulis*), der klarer sig fortrinligt i pladskonkurrencen med makroalger, fra relativt lave vanddybder og helt ud på de største undersøgelsesdybder.



Figur 8.3. Algedækninger på stenrev fordelt på undersøgelsesdybder.

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

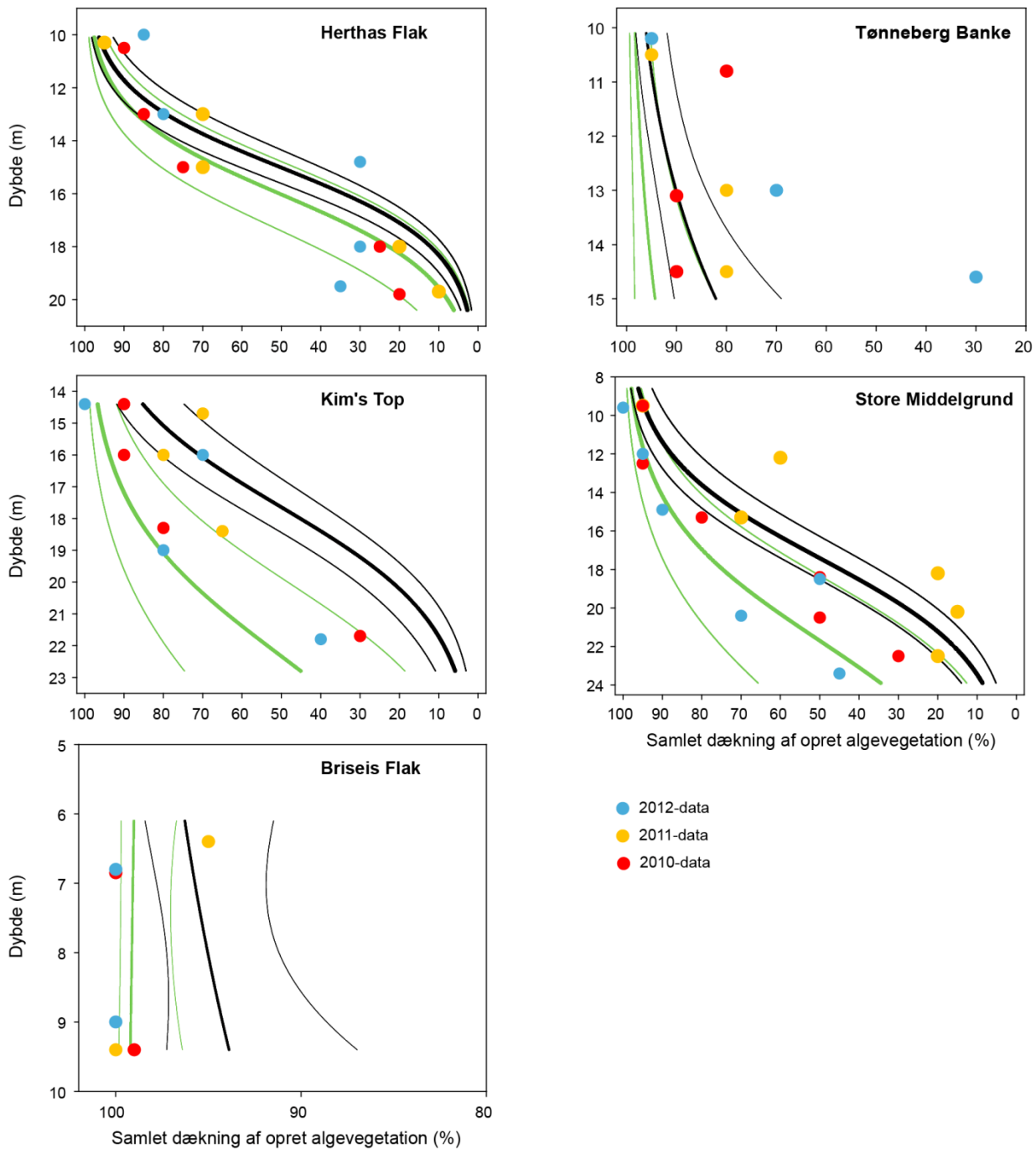
Da de overvågede stenrev indgår som udpegningsgrundlag for de danske Natura 2000-områder, skal de i henhold til habitatdirektivet opnå en 'gunstig bevaringsstatus'. Gunstig bevaringsstatus omfatter både, at arealerne med hård bund bevares, og at de biologiske forhold, som er afgørende for revenes 'struktur og funktion', sikres. En veludviklet dybdeudbredelse og høj dækningsgrad af den bentiske 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 referenceramme og målsætninger til brug for vurdering af miljøtilstanden etableres 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 næringssalttilførslen 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*).

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 dybdegradienter på fem 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 2010, 2011 og 2012 er også vist, dog uden at data er korrigeret for variation i indstråling i forårshalvåret.

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.



Figur 8.4. Aktuelle dækninger af den samlede oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2010-2012 og modellerede dækninger for to senarier med forskellig kvælstoftilførsel. 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. Bemærk at dybdeintervallet på y-aksen varierer, og at x-aksen for Tønneberg Banke og Briseis Flak ikke viser hele intervallet fra 0 til 100 %.

Det ses også, at vegetationens dækning i 2012 på mange af de undersøgte stationer var endog meget høj. Det gjaldt især for stenrevene Kim's Top og Store Middelgrund, hvor dækningen på mange af dybderne lå omkring det estimerede referenceniveau. Den samlede dækning på Briseis Flak var også høj (100 %), hvilket dog skal ses i lyset af, at det mulige udfaldsrum i samlet dækning på dette rev ikke er stort på grund af de lave vanddybder. På Her-

thas Flak i det nordlige Kattegat var der både dybder med dækninger, som svarede til, var højere end og lavere end den modellerede gennemsnitlige dækning. På dybden (15 m) med lav dækning blev der observeret relativt mange store søpindsvin (*Echinus esculentus*), hvis græsning kan forklare observationen.

Stenrevet Tønneberg Banke havde i 2012 en relativ lav dækning af den samlede vegetation på de to største dybder. Manglende forekomst af rødalger var særligt påfaldende i forhold til den sammensætning af algevegetationen, der tidligere er observeret på lokaliteten. Der var imidlertid ikke tegn på en igangværende græsning af søpindsvin på denne lokalitet.

Den generelt positive udvikling, der er observeret på de fleste dybder på hovedparten af de undersøgte stationer, er i god overensstemmelse med den meget forbedrede sigtdybde, der blev observeret i forårshalvåret 2012 i de åbne indre farvande, jævnfør *figur 6.1* i *kapitel 6*.

Store Middelgrund har siden undersøgelsernes start i mange af årene været karakteriseret ved relativt lidt algevegetation og relativt få større bunddyr på de to stationer på 15 og 18 m's dybde. 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 undersøgelsesstationer, og den samlede algedækning i 2012 var på niveau med den modellerede referenceværdi. Der er derfor grundt til at antage, at den fysiske forstyrrelse er ophørt på revet, og at det er ved at være fuldt restitueret.

Ser man på udviklingstendensen siden 1994, er der 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 tangskovenes udbredelse på dybere vand pga. lyssvækkelse forårsaget af planteplankton i de øvre vandlag. Sigtdybden har i en periode frem til i år været markant ringere end tidligere i de åbne indre farvande på trods af de generelt faldende næringssalttilførsler, men i 2012 har der været en markant fremgang (*figur 6.1*). Generelt var vegetationsforholdene gode i 2012, selvom enkelte rev var påvirket af søpindsvins græsning og pladskonkurrence fra muslinger.

Grønne søpindsvins græsning har udgjort en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen på de dybe dele af revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat, siden overvågning blev iværksat i begyndelsen af 90'erne. I 2012 var der tydelige tegn på, at græsningstrykket var aftagende på 13 m's vanddybde, da der blev observeret få søpindsvin og en markant stigning i algevegetationen. Der kan være tale om en reel nedgang i antallet af søpindsvin, men der kan også være tale om en lidt reduceret salinitet, da søpindsvins udbredelse i høj grad er styret af saltholdigheden. Tangskoven på andre lokaliteter i det nordlige Bælthav, havbunden ud for Vejrø, Sjællands Rev og Munkegrunde og visse områder omkring men ikke på Hatter Barn er også kraftigt påvirket af masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Dahl m.fl. 2012*).

Gennemsnitlig algedækning i fjorde, kystområder og på stenrev

Data er grupperet i 'stenrev', 'åbne kyster, 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. For hvert af disse hovedområder er analyseret for udviklingen i 1) makroalgernes totale dækning på den stabile hårde bund, som kan antage

værdier i intervallet 0-100 % og 2) makroalgernes kumulerede dækning – dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund, som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i etager ovenpå hinanden. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle områder inden for hvert hovedområde. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hvert hovedområde baseret på overvågningsdata indsamlet langs hele den del af dybdegradienten, hvor algerne er lysbegrænsede (modelleringen er foretaget på samme måde som i *Carstensen m.fl. 2008*, *kapitel 3*)[1]. Der er altså tale om en slags avanceret gennemsnit af de målte dækningsgrader, beregnet via en dybdemodel for en fast dybde.

Algernes totale dækning på 15 m's dybde lå omtrent på samme niveau på stenrevene (årsmidler 40-89 %), langs de åbne kyster (årsmidler 12-65 %) og i yderfjordene (årsmidler 23-89 %). Modelleringsdybden for inderfjorde og Limfjorden var lavere og niveauerne derfor ikke direkte sammenlignelige, men på trods heraf var dækningsgraden lav i Limfjorden (årsmidler 2-40 %) (*figur 8.5*, venstre kolonne).

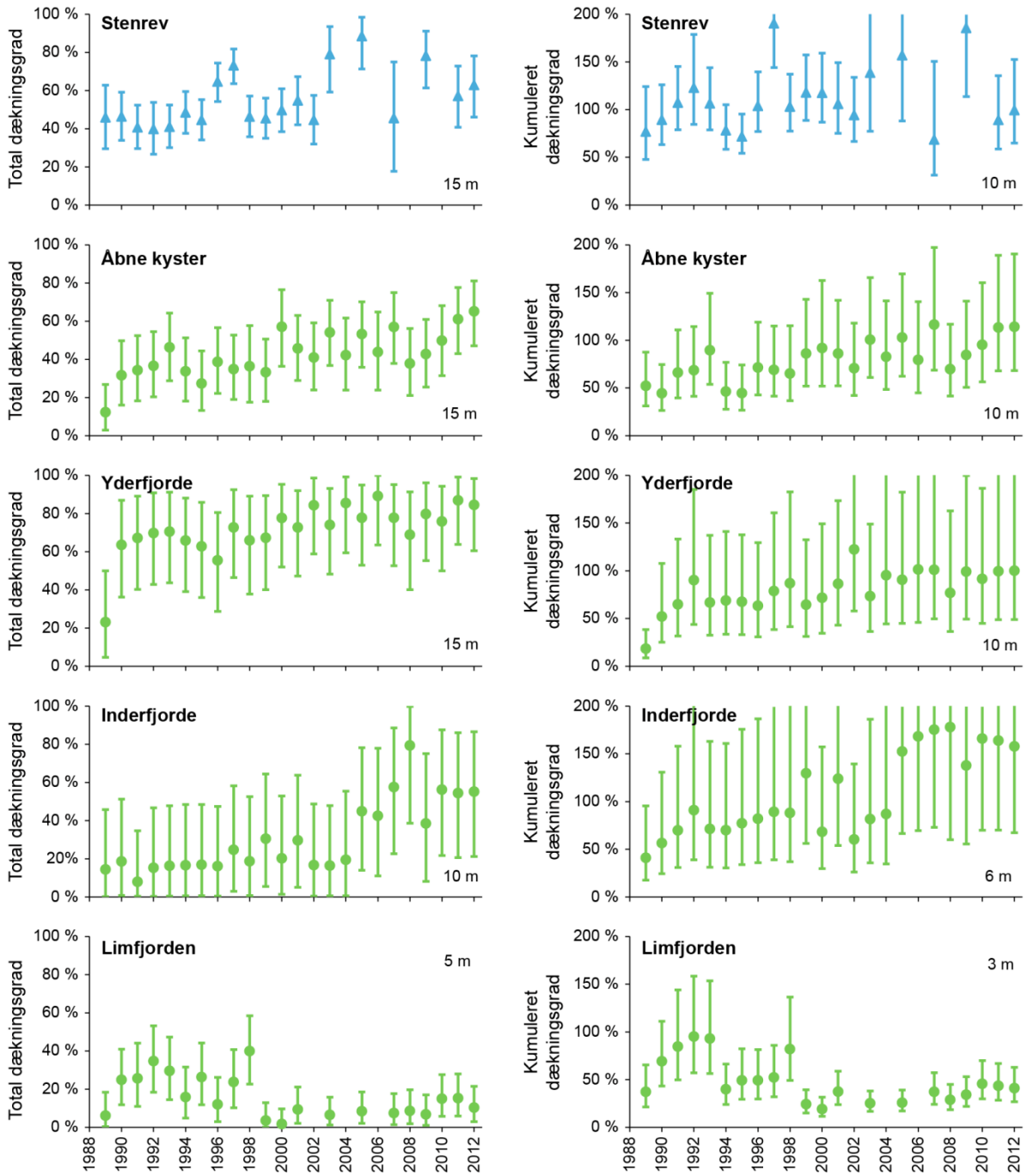
Algernes kumulerede dækning på 10 m's dybde var typisk højere på stenrevene (årsmidler 69-190 %) end i åbne områder (årsmidler 44-116 %) og yderfjorde (årsmidler 18-123 %). På trods af den lavere modelleringsdybde var den kumulerede algedækning også lav i Limfjorden (årsmidler 19-95 %), mens algedækningen på den lavere modelleringsdybde i inderfjordene matchede de mere åbne områder (41-178 %) (*figur 8.5*, højre kolonne).

Dækningsgraderne var påfaldende lave i overvågningsprogrammets første år (1989), hvilket kunne tyde på, at undersøgelserne på daværende tidspunkt ikke helt var indarbejdet. I analyserne af udviklingstendenser er der derfor fokuseret på perioden 1990-2012.

Samtlige hovedområder, undtagen Limfjorden, viste en signifikant positiv udviklingstendens i total dækningsgrad gennem perioden 1990-2012; Limfjorden viste derimod en negativ udviklingstendens (lineær regression af årsmidler, $p < 0,05$). Inderfjorde, yderfjorde og åbne kyster viste ligeledes en positiv udviklingstendens for kumuleret dækningsgrad, mens Limfjorden udviste en negativ udviklingstendens, og stenrevene ikke viste nogen signifikant udvikling (lineær regression af årsmidler, signifikansniveau 5 %). Den generelt positive udvikling i algernes dækningsgrad på dybt vand tyder på, at vandkvaliteten er forbedret på trods af, at sigtdybden ikke er steget signifikant gennem perioden.

Data for algedækning i kystområderne var behæftet med betydelig usikkerhed. De datasæt, der var behæftet med størst usikkerhed/risiko for fejl, er udeladt af analysen.

[1] Den totale dækning er modelleret for dybder på 5 m i Limfjorden, 10 m i inderfjordene og 15 m i de øvrige områder, mens den kumulerede dækning er modelleret for dybder på 3 m i Limfjorden, 6 m i inderfjordene og 10 m i de øvrige områder. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, men da den totale dækning reagerer lidt mere trægt på ændringer i lysforhold end den kumulerede dækning, fremgår udviklingstendenserne i den totale dækning tydeligere, når de illustreres for lidt dybere vand, hvor effekten af en ændring i lysforholdene ses tydeligere.



Figur 8.5. Makroalgernes total dækningsgrad (venstre kolonner) og kumulerede dækningsgrad (højre kolonne) i perioden 1989-2012 for stenrev, åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Dækningsgraderne er modelleret vha. en generaliseret lineær model for en fast dybde i hvert hovedområde (dybde angivet i figurerne) (*Carstensen m.fl. 2008*).

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.
- Gennem de seneste år er der sket en positiv udvikling for ålegræs i en række fjorde, som var forstærket i 2012. I Limfjorden var den maksimale dybdeudbredelse forøget med 50 % og dybdegrænsen for hovedudbredelsen med knap 20 % fra 2009 til 2012. Dybdeudbredelsen var også markant forbedret i Roskilde Fjord og Isefjord samt i Flensborg Fjord og Als Sund

i 2012. Derimod har bl.a. Aarhus Bugt og Odense Fjord oplevet en negativ udvikling.

- For perioden 1989-2012 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 specielt i Limfjorden og i mindre grad i de øvrige fjorde.
- Faldet i tilførsel af næringssalte har endnu ikke markant 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. De seneste års positive udviklingstendens tyder dog på, at der er en bedring på vej.
- Den samlede algedækning på de undersøgte stenrev fra Skagerrak til Bælthavet var generelt god i 2012, hvilket er i overensstemmelse med den forøgede sigtdybde i de åbne indre danske farvande i forårshalvåret 2012.
- Græsning forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem for vegetationen på flere undersøgte stationer på stenrev i danske farvande.
- De biologiske forhold på undersøgelsesstationer på stenrevet Store Middelgrund, der igennem en længere årrække formodentlig har været påvirket af fysiske forstyrrelser, synes nu at være retableret.
- I inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev har der været en positiv udviklingstendens for makroalgernes gennemsnitlige dækningsgrad, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ.

9 Bundfauna

Alf B. Josefson, Jørgen L. S. Hansen & Steffen Lundsteen

Søanemoner, kalkrørsorm og søpindsvin på 15 m's dybde på Schultz's Grund ved overgangen fra Kattegat til Bælthavet. Foto: Karsten Dahl.

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 fugle og bundlevende fisk. 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 lagdelt vandmasse. I visse områder i de danske farvande er iltsvind et tilbagevendende problem, som skader bundfaunaen. 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 (hårdbundsfauna eller epifauna). Overvågningen af faunaen på den hårde bund er beskrevet i et særskilt afsnit i dette kapitel. Her beskrives også 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 det nuværende overvågningsprogram, indsamlet første gang for godt 100 år siden i 1911 af C. G. J. Petersen i forbindelse med hans kortlægning af bundfaunaen i de indre danske farvande. Formålet var dengang at vurdere fødegrundlaget for fiskebestandene. Prøvetagning i senere tid har for en stor del omfattet HELCOM-stationer og stationer/områder omfattet af vandrammedirektivet (VRD). Fra 2012 er overvågningen af den danske blødbundsfauna udvidet med prøvetagning i naturtyper, der omfattes af habitatdirektivet (HD). Dette første sæt 'habitatdata' omtales i denne rapport.

Udvikling i de åbne farvande

I overensstemmelse med programbeskrivelsen blev der ikke taget prøver i 2012 på de 21 stationer i de åbne farvande inklusiv HELCOM-stationerne. Der henvises derfor til foregående års rapporter vedr. denne del af programmet.

Bundfaunaen i kystnære områder

Der er, som planlagt, heller ikke taget bundprøver i 2012 på de 48 vandrammedirektivområder (VRD-områder), der blev besøgt i 2011, og der henvises derfor til foregående års vandmiljørapporter for beskrivelser af den tidslige udvikling i disse områder. For 2012 er der rapporteret bundfauna fra 23 'nye' områder (oversigtskort i *kapitel 1*), som i de fleste tilfælde er beliggende i naturtyper omfattet af habitatdirektivet (HD) – fortrinsvis naturtyperne 'lavvandede bugte og vige' (naturtype nr. 1160), 'laguner' (nr. 1150) og 'sandbanke' (nr. 1110). Materialet er indsamlet med Haps-bundhenter, og ligesom det er tilfældet med overvågningen af VRD-områderne, er der i de fleste områder taget 42 delprøver. Det totale materiale omfatter i alt 332 taxa fordelt på ca. 60.000 individer af bundfauna (inkl. lidt epifauna som fx rurer). De tre almindeligste arter er listet for hvert område i *tabel 9.1*.

Tætheden af individer i det der langt overvejende var habitatområder varierede over næsten to størrelsesordner, fra ca. 28.000 ind./m^2 i Holstenborg S til < 400 ind./m^2 på Billes Grund vest i Det Sydfynske Øhav. I det sidstnævnte område var faunaen stort set kun repræsenteret af den opportunistiske børsteorm *Capitella capitata*, hvilket er et klart tegn på forstyrrelse, sandsynligvis iltsvind. Med én undtagelse var antallet af individer fra områder med totale tætheder > 4.000 stærkt domineret af dyndsnegle (arter af slægten *Hydrobia*), og på nogle af disse områder også børsteormen *Pygospio*. Disse områder med store individtætheder tilhører fortrinsvis kategorien 'lavvandede bugte og vige' samt 'laguner/nor' ofte med blødt sediment. På de mere eksponerede og sandede områder, som fx 'banker' i de åbne områder, er faunaen ud over *Pygospio* domineret af børsteorme som *Scoloplos armiger, Spiophanes bombyx*, og *Ophelia borealis*, phoroniden *Phoronis* og muslingerne af slægten *Spisula, Fabulina* og *Angulus*. Diversiteten målt som artsrigdom pr. 42 prøver varierede mellem 6 på Billes Grund vest til 114 ved Læsø Trindel (H168). Diversiteten i det sidstnævnte område, som er meget høj selv for et højsalint område (se *figur 9.1* og efterfølgende diskussion), er fordelt på ca. 50 % havbørsteorme og ca. 30 % krebsdyr, de fleste tanglopper.

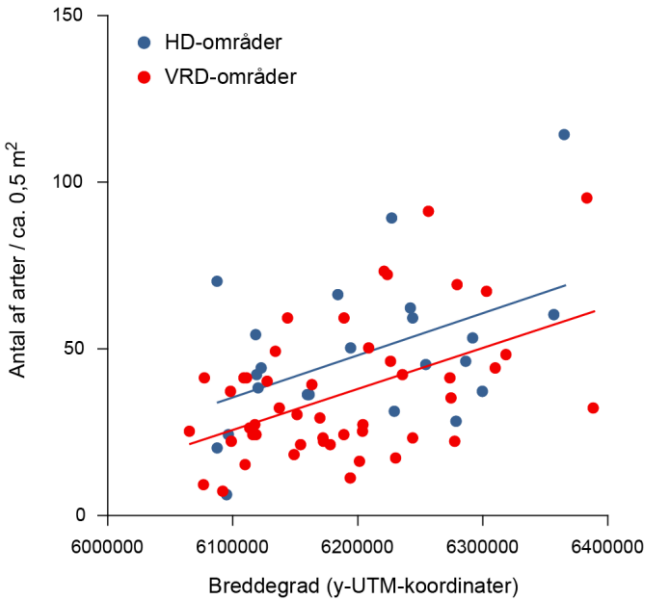
Tabel 9.1. Total individtæthed og dominerende taxa i rangorden efter individtæthed fra hvert af 23 områder, hvoraf fire ikke har status som habitatområde (**). Procentandel af den totale individtæthed er angivet i parentes efter hver art.

Område	Ind./m^2	Dominant 1	Dominant 2	Dominant 3
Holstenborg S **	27.566	*Hydrobia (66)*	*Pygospio (12)*	*Tubificoides (3)*
Skælskør Fjord og havet og kysten mellem Agersø og Glænø (H143)	23.500	*Hydrobia (62)*	*Pygospio (15)*	*Fabriciinae (5)*
Holstenborg N **	21.392	*Hydrobia (57)*	*Pygospio (17)*	*Oligochaeta (3)*
Æbelø, havet syd for og Nærå (H92)	16.984	*Hydrobia (46)*	*Corophium volutator (18)*	*Tubificidae (15)*
Sydfynske Øhav (H111)	15.249	*Bittium reticulatum (27)*	*Tubificoides (13)*	*Pygospio (8)*
Lillestrand **	9.228	*Hydrobia (42)*	*Pygospio (15)*	*Tubificoides (9)*
Stege Nor **	6.811	*Hydrobia (49)*	*Gammarus sp. (13)*	*Chironomus (5)*
Torø Vig	6.131	*Hydrobia (33)*	*Pygospio (14)*	*Neanthes succinea (14)*
Stavns Fjord, Samsø Østerflak og Nordby Hede (H51)	4.865	*Hydrobia (53)*	*Scoloplos armiger (8)*	*Corophium volutator (7)*
Horsens Fjord, havet øst for og Endelave (H52)	3.199	*Scoloplos armiger (28)*	*Balanus crenatus (12)*	*Hydrozoa (7)*
Gilleleje Flak og Tragten (H171)	2.293	*Phoronis (27)*	*Chaetozone (11)*	*Scoloplos armiger (10)*
Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk (H30)	2.151	*Hydrobia (69)*	*Mytilus edulis (8)*	*Streblospio shrubsolii (7)*
Aalborg Bugt, Randers Fjord og Mariager Fjord (H14)	2.040	*Scoloplos armiger (42)*	*Spiophanes bombyx (25)*	*Oligochaeta (12)*
Anholt og havet nord for (H42)	2.016	*Scoloplos armiger (30)*	*Angulus tenuis (25)*	*Hydrobia (14)*
Skagens Gren og Skagerrak (H1)	1.708	*Spisula subtruncata (25)*	*Fabulina fabula (12)*	*Magelona mirabilis (12)*
Læsø Trindel og Tønneberg Banke (H 168)	1.494	*Echinocyamus pusillus (13)*	*Thracia phaseolina (8)*	*Ophelia borealis (7)*
Lysegrund (H167)	1.479	*Phoronis (33)*	*Ophelia borealis (7)*	*Scoloplos armiger (7)*
Havet omkring Nordre Rønner (H176)	1.409	*Scoloplos armiger (28)*	*Fabulina fabula*	*Spiophanes bombyx*
Adler Grund og Rønne Banke	1.119	*Pygospio*	*Marenzelleria viridis*	*Macoma balthica*
Thorsminde	876	*Ampharete sp.*	*Gastrosaccus spinifer*	*Magelona mirabilis*
Thyborøn	649	*Spiophanes bombyx*	*Pisione remota*	*Ohpelia borealis*
Område 112	498	*Scoloplos armiger*	*Ohpelia borealis*	*Nephtys longosetosa (8)*
Billes Grund vest*	361	*Capitella capitata (97)*		

* Kun enkelt fund af andre arter

Da denne type habitatundersøgelse ikke er foretaget tidligere, har det ikke været muligt at vurdere den tidslige udvikling i habitatområderne. Med henblik på at sætte dataene ind i et større perspektiv er data sammenlignet med data fra VRD-stationerne fra 2011, med forbehold for at en eventuel forskel ved en sådan sammenligning mellem HD- og VRD-data kan skyldes både en rumlig og tidslig udvikling. Da prøveantallet i de to datasæt er sammenligneligt, er der foretaget en sammenligning af alfa-diversiteten på ca. 0,5 m^2 (ca. 40 Haps-prøver). Tidligere studier har vist, at alfa-diversitet fra Bornholm i Østersøen til Skagen ved Skagerrak overordnet udviser en stigende trend med øget breddegrad (referencer nedenfor). Af *figur 9.1* fremgår, at der er en klar stigende trend med øget breddegrad for begge datasæt (ca. en fordobling), og at regressionslinjen baseret på HD-data har et højere skæringspunkt men nogenlunde den samme hældning som linjen for VRD-data. Statistisk test med ANOVA med områdetype (HD- og VRD-område) som fikseret kategorisk faktor og breddegrad (y-UTM-koordinater) som covariabel viste en signifikant ændret diversitet med breddegrad ($P < 0,0001$) over 400 km fra Østersøen til Skagerrak. Analysen viste ligeledes, at HD-

områderne havde en højere diversitet end VRD-områderne (P < 0,05). En tilsvarende analyse af individtætheden viste en noget højere tæthed i HD - end i VRD-områderne (P < 0,05), men der var ikke nogen forandring med breddegrad (P > 0,05). Samme analyse af biomassen målt som vådvægt viste ingen forskel mellem områdetype eller med breddegrad (P > 0,05).



Figur 9.1. Alfa-diversitet i habitatdirektiv- (HD) og vandrammedirektivområder (VRD) fra Bornholm i Østersøen til Skagerrak/ Nordsøen plottet mod y-UTM koordinater. Linjer er fremkommet ved lineær regression, og trends er statistisk signifikante (P < 0,0001).

Diskussion

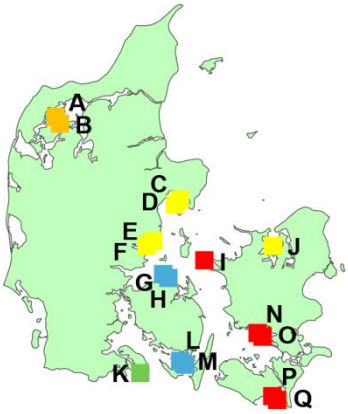
Det kan ikke udelukkes, at forskellene af alfa-diversitet og individtæthed mellem habitatdirektiv- og vandrammedirektivområder skyldes det forhold, at prøverne blev taget i forskellige år, da vi tidligere har set stor-skala ændringer i disse parametre mellem år (se *Hansen m.fl. 2012*). Den beskrevne forøgelse af alfa-diversitet med breddegrad skyldes dog formodentlig en rumlig forandring – mest sandsynligt grundet stigende salinitet. Denne antagelse underbygges af flere tidligere undersøgelser i samme område (*Bonsdorff & Pearson 1999*, *Josefson & Hansen 2004*, *Josefson 2009*, *Bleich m.fl. 2011*). *Josefson & Hansen (2004)* fandt en stigning af alfa med en faktor 2,3 og *Josefson* (2009) med en faktor ca. 2 af alfa baseret på sammenlignelige bundarealer i salinitetsgradienten 10-33 psu over stort set samme geografiske distance og område som i denne undersøgelse. Resultaterne illustrerer endnu en gang behovet af at tage højde for miljøvariable, der har indflydelse på diversiteten ved bestemmelse af referenceværdier for diversitet.

Kystnær hårdbundsfauna

I 2012 startede overvågningen af hårdbundsdyr i vegetationsbæltet på kystnære stenområder, naturtypen 'større lavvandede bugter og vige', med undersøgelse af lokaliteter spredt langs de danske kyster (*Naturstyrelsen m.fl. 2011*). Hårdbundsfaunaen og den anvendte metodik var derfor ny for mange af deltagerne i overvågningen. Overvågningen vil give et samlet indblik i hvilke arter, der findes på de forskellige kystnære lokaliteter, samt mulighed for at vurdere lokaliteterne på baggrund af deres faunakarakteristika, og på sigt mulighed for at registrere tidslige forandringer og identificere årsagssammenhænge. Undersøgelsesprogrammet knytter sig til registreringen af hårdbundsfauna på stenrev i de åbne farvande, som har været foretaget siden 2004 (*Lundsteen & Dahl 2004*).

Lokaliteter og metoder

I alt blev 17 lokaliteter undersøgt, hvoraf en del dog var parvis nær hinanden (*figur 9.2*). I alt er der på disse lokaliteter 51 stationer/punktdyk. På 7 lokaliteter blev der på i alt 8 stationer foretaget undersøgelser på vanddybde lavere end 1 m. Som det fremgår af skemaet, blev dykkerregistreringerne foretaget af forskellige dykkere i de forskellige geografiske områder. Lokaliteten Sydals skiller sig ud, ved at der kun blev undersøgt 1 station, og at den ligger på forholdsvis stor vanddybde.



Prøvedata				Dykke stationer				
Lokalitet	Geografisk navn	Journal navn	Måned	Antal	m min	m max	m gns	Dykker
A	Dråby Vig N	D111	8	2	0,5	2,5	1,5	4
B	Dråby Vig S	D110	8	3	0,6	3,7	1,9	4
C	Helgenæs N	ÅB 0025	6	3	0,5	4,3	2,8	3, 4, 6
D	Helgenæs Vig S	Tr28_ny	6	4	0,3	5,3	2,8	3, 4, 6
E	Horsens Fjord NØ	BVH14	6	2	0,4	1,2	0,8	3, 4, 6
F	Horsens Fjord SØ	2814- 6	6	3	0,7	2,8	1,7	3, 4, 6
G	Æbelø N	DMU0016	8	3	1,3	5,5	3,4	5
H	Æbelø S	Æbelø Ø1	8	3	1,2	5,1	3,1	5
I	Røsnæs	MCR210005	8	2	3,4	4,9	4,2	1
J	Isefjord	25	6	4	0,3	1,4	0,9	2
K	Sydals	FFAA0008	9	1	10,4	10,4	10,4	5
L	Vårø Knude	Vårø Knude	8	3	1,4	5	3,1	5
M	Vogterholm	Vogterholm	8	2	1,6	2,5	2,1	5
N	Karrebæksminde Bugt N	0101142	6	5	1,3	6,2	3,1	1
O	Karrebæksminde Bugt S	0101094	6	3	1,6	3,4	2,8	1
P	Ørsodde	0501110	6	4	1,3	6,9	4,4	1
Q	Gedsergård	0501101	6	4	1,6	4,8	2,8	1

Figur 9.2. Kort med undersøgte lokaliteter og farver, som repræsenterer lighedsgrupper i *tabel 9.2*. Tilhørende tabel med prøvedata, hvor m min, m max, m gns angiver henholdsvis mindste dybde, største dybde og gennemsnitsdybde for undersøgte stationer. Dykker: hvert nummer refererer til en specifik dykker.

En teknisk anvisning for overvågning af hårdbundsfauna er under udarbejdelse. Publiceret metodeforlæg, anvendt på stenrevene, findes i *Lundsteen & Dahl 2004*. På den enkelte station skal der være mindst 10 % dækning af større stabile sten, der kan bære flerårig artsbegroning. Dykkeren bedømmer fastsiddende arters dækning i forhold til de stabile stens overflade og mobile dyrs dækning i forhold til hele det undersøgte bundareal. Dykkerregistreringen suppleres med indsamling og laboratoriebestemmelse af arter.

Der er foretaget tovejs lighedsanalyse for artsforekomst i nabolokaliteter og for enkelt-lokaliteter for stationer dybere end 1 m. For disse lokaliteter er beregnet gennemsnit for artsdækningen. Analysen er foretaget på lokaliteter versus lighed i artsresultater og for arter versus lighed i deres lokalitetsforekomst. I resultatpræsentationen er de to sæt ligheder sat sammen i et fælles diagram for udvalgte arter eller artsgrupper. Grænseværdien for de viste lighedsgrupperinger er mindst 50 % lighed.

Status i 2012

I alt blev der registeret 66 arter, eller distinkte højere taksonomiske grupper, fordelt på 33 fastsiddende og 33 mobile dyr. Der er meget stor spredning i antallet af arter (eller højere taksonomisk gruppe) fra 33 til kun 6 på stationerne i henholdsvis Helgenæs N og Røsnæs.

Lokaliteter med stationer med vanddybde lavere end 1 m's dybde var præget af store dækninger af især rurer med dækninger fra 5–20 %: brakvandsrur og lavvandsrur fra Dråby Vig lokaliteterne, lavvandsrur fra Helgenæs og Horsens Fjord lokaliteterne samt ubestemt rur fra Isefjord. Fra dybere vand var der enkelte registreringer af stor rur, især i de nordligere lokaliteter, eller brakvandsrur, hvis forekomst på de større dybder er vist i *tabel 9.2*.

I tovejs lighedsdiagrammet (*tabel 9.2*) fremgår det, at Limfjordslokaliteterne Dråby Vig (A-B) som det eneste sted har stor dominans af søpunge: vortet søpung, stor lædersøpung, østasiatisk søpung og ru søpung. Af dem forekommer vortet søpung med dækninger så store som 50 % og 75 % i henholdsvis 1,5 og 2,5 m's dybde på de to lokaliteter.

Tabel 9.2. Tovejs lighedsanalyse for udvalgte arter (størst hyppighed eller gennemsnitsdækning på stationerne og arter med største dækning pr. registrering). *Arter kun medtaget pga. høj dækning.

			Lokalitet - lighedsgrupper									
			1	2			3			4		
		Taxon\lokaliteter	A-B	E-F	C-D	J	G-H	L-M	K	I	N-O	P-Q
Art - lighedsgrupper	1	Vortet søpung	42									
	2	Stor lædersøpung*	1									
	3	Østasiatisk søpung*	10									
		Trekantorm*	6									
		Ru søpung*	2									
		Havsvamp ubestemt*	5	1								
		Tangborre*	4	0								
	4	Brakvandsrur	1							6	1	2
	5	Blåmusling	0	1						60	46	26
	6	Almindelig søstjerne	2	1	2	2	1	1	2	2		
		Almindelig strandsnegl	2	4	0	1	1	1		1	1	
		Kutlinger	2	1	1	1	1	0	1	1	1	1
		Almindelig strandkrabbe	1	1	1	1	1	1	1	2	0	0
		Brødkrummesvamp	2	15	5	15	1	1	1		0	0
		Hydroider	0	8	2	1	0				2	1
		Pigget hindemosdyr		13	7	3	1	0			2	2
		Posthornsorm		3	5	2	2	1				0
	7	Låddent lædermosdyr*		4	1							

Udover de viste søpunge i *tabel 9.2* er der ydermere på Limfjordslokaliteterne også registreret almindelig søpung og stikkelsbærsøpung, der dog begge også blev registeret på enkelte stationer på sydligere lokaliteter. Limfjordslokaliteterne er også kendetegnet ved stor dækning af søpindsvinet tangborre på begge lokaliteter og med 10 % dækning i Dråby Vig S i 3,7 m's dybde. Med så stor dækning må denne altædende art forventes at have betydelig indvirkning på vegetationen og den øvrige fauna. Trekantorm fandtes med særlig stor dækning (10 %) på samme station. På stenrevene er det tilsvarende observeret, at denne art, der bor i et tykt kalkrør, kan optræde i store dækninger steder, der er græsset ned af grønt søpindsvin på større dybde (*Lundsteen 2009*). Selvom trekantorm ikke er registreret på de øvrige lokaliteter, har den en kendt udbredelse ned til den vestlige Østersø (*Køie m.fl. 2000*). I Limfjorden genfandtes, som det ses i skemaet, en stor del af de arter, som også er almindelige på de sydligere lokaliteter. Manglen på pigget hindemosdyr, der ellers er en af de almindeligst arter i tangbæltet, er dog overraskende.

Lokaliteterne i lighedsgruppe 2 og 3 viser stort artssammenfald blandt de almindelige af de viste arter, men med mindre artsdækning for en del arter i lighedsgruppe 3 (*tabel 9.2*). Generelt for disse arter er, at de må opfattes som generalister med vid udbredelse i danske farvande – nogle dog med en grænse ind i Østersøen på grund af det tiltagende brakvand. De to Æbelø lokaliteter (G-H) skilte sig ud fra bl.a. de nærtliggende lokaliteter ved Horsens Fjord (E-F) og viste i stedet lighedssammenfald med lokaliteterne i Det Sydfynske Øhav ved Vårø Knude og Vogteholm (L-M). Det kan skyldes mere eller mindre tilfældige forskelle i dækningsbetydende arter og vidt udbredte arter, der har stor indflydelse på lighedsfordelingen. Ved Æbelø var der dog blandt arterne, der ikke er med i skemaet, flere forholdsvis saltkrævende arter. Blandt andet fandtes but strandsnegl på begge lokaliteter. Omvendt blev på den ene Fynske Øhavs lokalitet registreret fjordsvamp, der i *Køie m.fl. 2000* angives som almindelig i fjorde. Lokaliteten Sydals (K), med den størst undersøgte dybde, står isoleret i lighedsfordelingen, men med kun en station må resultaterne regnes som særligt usikre.

Lokaliteterne i lighedsgruppe 4 er knyttet sammen af store registreringer af blåmusling samt brakvandsrur (*tabel 9.2*). Den store forekomst af blåmusling ved Røsnæs skyldes sandsynligvis enkeltstående massenedslag af dens larver. Bestanden af blåmuslinger reduceres typisk efterfølgende af almindelig søstjerne, der også blev registreret på lokaliteten. Det er muligt, at processen med massenedslag af blåmusling og opvækst af almindelig søstjerne nogle steder veksler periodevis. I de mere brakke lokaliteter i Smålandsfarvandet, Karrebæksminde Bugt (N-O) samt Guldborgsund S, Ørsodde og Gedsergård (P-Q) må bestanden af blåmusling forventes at være af mere permanent karakter, og på disse lokaliteter er der da heller ikke registreret almindelig søstjerne, hvis vækst og forekomst synes at være reduceret ved lave saltholdigheder. Ved stenrevsundersøgelserne er almindelig søstjerne dog også registreret på lokaliteter i Smålandshavet samtidig med en stabil forekomst af blåmusling.

Invasive eller introducerede arter registreret ved undersøgelsen omfatter tøffelsnegl, østasiatisk søpung og stillehavsøsters, som alle kun blev registreret i Limfjorden. Desuden blev der og andre steder fundet brakvandsrur. Yderligere blev der i Limfjorden også registeret skjult tangreje (*Eualus occultus*). Den var kort forinden fundet – som ny for Danmark – ved Læsø. I og med at denne reje er fundet to gange og findes i omgivende farvande (*Enckel 1980*), er det dog muligt, at den er fundet før, men blot ikke registreret i officielle lister (Ole Tendal, Zoologisk Museum, pers. oplysn.).

Sammenfatning

- Bundfauna indsamlet fra 23 langt overvejende habitatområder fra Østersøen til Skagerrak/Nordsøen omfattede 332 taxa fordelt på ca. 60.000 individer.
- Alfa-diversiteten baseret på ca. 0,5 m^2 bundareal steg med stigende breddegrad både i habitatdirektivområderne og vandrammedirektivområderne fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord med i gennemsnit en faktor på ca. 2, sandsynligvis pga. stigende salinitet.
- Med forbehold for eventuel stor-skala mellemårlig variation var alfa-diversiteten baseret på ca. 0,5 m^2 bundareal generelt højere i habitatdirektiv-områderne end i vandrammedirektivområderne.
- Artsammensætningen i habitområde 'Billes Grund vest' indikerer en høj grad af forstyrrelse, sandsynligvis forårsaget af iltsvind.

- Limfjordslokaliteterne skilte sig meget ud fra de andre lokaliteter i undersøgelsen. I særdelshed var der mange arter af søpunge med store dækninger. Endvidere registreredes tre af fire invasive eller introducerede arter kun der.
- Søpindsvinet tangborre og havbørsteormen trekantorm viste sameksistens på en station i Limfjorden. Det indikerer, at trekantormen med sin tykke kalkvæg kan trives trods denne søpindsvinearts græsning, hvilket er i overensstemmelse med, at der er fundet sameksistens med grønt søpindsvin på nogle stenrev.
- Blåmusling fandtes med stor dækning bl.a. på de sydlige og brakke lokaliteter ved Guldborgsunds sydlige munding (Ørsodde – Gedsergård). Forekomsten forventes at udgøre en stabil population. Også ved Røsnæs var der stor dækning af blåmusling. Men her formodes at være tale om en enkeltstående eller meget varierende bestand i vekselvirkning med dens fjende almindelig søstjerne. Alle disse steder var der sameksistens af brakvandsrur og blåmusling.
- De øvrige undersøgte lokaliteter viste i det store og hele ret gradvise overgange ved lighedsanalysen. Æbelø skilte sig dog noget ud fra de nærmestliggende lokaliteter, hvilket formodentlig skyldtes tilfældige forskelle i dækningen hos de mere dominerende og vidt udbredte arter. Den ene og dybe station for lokaliteten ved Sydals skilte sig ud, men må antages for utilstrækkelig undersøgt.

10 Havpattedyr - sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius & Jonas Teilmann

Gråsæler og spættede sæler med unger under flyoptælling i Kattegat. Foto: Anders Galatius.

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl 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 (N2000-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 var 16 N2000-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.

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 25 og 9 N2000-områder (*figur 10.1*). 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. Uden for disse N2000-områder overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor sæler forekommer på land.

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).

Overvågning af spættet sæl fra fly begyndte i 1976 og blev standardiseret i 1979. 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.

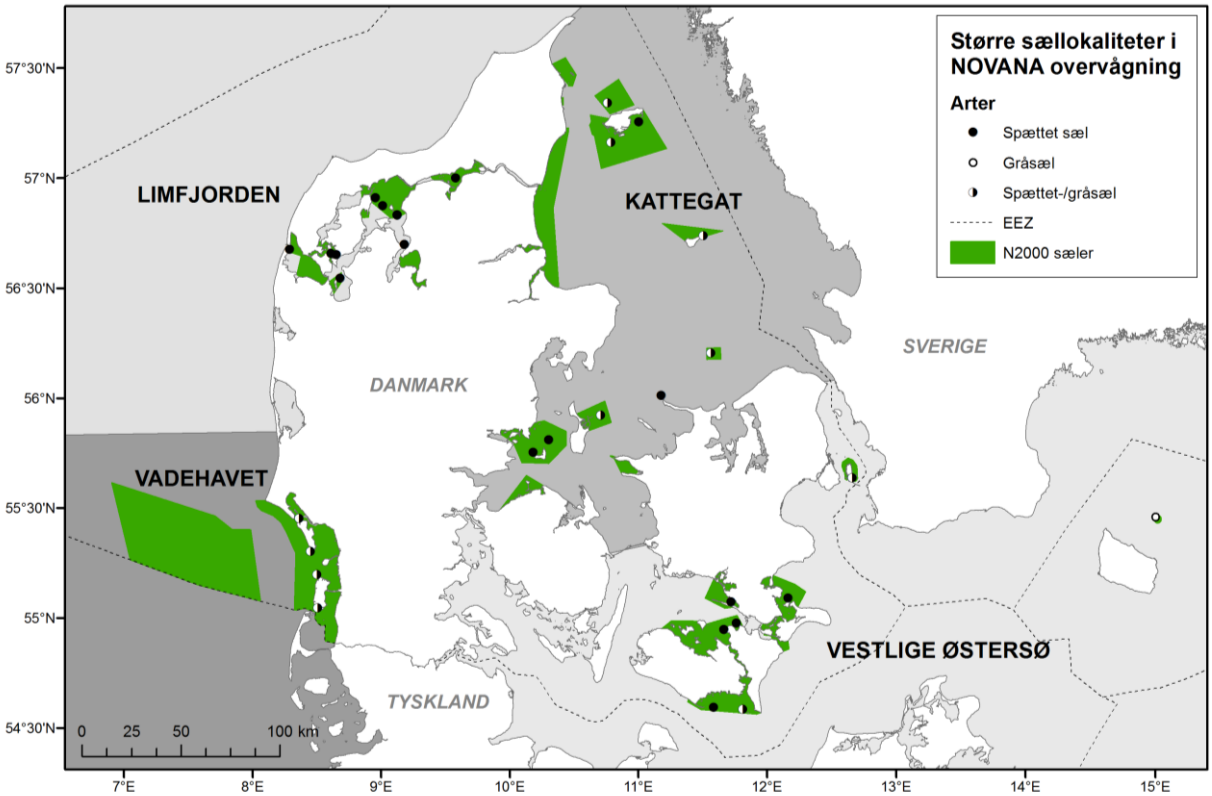
2) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøen, og de spættede sæler føder deres unger. I denne periode estimeres ungeproduktionen for spættede sæler og antallet af gråsæler i de indre farvande.

3) I august fælder de spættede sæler. Tællingerne af de spættede sæler i august bruges til at overvåge udviklingen i den samlede bestand i Dan-

mark og de gentagne tællinger for at vurdere den statistiske sikkerhed på tallene (*Teilmann m.fl. 2010*).

Under alle optællinger tælles også på lokaliteterne de sæler, der ikke er mål for den aktuelle optælling.

I det følgende beskrives udviklingen af bestanden af spættet sæl i de danske farvande samt overvågningsresultater for gråsæler og marsvin i 2012.



Figur 10.1. Kort over N2000-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 Sjællands Rev, hvor den ikke er beskyttet, og at gråsælen jævnligt observeres ved Nordre Rønner nord for Læsø, 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.

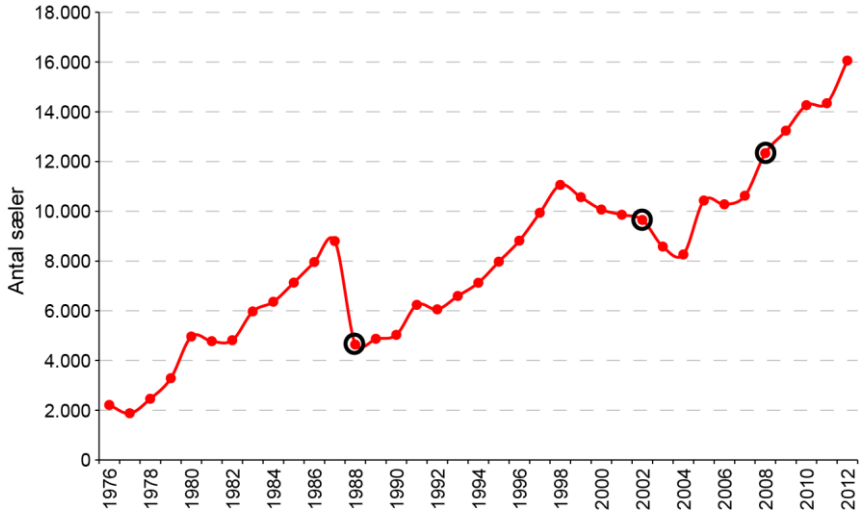
I 1988 og 2002 ramte to store epidemier af *phocine distemper virus* (PDV) de spættede sæler og slog 20-50 % af bestanden ihjel med betydelige forskelle mellem lokaliteter (*figur 10.2 - Härkönen m.fl. 2006*). Efter 1988 og indtil 2002 steg bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år. Efter 2002-epidemien har den gennemsnitlige årlige stigning været 8 %. 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. Ved epidemien 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 varet, eller forventes at vare, 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) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til 16.100 dyr i 2012 (*figur 10.2*). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud (*Jepsen 2005*).

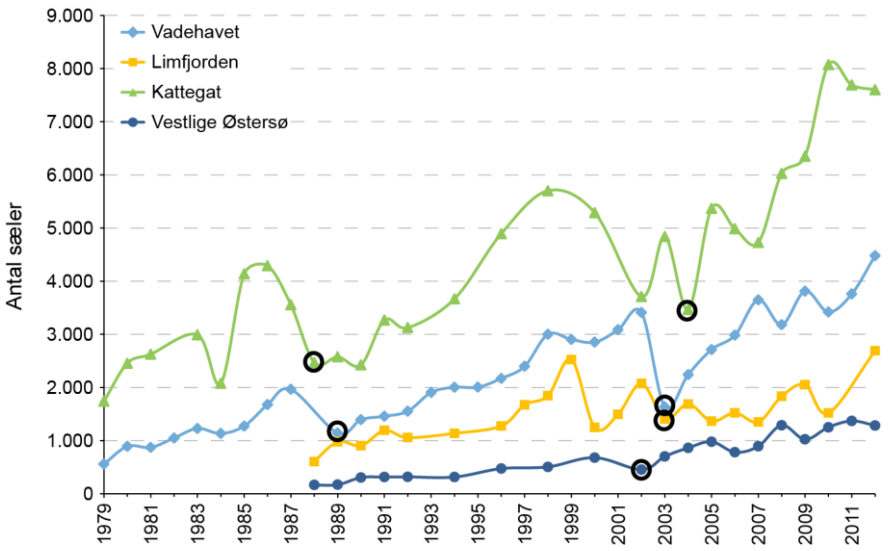
I de sidste par år er antallet af gråsæler, især i den vestlige Østersø, steget kraftigt (se omtale af gråsæler længere fremme). Det er uvist, hvordan denne udvikling vil påvirke den spættede sæl. Men da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer 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 1976-2012 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (25 % i Vadehavet, 43 % i øvrige farvande, *Härkönen m.fl. 1999*). 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 2012 estimeredes bestanden i den danske del af Vadehavet til at være 4.480 spættede sæler, en tilvækst på 19 % i forhold til 2011 (*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 13 % om året i gennemsnit, en tangering af den teoretisk maksimale vækstrate for populationer af spættet sæl (*Härkönen m.fl. 2002*). Siden 2006 har vækstraten dog kun været 8 %; 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 2012 talt 570 unger i ynglesæsonen i den danske del af Vadehavet, 18 % færre end i 2011, men på niveau med de 564 der blev talt i 2010.



Figur 10.3. Antal af spættet sæl i Danmark delt op på bestandene i Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2012 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (25 % i Vadehavet, 43 % i øvrige farvande, *Härkönen m.fl. 1999*). 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 overordnet er der ikke sket en vækst i bestanden de seneste 10 år, på nær det høje estimat fra 2012 (*figur 10.3*). Dette kan skyldes, at antallet af sæler har nået bæreevnen for området, så sælerne er begrænset af føde og plads, eller at økosystemet er ustabilt, 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 2012 blev bestanden estimeret til at bestå af 2.700 sæler. Det er dog uvist, hvor stor en del af disse der stammer fra den oprindelige Limfjordsbestand, og hvor stor en del som udgøres af sæler fra Vadehavet med kun ringe tilknytning til Limfjorden. Der bliver ikke talt unger i Limfjorden.

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 7.600 spættede sæler (*figur 10.3)*. Siden epidemien i 2002 er bestanden vokset med gennemsnitligt 8 % 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 ungetællingen udført i hele den danske del af Kattegat; her taltes 1.433 unger svarende til 21 % af den estimerede bestand. I 2012 taltes 1.074 unger, svarende til 14 % af den estimerede bestand. Faldet i antallet af unger forklares hovedsageligt ved en tilbagegang i det nordlige Kattegat, hvor der taltes væsentligt færre unger end i 2011, mens der omkring Hesselø og Samsø-Endelave var ca. samme antal unger som året før. Det talte antal unger er et minimumsestimat 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 be-

standens demografi, og de faktorer der påvirker ungeproduktionen, er der behov for en længere tidsserie.

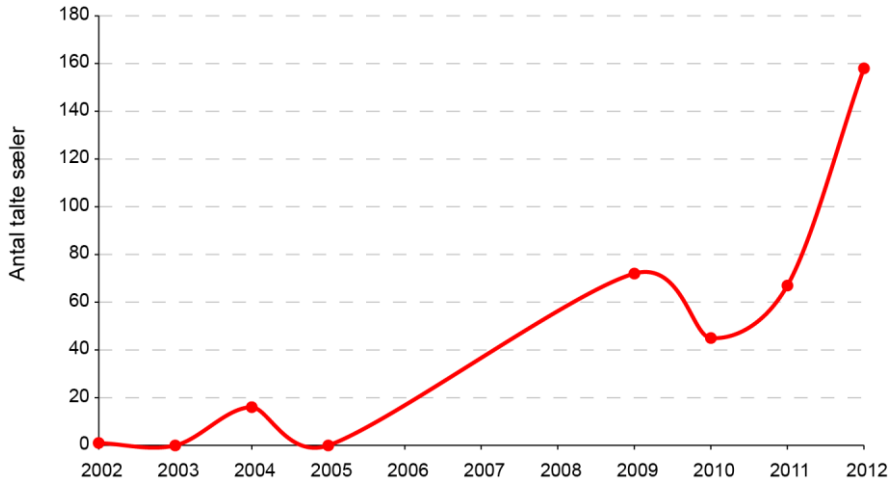
Vestlige Østersø
I den vestlige Østersø forekommer mange mindre kolonier spredt over et stort område. Det betyder, at de enkelte kolonier kan være sårbare over for forandringer såsom forstyrrelser og epidemier, specielt hvis der ikke er nogen fast udveksling af sæler mellem kolonierne. I 2012 blev bestanden estimeret til ca. 1.300 individer (*figur 10.3*). Efter epidemien i 2002 var estimatet 450 individer, siden har den årlige vækstrate været 9 %. Samtidig med denne tilvækst har den vestlige Østersø oplevet en kraftig vækst i antallet af gråsæler i de senere år (se herunder). Der har hidtil ikke 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.

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 (nu DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi) forsøgsvist gennemført nogle flytællinger i gråsælernes yngletid i februar-marts og i fældeperioden i maj-juni. Fra 2011 er flytællinger 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 2012 blev der registreret henholdsvis 5, 4 og 29 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 forsøgsvise optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, her blev talt fra 0 til 12 individer (*figur 10.4*).

Ved flyovervågning i 2009 og 2010 blev der talt hhv. 67 og 41 gråsæler. Først i 2011 blev Christiansø inkluderet, og af 67 gråsæler blev de 31 registreret her, mens 96 af 158 gråsæler i 2012 blev talt ved Christiansø. 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 én gang, i 2010 op til 80 på én gang, og i 2011 blev der fra land set 250 gråsæler ved Christiansø den 9. maj. I 2012 var der ingen overvågning fra land, så her er kun data fra tre overflyvninger 28. februar, 13. marts og 6. juni. Det højeste tal fra disse var 141 sæler den 13. marts.



Figur 10.4. Antal talte gråsæler i den vestlige Østersø i perioden 2002-2012 – opgjort ud fra tællinger på hvilepladser i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni (tal angiver faktiske tællinger, da der ikke er justeret for evt. sæler i vandet). Sæler på Christiansø er talt fra land med teleskop frem til 2010, derefter i forbindelse med flyoptællingen.

I Kattegat er der til og med 2006 observeret færre end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august, som startede i 1979. I 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal, henholdsvis 32 og 68 gråsæler på Læsø og Anholt i august. Fra 2010 er der hvert år foretaget flyvninger i perioden omkring 1. marts for at registrere gråsælsfødsler. I den forbindelse er der på Borfeld nord for Læsø set 46 gråsæler i 2010, i 2011 44 og i 2012 69 gråsæler. Ved 10 flyvninger i juni og august i 2011 og 2012 er der set fra 4 til 22 gråsæler her. Det er uvist, i hvilken grad gråsælerne i Kattegat kommer fra Nordsø-bestanden eller Østersø-bestanden.

I det danske Vadehav foretages ikke 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, i 2011 op til 57 gråsæler og i 2012 op til 76 gråsæler.

Gråsælunger

Fra og med 2003 er der årligt observeret levende gråsælunger i februar-marts på Rødsand ved Gedser (*Edrén m.fl. 2010*). I 2012 blev der lige som i 2011 registreret tre gråsælsfødsler – alle på Rødsand. I 2008 blev der for første gang set en levende gråsælunge i Kattegat 8. marts 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 til 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, genetik 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 forvaltningssammenhæng er det vigtigt at administrere hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsat for forskellige trusler.

Den største trussel mod marsvin menes at være utilsigtet bifangst i fiskegarn. Der findes ingen nyere studier, men i slutningen af 1990'erne druknede op mod 6.000 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 sundhedstilstand.

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 NOVANA-afrapporteringsperioden 2011-2015 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). To gange inden for perioden 2011-2015 foretages en akustisk overvågning fra skib, hvor 11 habitatområder gennemsejles (2011 og 2013), og en gang i perioden laves en total optælling af bestanden i de indre farvande svarende til de tidligere gennemførte SCANS-optællinger.

Flyovervågning

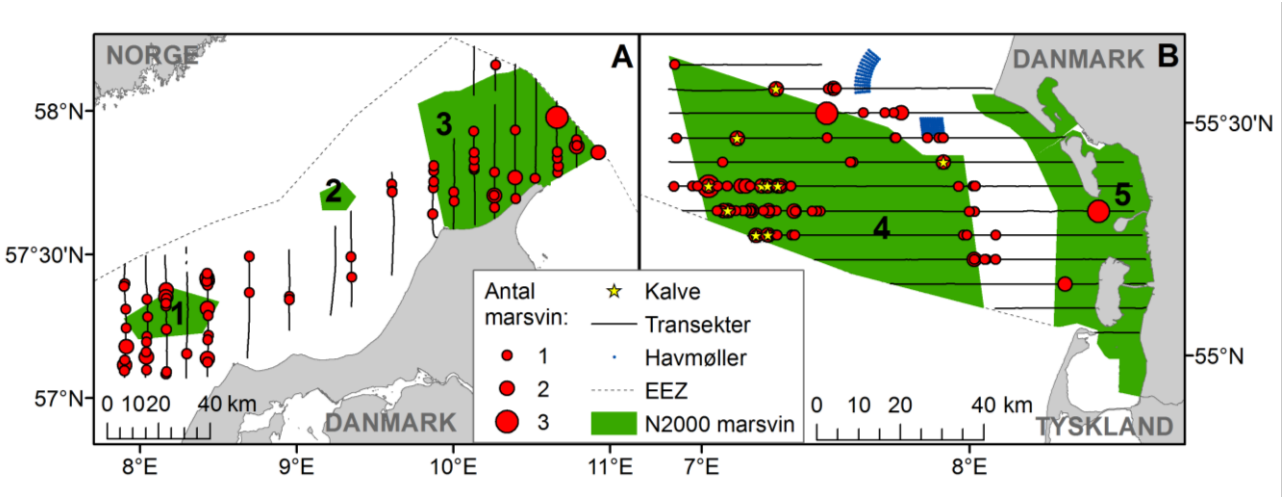
I Skagerrak og Nordsøen gennemføres en årlig optælling i alle fem habitatområder fra fly. Flyet flyver i fastlagte transekter og to observatører optæller alle marsvin på hver sin side af flyet. Flyovervågning udføres fra 600 fods højde (ca. 200 m) ved brug af standardmetoder for linjetransekter og distancesampling (*Buckland m.fl. 2001*), og observationsprocedure (*Scheidat m.fl. 2008*; *Gilles m.fl. 2009*). De årlige optællinger er planlagt til at blive udført de to første uger i juli, men pga. dårligt vejr i 2012 blev flyovervågningen i Skagerrak og i den sydlige Nordsø udført den 25. juli.

I Skagerrak observeredes i alt 97 individer fordelt i grupper med op til 3 individer i hver gruppe (*figur 10.5A*; *tabel 10.1*). I 2011 observeredes 121 individer i grupper på op til 7 marsvin. Af de tre N2000-områder var tætheden af marsvin (antal observationer pr. km) størst ved 'Gule Rev' med 0,19 marsvin/km og 'Skagens Gren og Skagerrak' med 0,14 marsvin/km og lavest uden for N2000-områderne med 0,12 marsvin/km. 'Store Rev' blev desværre

ikke dækket i 2012 pga. for lavt skydække på observationsdagen. Gennemsnitligt observeredes 0,13 marsvin/km, hvilket er lig 2011 med 0,12 marsvin/km. I forhold til 2011 observeredes fortrinsvist mange marsvin i havet umiddelbart uden for 'Gule Rev', hvilket kan forklare den relativt høje tæthed (i forhold til 2011) uden for N2000-områderne. I Skagerrak-optællingen blev ikke skelnet mellem voksne dyr og kalve.

Tabel 10.1. Oversigt over effort (udført transektlængde), observationer og tæthed for flyovervågning af marsvin foretaget den 25. juli 2012 i Skagerrak.

År	**2012**	**2012**	**2012**	**2011**
Område	**Effort (km)**	**Antal individer**	**Marsvin/km**	**Marsvin/km**
Gule Rev	59	11	0,19	0,23
Skagens Gren og Skagerrak	270	37	0,14	0,19
Store Rev	0	-	-	0,28
Ikke N2000	398	49	0,12	0,07
Σ	726	97	0,13	0,12



Figur 10.5. Flyovervågning i A. Skagerrak og B. Nordsøen. Begge flyoptællinger blev udført den 25. juli 2012. Numre indikerer N2000-områder: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlige Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde.

Ved flyoptællingen i den sydlige Nordsø observeredes i alt 117 marsvin fordelt i grupper med op til 3 individer i hver (*figur 10.5B*). Den gennemsnitlige tæthed for hele det overvågede område var 0,13 marsvin/km (*tabel 10.2*). Den højeste tæthed blev observeret i 'Sydlig Nordsø', hvilket indikerer en forskydning fra 2011, hvor den højeste tæthed blev set i området omkring havmølleparkerne ved Horns Rev. Området betragtes som yngleområde, og i alt blev der observeret 12 kalve, svarende til en voksen/kalv ration på 0,10, hvilket er en del lavere end i 2011, hvor rationen var 0,33. Den laveste tæthed af marsvin var – som i 2011 – N2000-området 'Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde'.

Tabel 10.2. Oversigt over effort (udført transektlængde), og hovedresultater for flyoptælling i den sydlige Nordsø. Antal individer inkluderer kalve.

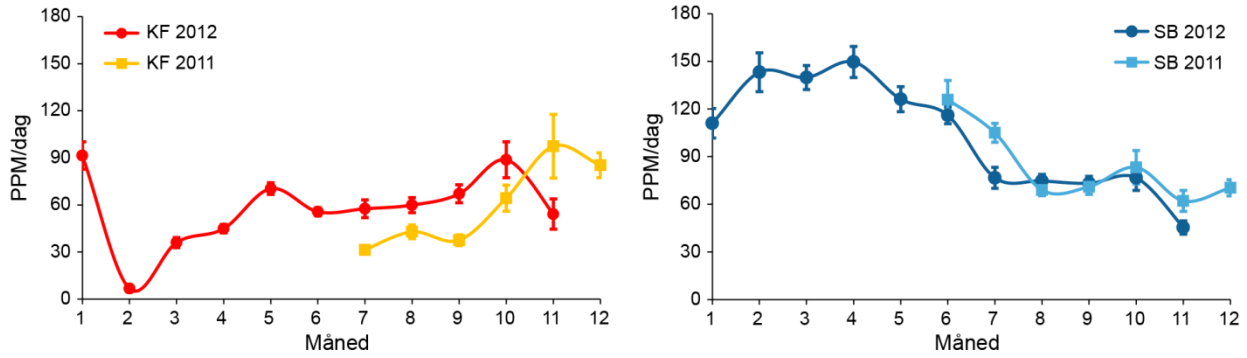
År	**2012**	**2012**	**2012**	**2012**	**2011**
Område	**Effort (km)**	**Antal individer**	**Heraf kalve**	**Marsvin/km**	**Marsvin/km**
Sydlig Nordsø	423	86	11	0,20	0,14
Vadehavet	168	5	0	0,03	0,03
Ikke N2000	315	26	1	0,08	0,20
Σ	906	117	12	0,13	0,14

Passiv akustisk monitering

Overvågning af marsvin med passiv akustisk monitering giver et bedre billede af marsvins brug af et område over en længere tidsperiode end de fleste andre metoder. I NOVANA-programmet 2011-2015 udsættes fem akustiske lytteposter (C-PODs) i hvert af de seks største N2000-områder for marsvin i de indre danske farvande i ét år af gangen. Hvert andet år overvåges to habitatområder, og hvert områder overvåges to gange inden for perioden. I juni 2011 blev fem C-PODs udsat i habitatområderne Kalundborg Fjord og Storebælt. Som følge af samarbejdet med NaturErhvervstyrelsen om effekter af brug af pinger i erhvervsfiskeri er de 10 positioner i Storebælt og Kalundborg Fjord dog fastholdt i stedet for at rykke til to nye habitatområder. I januar 2013 blev 10 nye stationer udlagt i Lillebælt og Flensborg Fjord.

De fem C-PODs er placeret på tilfældigt udvalgte positioner for at give et generelt billede af marsvinetætheden i området (placering fremgår af *figur 10.9* i *Hansen 2012*). De registrerede marsvinelyde analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (Marsvine-positive minutter = 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 indfiltring i ankertov og fiskergarn, men gør udstyret sårbart over for bundtrawling, og flere dataloggere er mistet. For de fleste af disse positioner er udstyret efterfølgende blevet indleveret, hvilket har mindsket datatabet.

Gennemsnitligt PPM/dag pr. måned varierer mellem positioner og måneder (Storebælt: 2-196, Kalundborg Fjord: 4-352), men overordnet set er der ca. 30 % flere PPM/dag i Storebælt (gnst. = 94) end i Kalundborg Fjord (gnst. = 58). På trods af de store variationer mellem de enkelte lytteposter, sås en klar overordnet årstidsvariation i begge habitatområder i både 2011 og 2012 (*figur 10.6*). Der er flest marsvin i Kalundborg Fjord om vinteren (oktober-januar) og flest marsvin i Storebælt i det første halvår (januar-juni). At årstidsvariationen inden for de to habitatområder er stort set ens i 2011 og 2012 indikerer et stabilt habitatvalg over året for populationen af marsvin i de indre danske farvande og bekræfter nødvendigheden af at have flere lytteposter i et område for at give det fulde billede. Den meget lave værdi i februar 2012 skyldes en total overfrysning af Kalundborg Fjord, der udelukkede marsvins tilstedeværelse i fjorden.



Figur 10.6. Gennemsnit af marsvinepositive minutter (PPM) pr. dag fordelt på måneder for de fem akustiske lytteposter i hhv. Kalundborg Fjord (KF) til venstre og Storebælt (SB) til højre. Vertikale linjer indikerer standardafvigelse.

Optælling af marsvin fra skib
I perioden 3.-21. juli udførtes en visuel optælling af marsvinebestanden i de indre danske farvande fra det svenske skib 'Skagerak. Optællingen fulgte standardmetoden for 'double platform line transect distance sampling' (*Buckland m.fl. 2001*).

Ud af de 21 mulige observationsdage tillod vejret optællinger på 9 dage. I alt observeredes 149 individer af de primære observatører. Ved at benytte en model inkluderende variable såsom vejr, miljø, observatør, afstand til skib og gruppestørrelse i programmet 'Distance', estimeredes den samlede bestandsstørrelse på det grundlag til 18.495 individer (95 % konfidensinterval: 10.892-31.406) (*tabel 10.3*), hvilket er en fremgang i forhold til resultatet af en tilsvarende undersøgelse i 2005 (10.614), men en tilbagegang i forhold til 1994 (27.923) (*Sveegaard m.fl. 2013*).

Tabel 10.3. Bestandsestimat (N) af marsvin baseret på en visuel optælling i 2012. Effort (udført transektlængde) inkluderer kun Beaufort Sea State ≤ 2. CV = variationskoefficient. LCL = 95 % nedre konfidensgrænse, UCL = 95 % øvre konfidensgrænse. Tæthed defineres som marsvin pr. km^2.

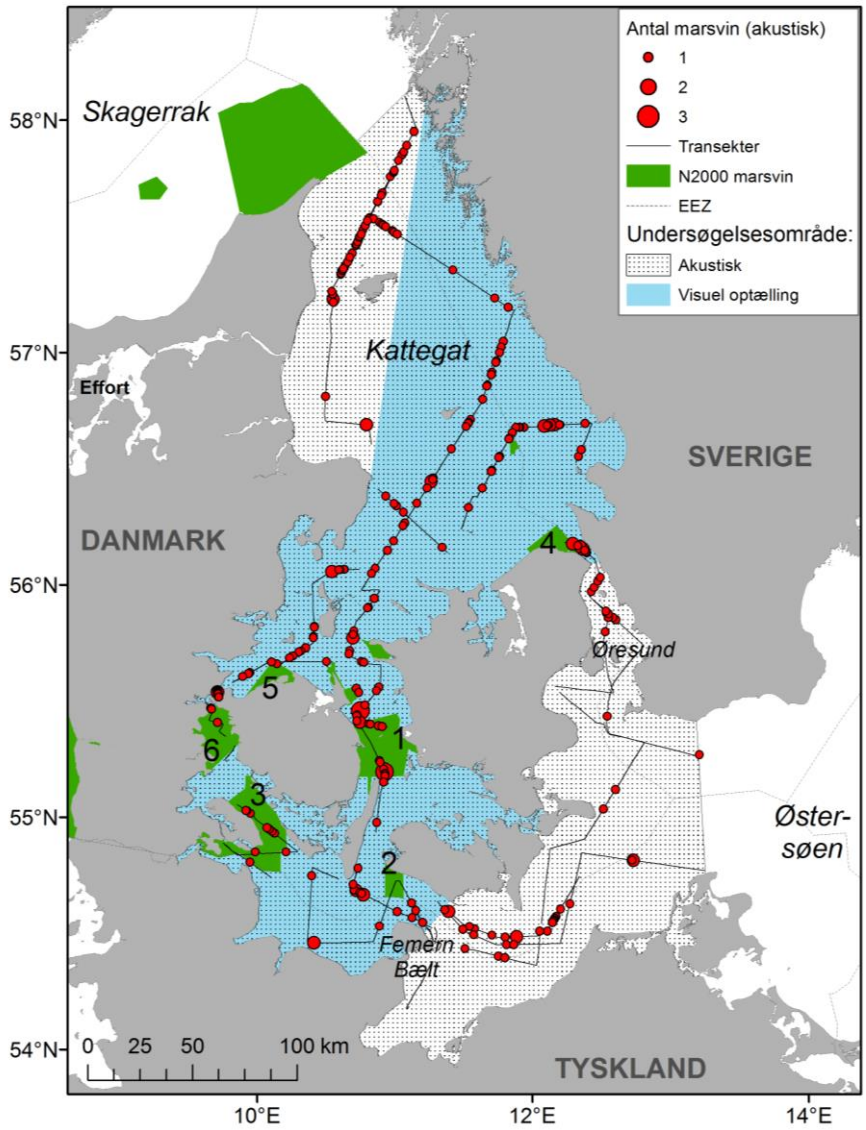
Optællingsperiode	Optællingsareal (km^2)	Effort (km)	N	CV	LCL	UCL	Tæthed	Gruppe-størrelse
3.-21.7.2012	30.130	516	18.495	0.27	10.892	31.406	0,61	1,51

Akustisk overvågning fra skib
Som en del af den visuelle optælling juli 2012, blev et hydrofonkabel på 200 m trukket efter skibet 'Skagerak'. Hydrofonerne registrerer og optager ekkolokaliseringslyde fra marsvin og kan dermed give et relativt billede af tæthed. Da hovedformålet med denne undersøgelse var den visuelle optælling til bestandsestimatet, er transekterne ikke specielt velegnede til sammenligning af tæthed inden- og udenfor N2000-områderne, men er alligevel medtaget her. Derudover er ikke kun bestandsområdet fra den visuelle optælling men også de omkringliggende farvande medtaget (*figur 10.7*).

Den akustiske undersøgelse er langt mindre afhængig af godt vejr end visuelle observationer er, og den samlede udførte transektlængde er derfor større end ved den visuelle optælling med i alt 2.154 km fordelt på 156 km inde i N2000-områder og 1.998 km udenfor (*tabel 10.4*). Der blev detekteret marsvin i hele optællingsområdet. Dog sås en lavere tæthed i det lavvandede område i det vestlige Kattegat og i farvandet fra Femern Bælt og øst på. Gennemsnitligt var tætheden højere i N2000-områder end udenfor. Dette gjaldt især det 'Centrale Storebælt og Vresen' og 'Gilleleje Flak og Tragten' i det nordlige Øresund. 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*). Det er bemærkelsesværdigt, at den gennemsnitlige tæthed i hele undersøgelsesområdet er 0,13 marsvin pr. km og altså identisk med den fundne marsvinetæthed i de visuelle flyoptællinger i Nordsøen og Skagerrak.

Figur 10.7. Rute for akustisk marsvineundersøgelse udført i forbindelse med bestandsoptællingen af marsvin juli 2012. Blåt område indikerer området for den visuelle marsvineoptælling og prikket område indikerer området for den akustiske optælling. Størrelsen på røde cirkler indikerer akustiske marsvinedetektioner. Numre indikerer N2000-områder for marsvin:

1: Centrale Storebælt og Vresen
2: Femern Bælt
3: Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als
4: Gilleleje Flak og Tragten
5: Æbelø, havet syd for og Nærå Lillebælt



Tabel 10.4. Oversigt over effort (udført transektlængde), antal marsvinedetektioner og marsvinetæthed (antal marsvin pr. km) for den akustiske undersøgelse udført juli 2012. Resultaterne er summeret for de N2000-områder for marsvin, som ruten gik igennem, og i farvandene uden for disse områder.

Områder	Effort (km)	Antal detektioner	Tæthed
Centrale Storebælt og Vresen	41,6	13	0,31
Femern Bælt	13,7	0	0,00
Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als	67,7	8	0,12
Gilleleje Flak og Tragten	6,0	2	0,33
Æbelø, havet syd for og Nærå	5,2	1	0,19
Lillebælt	22,1	3	0,14
Σ N2000	156	27	0,17
Ikke N2000	1998	256	0,13

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 16.100 dyr i 2012 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 vækstrater siden epidemien i 2002 på henholdsvis 13 %, 10 %, 8 % og 9 %, dog med store fluktuationer i Limfjorden, der tyder på ind- og udvandring til og fra området.
- Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år, og i 2012 blev der registreret op til 78 gråsæler i Kattegat, op til 76 gråsæler i Vadehavet og 147 gråsæler i den danske del af Østersøen. I sidstnævnte område er der tidligere set større antal (250 i 2010), men det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder.
- Enkelte gråsæler yngler nu hvert år i Danmark efter ca. hundrede års pause.
- En optælling af marsvin i de indre danske farvande i juli 2012 resulterede i et totalt bestandsestimat på 18.495 marsvin.
- Ved flyoptælling i Nordsøen observeredes højeste tæthed af marsvin i Natura 2000-området 'Sydlig Nordsø' og laveste i 'Vadehavet'. Den gennemsnitlige tæthed af marsvin i områderne er uændret fra 2011 til 2012. Ved flyoptælling i Skagerrak observeredes største tæthed i områderne 'Gule Rev' og 'Skagens Gren', hvilket stemmer overens med observationerne i 2011.
- Under den akustiske del af bestandsoptællingen i juli 2012 blev marsvin detekteret i hele undersøgelsesområdet, men med laveste tæthed i det lavvandede område i det vestlige Kattegat og i farvandet fra Femern Bælt og øst på. Gennemsnitligt var tætheden højere i Natura 2000-områder end udenfor.
- Passiv akustisk monitering i Storebælt og Kalundborg Fjord viste, at marsvin er til stede året rundt i begge områder, men at der er en klar årstidsvariation i både 2011 og 2012 med højeste tæthed i Storebælt i den første halvdel af året og højeste tæthed i Kalundborg Fjord om vinteren.

11 Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Martin M. Larsen & Jakob Strand

Ålekvabbe er en af foretrukne indikatorer for både belastning og de biologiske effekter af miljøfarlige stoffer. Foto: 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 ålekvabbe), 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 2012 er blåmuslinger og ålekvabber 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. Undersøgelserne for imposex og intersex foretages kun i ulige år og er derfor ikke foretaget i 2012.

Sedimenter fra både 2011 og 2012 behandles i denne rapport, inklusiv evaluering af tidstrend på de stationer, der har været prøvetaget mindst tre gange siden NOVA-programmets start i 1998. I modsætning til organismer, som typisk repræsenterer de seneste uger/måneder, vil den øverste centimeter af sediment (mm i vadehavet) analyseret i NOVA/NOVANA typisk repræsentere de sidste 3-7 års påvirkning. Derfor er der kun udtaget sedimentprøver i de første NOVA/NOVANA-programmer med 3-5 års interval, mens der i

det nuværende NOVANA-program udtages sedimenter hvert år men fra forskellige stationer. Analyseprogrammet for sedimenter er mere omfattende end for muslinger, da der udover metaller, PAH og TBT analyseres for phthalater og phenoler samt dioxin i alle prøver. Det største analyseprogram er for fisk, hvor der ikke måles PAH, phthalater og phenoler, men til gengæld bromerede flammehæmmere og PCB'er og perfluorerede forbindelser foruden dioxiner.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. 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 moniteringsorganismer, fordi de er meget stationære i forhold til fritsvømmende fisk som torsk og sild.

I sedimenter er der et naturligt indhold af miljøfarlige metaller, der afhænger af sedimenttypen. For finkornede sedimenter stammer en del af metalindholdet fra det geologiske materiale, hvorimod der stort set ikke naturligt er miljøfarlige metaller i sandede sedimenter. Det forhøjede indhold af metaller gælder bl.a. lithium og aluminium, som derfor kan anvendes som indikator for indholdet af finkornede partikler (*Loring 1990*). OSPARs normaliseringsmetode blev beskrevet i detaljer i rapporten Marine Områder 2003 (*Ærtebjerg m.fl. 2004*). Samtidig har ler en meget større overflade, der giver højere bindingskapacitet for organiske stoffer med en netto negativ ladning, der tiltrækker de fleste opløste metaller.

Dette betyder, at der skal normaliseres til indholdet af finkornet materiale for at sammenligne forskellige områder, da et sandet sediment med middel metalindhold kan indikere større påvirkning af forurening end et tilsvarende indhold i lerede sedimenter.

Baggrund for analyser af organiske parametre

Muslinger og sediment analyseres for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) og tjærestoffer (PAH), som kommer fra forbrænding og oliespild. Der analyseres for dioxin i fisk, sediment og i syv udvalgte muslingeprøver fra syv

stationer. Dioxiner er en stofgruppe, der dannes ved afbrænding af plastmaterialer, og de individuelle forbindelser (kaldet congenerer) har forskellig giftighed, hvis koncentration kan omregnes til en samlet giftighed kaldet en Tox-ekvivalent. I sedimenter analyseres desuden for blødgørere (phthalater) og nonylphenoler, der dels anvendes i plastprodukter og som vaskemidler (detergenter).

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. Da mange PAH'er kan nedbrydes af fisk, analyseres der ikke for PAH i fisk men nedbrydningsprodukter (se nedenfor under biologiske effekter afsnittet).

NOVANA-programmet for 2012

I forbindelse med overgangen til en ny programperiode i 2011 er der sket en justering af parametre og matricer, som analyseres i NOVANA.

For muslinger er bromerede flammehæmmere (PBDE, analyseret fra 2004-2011), og polychlorerede biphenyler (PCB) taget ud af programmet pga. mange resultater tæt på/under detektionsgrænsen, således at der nu overvåges metaller, TBT og PAH på muslingestationerne. Metalanalyserne er endvidere udvidet med sølv (Ag, fra 2011), som indgår i skaldyrsdirektivet.

Måling af PCB foretages forsat i skrubber, og fra 2011 også i ålekvabbe. I puljede prøver fra skrubber og ålekvabbe måles metaller, PBDE, polyfluorerede forbindelser (PFAS, fra 2011) og dioxinlignende stoffer og desuden TBT for ålekvabber. For ålekvabbe analyseres fortrinsvis i hanner, men på to stationer var der ikke tilstrækkeligt prøvemateriale af hanner, hvorfor nogle af parametrene er målt i puljede prøver fra hunner i stedet for.

For sediment indsamles der i den nye programperiode (2011-2015) 40 prøver hvert år efter et roterende princip, de fleste som dobbeltbestemmelser på hver station. Rotationen er planlagt, så der i løbet af programperioden analyseres et antal stationer, svarende til antallet af analyser i det forrige overvågningsprogram (NOVANA-2004-2010), hvor alle sedimentprøverne blev indsamlet inden for et år i programperioden. I denne rapport er der særlig fokus på sedimentanalyserne, da de ikke blev behandlet i 2011.

Vurdering af målte koncentrationer

Til at vurdere metallers betydning for miljøtilstanden anvendes fortrinsvis vandrammedirektivets EQS- og OSPAR BAC/EAC-værdier. Men hvor disse ikke findes, anvendes fortsat det vejledende norske klassificeringssystem, udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (*SFT 1997*, delvist opdateret i 2007), 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 sedimenter.

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

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

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 økotoksikologisk vurderingskriterium for dyr og sediment (EAC), eller i mangel af dette, de amerikanske lav-effekt områder for sedimenter (US-EPA ERL) og EU's krav til maksimalt indhold i fødevarer. Det skal bemærkes, at det sidste kriterium er i forhold til human konsum ikke i forhold til beskyttelse af miljøet. Derimod er EAC- og ERL-værdier baseret på de mest følsomme organismer, som typisk repræsenterer de lavere niveauer i fødekæden.

I forhold til Hg har EU i 2008 desuden fastsat et miljøkvalitetskrav (EQS) på 20 µg kg^{-1} vådvægt (*EU 2008*). Det er et niveau, der stort set svarer til BAC for metaller i muslinger, men under OSPARs BAC i fisk (35 µg kg^{-1} vådvægt). Kriteriet skulle oprindeligt overvåges i de mest velegnede indikatorer blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota, men blev i 2013 ændret til fortrinsvis at gælde for fisk. Herudover er der EQS-værdier for hexachlorbenzen (HCB) på 10 µg kg^{-1} vådvægt og hexachlorbutadien (HCBD) på 55 µg kg^{-1} vådvægt i fisk. HCBD er dog kun målt i sediment. Det blev i 2013 (*EU 2013*) specificeret, at EQS fortrinsvis gælder i fisk, og der kom samtidig flere EQS-værdier for PBDE (0,0085 µg kg^{-1} vådvægt), PFAS (9,1 µg kg^{-1} vådvægt), HBCDD (167 µg kg^{-1} vådvægt) og endelig for fisk, bløddyr og krebsdyr dioxin/furaner og dioxinlignende PCB'er (0,0065 µg WHO-TEQ kg^{-1} vådvægt). WHO-TEQ er en vægtet sum af dioxiner, furaner og coplanare PCB'er, som tager hensyn til de enkelte stoffers skadelige virkning (*Van den Berg m.fl. 2006*). Seks PAH'er i krebs- og bløddyr fik også EQS-værdier: fluoranthen (30 µg kg^{-1} vådvægt), benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(g,h,i)perylen og indeno(1,2,3-cd)pyren (alle 5 µg kg^{-1} vådvægt). Der er også EQS-værdier for heptachlor og heptachlorepoxid (0,0067 µg kg^{-1} vådvægt) og dicofol (33 µg kg^{-1} vådvægt), som ikke indgår i NOVANA-programmet.

Koncentrationen af organiske miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk vurderes i denne rapport primært i forhold til de vejledende økotoksikologiske 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 negative ændringer. Hvis koncentrationen ligger i intervallet mellem BAC og EAC, forventes ikke negative ændringer, og hvis værdien er under BAC, vurderes koncentrationen at være tæt på baggrund (OSPARs generationsmål).

Oversigt over kriterier:

- Baggrundsniveau (BAC, Background Assessment Criteria, fra OSPAR)
- Miljøkvalitetskrav for biota (EQS, Environmental Quality Standards, fra EU 2008 - udvidet august 2013).
- Økotoksikologisk baserede miljøvurderingsgrænser (EAC, Environmental Assesment Criteria, fra OSPAR)
- Effektgrænser for sediment (ERL, effect range low, fra US-EPA)
- EU's grænseværdier for fødevarer (december 2011)
- Norsk klassificeringssystem (SFT, Statens Forurensningstilsyn)

Metaller, TBT og PAH i muslinger

For metallerne kan baggrundsniveauerne (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. I 2012 lå en tredjedel af kviksølvmålingerne under BAC, og ca. 40 % var under EQS (*tabel 11.2*). Det skal bemærkes, at EQS ligger meget tæt på BAC, idet EQS svarer til 0,1 mg kg^{-1} TS ved 20 % tørstof og til 0,2 mg kg^{-1} TS ved 10 % tørstof, som er det interval muslingerne typisk ligger indenfor. De højeste værdier (Vadehavet (Juvre Dyb, Halen) og Øresund (Nivå Bugt)) var to-tre gange over EQS. Indholdet af bly i en af to muslingeprøver i Roskilde Fjord ved Frederiksværk var over EU's fødevaregrænseværdi, ellers var alle under fødevaregrænseværdierne. For Cd og Pb var indholdet i henholdsvis ca. halvdelen og ca. to tredjedele af prøverne under BAC. Anvendes de norske vurderingskriterier (SFT), er det kun koncentrationen af sølv i Ringkøbing Fjords sandmuslinger, som når op i klassen 'mindre god' (*tabel 11.3*). Sandmuslingerne herfra har som sædvanligt generelt de højeste koncentrationer af Cu, Ni og Cr.

TBT er i 20 % af tilfældene under BAC (eller < detektionsgrænsen), men 61 % er over EAC. Dette er på niveau med tidligere år, hvor niveauet er faldet markant siden 2003, som det også er vist for imposex i havsnegle for både danske farvande (*Hansen 2012*) og Nordatlanten (*OSPAR 2013*).

Tabel 11.2. Vurdering af koncentrationen af metaller i muslinger efter OSPAR (2010) Quality Status Reports vurderingskriterier, baggrundsvurderingskriteriet (BAC) og EU's EQS og fødevaregrænseværdier. i.d.: ikke defineret. % af prøver.

Metal	Hg	Cd	Pb
BAC (mg kg^{-1} tørstof)	0,09	0,96	1,3
Under BAC	33 %	48 %	69 %
EQS (mg kg^{-1} vådvægt)	0,02	i.d.	i.d.
Under EQS	39 %		
Krav (mg kg^{-1} vådvægt)	0,5	1,0	1,5
Under EU fødevarer	100 %	100 %	99 %
Over EU fødevarer	0 %	0 %	1 %

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

Tilstand	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Ag
Meget god	99 %	94 %	82 %	90 %	100 %	99 %	96 %
God	1 %	6 %	18 %	10 %	0 %	1 %	1 %
Mindre god	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	3 %
Dårlig	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

PAH'erne var alle under EAC fra QSR 2010, hvor denne er defineret, og ofte under BAC (*tabel 11.4*). Generelt var PAH-koncentrationerne lidt højere end i 2011, især de lette naphthalen og phenanthren udviste maksimalt indhold på 5-13 gange niveauet i 2011, hvorimod de tunge lå på samme niveau. Lovns Bredning viste den højeste koncentration af naphthalen, hvor Vejrø havde den højeste phenanthren og sum af PAH'er i 2012. For benzo(a)pyren var 98 % af prøverne over baggrundsniveau, og for pyren, fluoranthen samt phenanthren var over tre fjerdedele af prøverne over BAC. Selvom ingen af PAH'erne var over deres EAC-værdi, lå de fleste et stykke over OSPARs baggrundsværdi.

Sammenholdt med de nye EQS-værdier for PAH'erne er de fleste under EQS, eneste undtagelse er 2 stationers sum af benzo(b+j+k)fluoranthen som ligger over 5 µg kg^{-1} vådvægt, men under 10 µg kg^{-1} vådvægt. EQS-værdierne er angivet for de individuelle benzo(b)fluoranthen og benzo(k)fluoranthen, men analysemetoden kan ikke skelne de enkelte b, j og k fluoranthener, så om det er én eller flere af disse, der bidrager til summen, kan ikke afgøres.

Tabel 11.4. Vurdering af PAH'er i muslinger overfor BAC, EQS og EACs, samt TBT målt som tin (Sn).

PAH	Højeste konc. µg kg^{-1} TS	% < BAC*	% < EQS*	% < EAC*	% > EAC
Naphthalen	79,5	i.d.	i.d.	100	0
Phenanthren	72,1	21	i.d.	100	0
Anthracen	9,1	i.d.	i.d.	100	0
Fluoranthen	51,3	19	100	100	0
Pyren	30,5	12	i.d.	100	0
Benzo(a)anthracen	11,1	54	i.d.	100	0
Benzo(b+j+k)fluoranthen		i.d.	100	i.d.	0
Chrysen/triphenylen	18,6	73	i.d.	i.d.	0
Benzo(a)pyren	16,7	2	97	100	0
Indeno(123cd)pyren	21,2	38	i.d.	i.d.	0
Benzo(ghi)perylen	15,8	29	100	100	0
TBT-Sn	118	20	i.d.	39	61

i.d. = ikke defineret i *OSPAR (2010)* eller *EU (2013).*

Metaller og organiske forbindelser i skrubber

Ud af 6 prøver af kviksølv i skrubbemuskel var ingen under miljøkvalitetskravet (EQS, 20 µg kg^{-1} vådvægt svarende til 0,1 mg kg^{-1} tørstof for muskel ved 20 % tørstof), men alle var under EU's fødevarekriterium (0,5 mg kg^{-1} vådvægt, *tabel 11.5*). Generelt er koncentrationen i muskel ca. dobbelt så høj som i lever, og bortset fra i Storebælt var dette også tilfældet i disse prøver. For de øvrige metaller er koncentrationerne generelt lavere end i muslinger.

For PCB'er og chlorerede pesticider er den økotoksikologiske miljøvurderingsgrænse (EAC) på 24 µg kg^{-1} lipid. Denne grænse var overskredet for den

dioxinlignende PCB-forbindelse CB118 i en tredjedel af de undersøgte skrubber, og i én af prøverne for CB138 (data ikke vist). For CB118 var den største overskridelse af EAC en faktor 16, for CB138 en faktor 3. Antallet af overskridelser svarer til niveauet i 2011, men de højeste værdier var ca. 3 gange højere end sidste år. Stort set alle værdier var over baggrundsniveauet (BAC), hvilket også er årsagen til, at der fra 2011 fokuseres på fisk i stedet for muslinger, da ca. en fjerdedel af resultaterne for muslinger typisk var under detektionsgrænserne.

PBDE bliver målt i musklen fra fladfisk (0,011-0,096 µg kg^{-1} vådvægt), og var i alle tilfælde over det nye EQS-kriterium (0,0085). For PFOS (3,6 og 14,6 µg kg^{-1} vådvægt) er tre af fem stationer over det nye EQS-kriterium (9,1). Endelig var alle dioxinmålinger (0,185-0,55 ng WHO-TEQ kg^{-1} vådvægt) under den nye EQS for dioxin/furaner og coplanare PCB'er.

Tabel 11.5. Metalindholdet i skrubbelever (og Hg i muskel) i mg kg^{-1} tørstof. Der er analyseret på en samlet prøve af 10 individer, undtagen for Nivå Bugt (S31), hvor 10 individer er målt, og standardafvigelsen er angivet efter ±.

	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Hg muskel
Ho Bugt	67,5	25,9	0,108	0,11	0,4	0,2	0,244
Hvide Sande	146	14,5	0,276	0,72	0,3	<0,1	0,423
Storebælt	108,5	45,9	0,761	0,42	0,1	0,2	0,517
Nivå Bugt (S31)	159,7 ± 27,8	49,1 ± 14,4	0,300 ± 0,21	0,97 ± 0,55	<0,1 ± 0,1	<0,1 ± 0,2	0,629 ± 0,258
Skovshoved	142,8	47,4	0,233	0,61	0,1	0,1	0,766
Hjelm Bugt	87,6	31,6	0,201	1,09	0,1	0,2	0,326

Miljøfarlige stoffer i ålekvabbe

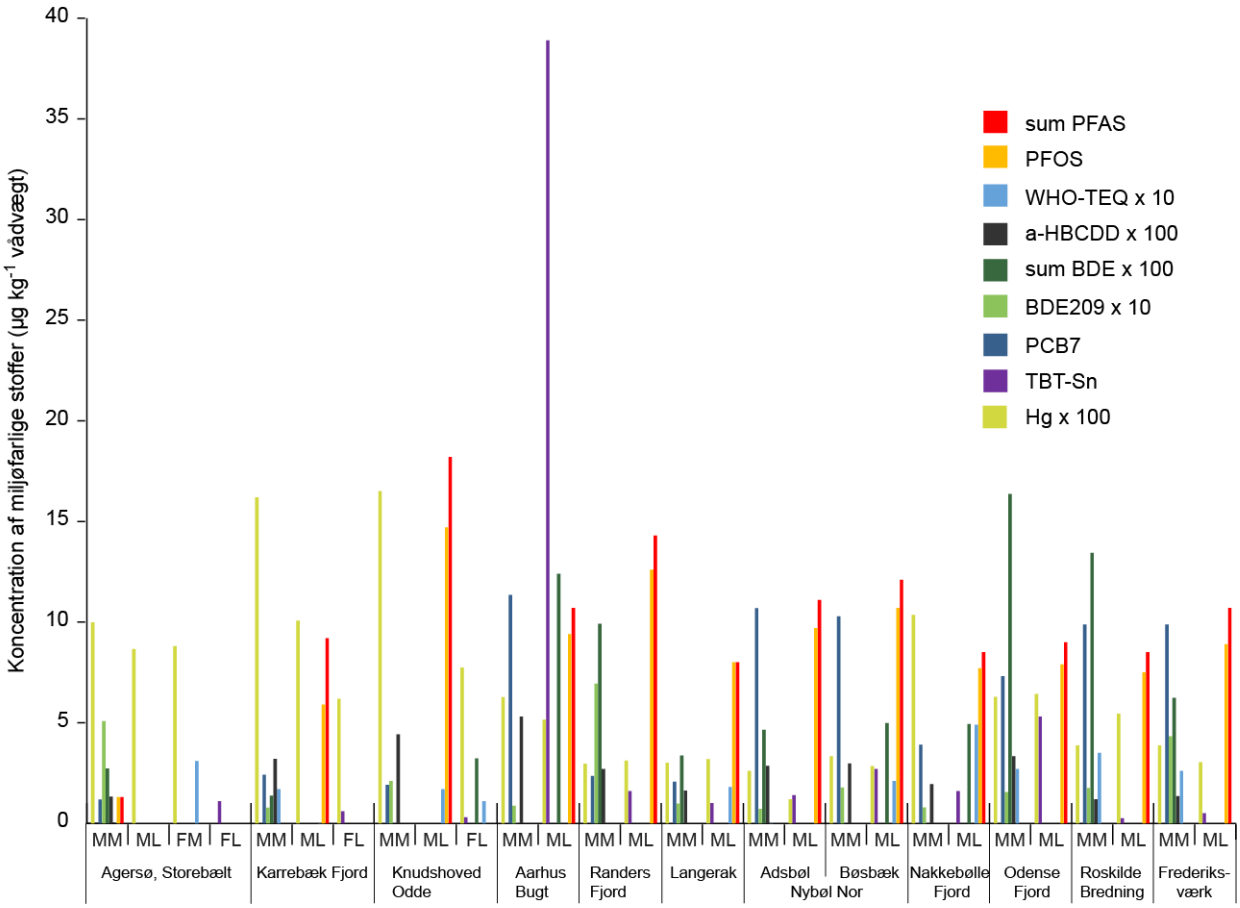
Ud over undersøgelserne af skrubber indgik der i 2012 også undersøgelser af forskellige miljøfarlige stoffer i ålekvabbe indsamlet ved 12 kystnære stationer. Målinger af en række forskellige miljøfarlige stoffer i muskel eller lever fra ålekvabbe viste betydelige områdemæssige forskelle i belastningsgrad og sammensætning af stofferne (*figur 11.1*). De højeste niveauer af kviksølv blev fundet i Karrebæk Fjord og Knudshoved Odde og var en faktor 5 over de laveste niveauer fundet i Nybøl Nor. Århus Bugt skilte sig ud ligesom 2011 med det højeste TBT-indhold, 4 gange højere end Odense Fjord som næsthøjeste. Bromerede flammehæmmere er vist med BDE 209, som blev påvist i alle prøver, med det højeste indhold i Randers Fjord. For WHO-TEQ var spændet ikke så stort, varierende mellem 0,11 i Langerak og 0,49 ng kg^{-1} i Nakkebølle Fjord.

Alle analyserede prøver af muskel og lever undtagen leverprøve fra Adsbøl, Nybøl Nor havde et indhold af Hg på over EU's miljøkvalitetskrav (EQS) på 20 µg 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 µg kg^{-1} fedt i ca. en tredjedel af muskelprøverne. Derimod var niveauet af Cd i alle prøver under EU's fødevarekriterier for skaldyr, og alle muskelprøverne var under OSPARs BAC. TBT var under EAC-værdien for muslinger undtagen i Århus Bugt; der er pt. ingen særskilte kriterier for TBT i fisk.

PBDE bliver målt i musklen fra ålekvabbe (0,027-0,164 µg kg^{-1} vådvægt) og var i alle tilfælde over det nye EQS-kriterium (0,0085). For PFOS (1,3 - 18,2 µg kg^{-1} vådvægt) er syv af 12 stationer over det nye EQS-kriterium (9,1). En-

delig var alle dioxinmålinger (0,11-2,4 ng WHO-TEQ kg^{-1} vådvægt) under den nye EQS for dioxin/furaner og coplanare PCB'er.

For PFOS og BDE er både angivet summen af alle de målte fluorerede forbindelser henholdsvis summen af BDE 47+99+100+153+154 (BDE 28 måles ikke) og enkeltstofferne PFOS og BDE209, som er de hyppigst forekommende og ofte har de højeste koncentrationer (*figur 11.1*).



Figur 11.1. Koncentrationsniveauer af miljøfarlige stoffer i ålekvabber (µg kg^{-1} vådvægt), ganget med en faktor 0,1, 10 eller 100 for at få samme skala; WHO-TEQ dog (ng toxekvivalent kg^{-1}). Analyseret matrice er angivet som MM = han muskel, ML = han lever, FM = hun muskel, FL = hun lever.

Normalisering og vurdering af sedimentkoncentrationer

De 29 stationer (heraf tre dobbeltbestemmelser) i 2011 og 36 stationer (heraf tre dobbeltbestemmelser) i 2012 giver en god dækning for en beskrivelse af status for miljøfarlige stoffer i sedimenter i Danmark. Vurderingskriterierne for organisk forurening er ofte 'normaliseret' til et bestemt niveau af naturligt organisk indhold (enten angivet som Total Organic Carbon, TOC eller glødetab, GLT), eller kornstørrelsen (< 63 µm svarende til ler-silt fraktionen). Ideen med normaliseringer er, at sand normalt ikke indeholder metaller eller organiske stoffer, og et større indhold af sand i en prøve fremfor en anden vil derfor virke 'fortyndende' på forureningsindholdet (*Henriksen m.fl. 2001*).

Baggrundskoncentrationer for metaller er defineret i OSPAR ud fra daterede sedimentkerner og resultater fra uberørte områder, og et mål svarende til EAC for biota er 'effect range low' (ERL), som angiver det højeste niveau, hvor der ikke findes effekter på organismer. ERL er ikke defineret for As og Ni. For Zn var ca. halvdelen af prøverne under BAC, mod 67-90 % for Cu,

Ni, Cr og As. For Cr er BAC = ERL, og for Zn er BAC tæt på ERL (122 til 150 mg kg^{-1} TS), så kun 69 % var under ERL, og for Cu var 79 % under ERL. Da normaliseringen altid giver højere værdier end målte koncentrationer (lersilt andelen ≤ 100 %), betyder normaliseringen et markant fald i andelen af prøver, der er mindre end BAC. I *tabel 11.6* er det normaliserede indhold vist (før normalisering er andelen under BAC), men angivet som mg kg^{-1} tørstof for henholdsvis Hg, Cd og Pb for 68 %, 54 % og 78 % af prøverne og for ERL for 87-95 % af prøverne.

Tabel 11.6. Vurdering af koncentrationen af metaller i sediment efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterier, baggrundsvurderingskriteriet (BAC) og US-EPA's ERL kriterier (normaliseret til 100 % < 63 µm fraktion).

Metal	Hg	Cd	Pb
BAC (mg kg^{-1} tørstof)	0,07	0,31	38
under BAC	41 %	32 %	48 %
ERL (mg kg^{-1} tørstof)	0,15	1,2	47
under ERL	85 %	85 %	65 %
Over ERL	15 %	15 %	35 %

For PAH er der ligeledes BAC- og ERL-vurderingskriterier. Efter normalisering til 2,5 % TOC lå en tredjedel-halvdelen af prøverne på baggrundsniveau, og for langt de fleste PAH'er var kun 1-2 prøver over ERL (2-4 %), dvs. med risiko for effekt på organismer (*tabel 11.7*). Den højest målte koncentration for de fleste metaller, TBT og PAH var fra Nyborg Fjord, station 26. For PAH'erne var koncentrationerne 2–42 (gennemsnit 13x) gange højere på denne station end den næsthøjest målte værdi, eller 33-3.400 (gennemsnit 810x) gange højere end medianværdien for alle målte PAH'er. TOC-indholdet i prøverne lå mellem 0,1 og 12,3 % med en middelværdi på 2,8 (median 2,0 %). Så i gennemsnit giver normalisering til 2,5 % TOC samme resultat som ikke-normaliseret, men de meget sandede prøver fra fx Vesterhavet (Thorsminde) justeres op med en faktor 25 og meget organiske (fx gytje i Roskilde Fjord) justeres ned med en faktor 5. I de fleste tilfælde er koncentrationen i de meget sandede sedimenter under detektionsgrænsen.

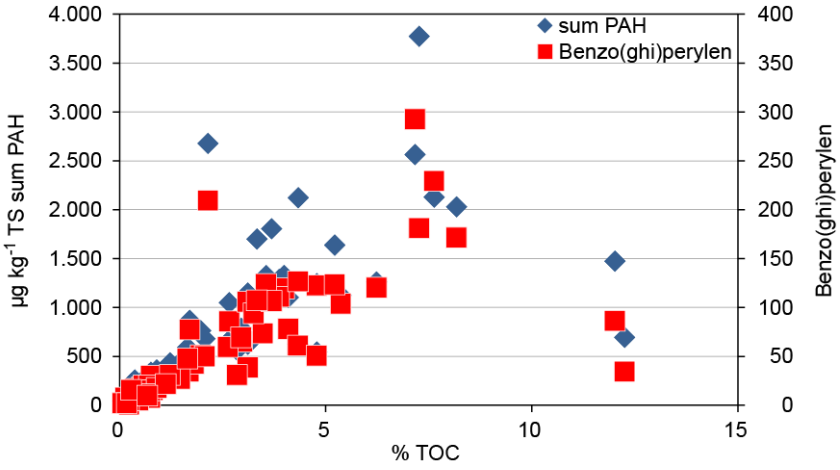
Tabel 11.7. Vurdering af PAH'er i sediment over for OSPAR (2010) vurderinger (*OSPAR 2009a og b*), normaliseret til 2,5 % TOC.

PAH	Median	Maks. (u.Nyb26)	% < BAC	% < ERL
Naphthalen	6	82	75	93
Phenanthren	20	136	82	89
Antracen	6	57	46	73
Fluoranthen	51	400	69	99
Pyren	42	159	49	97
Benzo(a)anthracen	17	80	75	96
Chrysen/triphenylen	22	111	73	93
Benzo(a)pyren	31	129	82	96
Indeno(1.2.3-cd)pyren	41	156	94	94
Benzo(ghi)perylen	31	133	96	96

u. Nyb26: Stationen er kraftigt forurenet og derfor udeladt af median- og maximum-værdierne. Se tekst.

Uden normalisering var kun 2-4 % (Nyborg Strand og en prøve mere) over ERL, undtagen for indeno(123-cd)pyren(7 % > ERL) og benzo(ghi)perylen (33 % > ERL). Dette indikerer, at de forhøjede værdier af specielt benzo(ghi)perylen var kraftigt korreleret med højt organisk indhold, og måske naturligt ind-

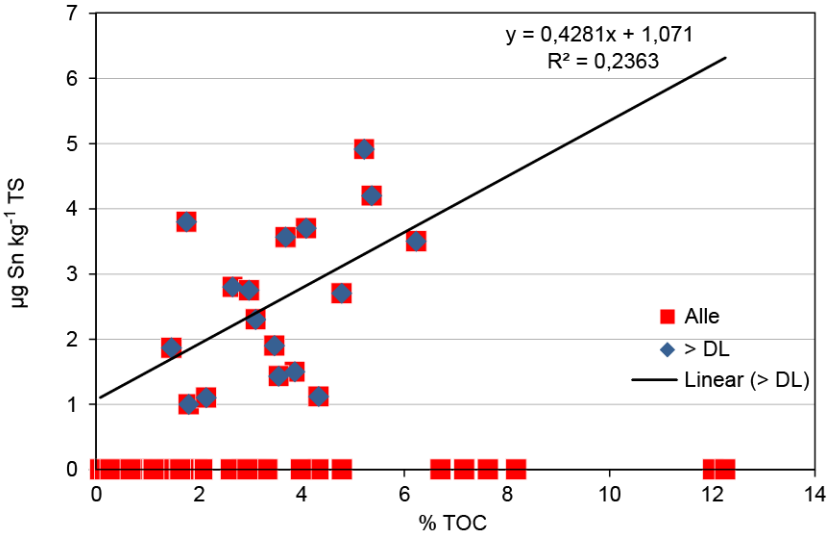
hold (*figur 11.2*), dog undtagen de to højest målte TOC-værdier i Hjarbæk Fjord, som er usædvanligt lave for deres TOC-indhold. Korrelationen gælder også for sum af alle målte PAH'er, der er en faktor 10 højere end benzo(ghi)perylen.



Figur 11.2. Sammenligning af koncentration af benzo(ghi)perylen med % TOC viser en kraftig korrelation (outlier Nyborg Fjord på 14.000 µg kg^{-1} TS benzo(ghi)-perylen er ikke afbilledet).

Organotin

For TBT var koncentrationen kun over detektionsgrænsen for 19 ud af 71 prøver. De fleste prøver indeholdt 1-5 µg TBT-Sn kg^{-1}, og kun to prøver fra Nyborg Fjord var over 5 µg kg^{-1} (hhv. 19 og 564 µg Sn kg^{-1}). Der er ingen grænseværdier defineret i OSPAR. SFT har en grænseværdi på 1 µg TBT kg^{-1} for ubetydeligt/moderat forurenet og 5 µg TBT kg^{-1} for moderat/markant forurenet og 20 for markant/stærkt forurenet. Disse grænser svarer til hhv. ca. 0,4, 2 og 8 µg TBT-Sn kg^{-1}, da TBT er tungere end Sn. Da detektionsgrænsen i de fleste tilfælde ligger mellem 0,5 og 2 µg TBT-Sn kg^{-1}, er kun grænsen mellem moderat og markant forurening samt markant/stærkt forurenet interessant, og af de 19 resultater kan 7 beskrives som moderat, 17 som markant forurenet, og de 2 sedimenter fra Nyborg Fjord var stærkt hhv. meget stærkt forurenet efter det norske klassifikationssystem.

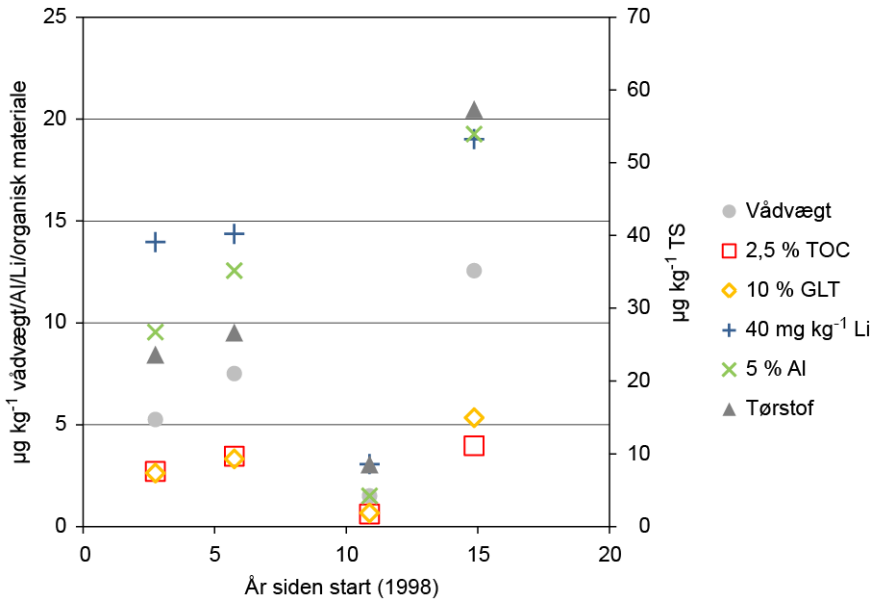


Figur 11.3. Sammenligning af koncentration af TBT med % TOC viser en svag sammenhæng (outliere Nyborg Fjord på 19 og 569 µg Sn kg^{-1} TS er ikke afbilledet, og punkter under detektionsgrænsen (DL) er ikke medtaget i regressionen). < DL værdier er afbildet som 0.

Der var ikke nogen tydelig sammenhæng mellem TBT-indholdet og den fine fraktion (r^2 = 0,014), og kun en svag tendens til sammenhæng med TOC (*figur 11.3*). Sedimentkoncentrationer forventes at falde langsommere end koncentrationer i fisk og skaldyr, da der kan ske en opblanding af ældre (mere TBT-holdigt) sediment ved storme eller biologisk aktivitet, ligesom sedimentkernerne repræsenterer en årrække af sedimenteret materiale.

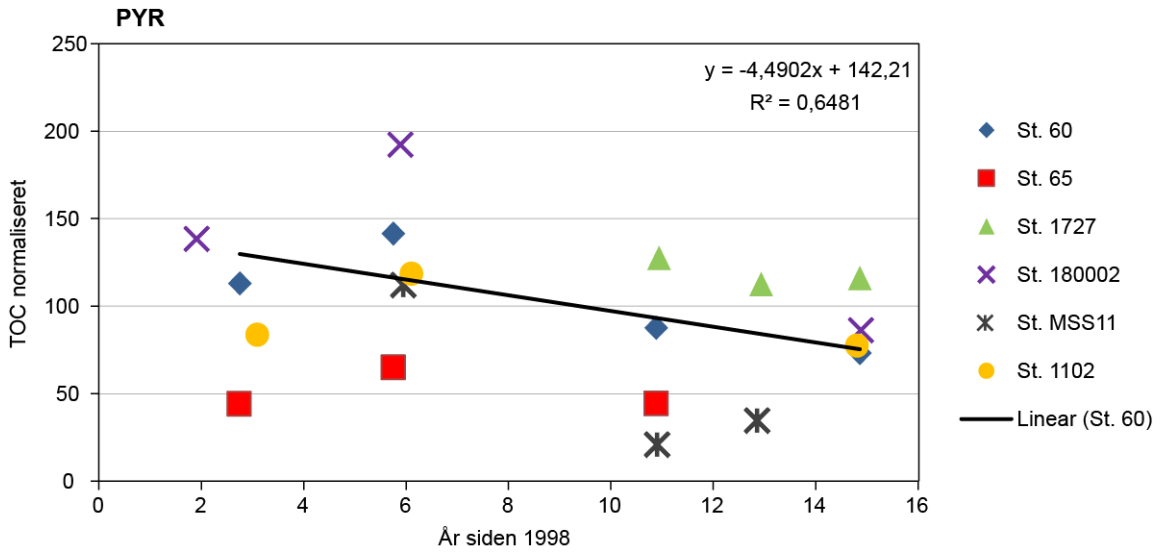
Tidstrend for sedimenter

Der er 6 stationer med data fra tre eller fire år, som kan anvendes til at se på den tidslige udvikling af metaller i sediment. Det er to stationer i Roskilde Fjord, st. 60 ved Roskilde Bredning og st. 65 ved Frederiksværk, Køge Bugt st. 1727, en station i Langerak (MSS11) ved indsejlingen til Ålborg, en station i Aarhus Bugt (180002) og endelig en åbent havstation i det nordlige Kattegat (1102). De forskellige former for normalisering giver forskellige resultater, afhængig af, hvilket niveau af normalisatoren der justeres til (angivet i symbolbeskrivelsen *figur 11.4*). Der er ofte god korrelation mellem fx TOC og glødetab, som ligger på en faktor 3-4, afhængig af området og det organiske materiales beskaffenhed. Dette fremgår af figuren, hvor normalisering til TOC og glødetab (åbne symboler) giver tæt på samme koncentrationer, ligesom Al og Li normalisering giver samme niveau (+ og x), men et helt andet niveau end normalisering til organisk indhold. Den tidslige udvikling for hver normalisering er dog den samme, stigende tendens med en outlier for 2009, dog mere tydelig for normalisering til ler-silt fraktion proxyerne (Li, Al) end for organiske proxyer (TOC, glødetab).



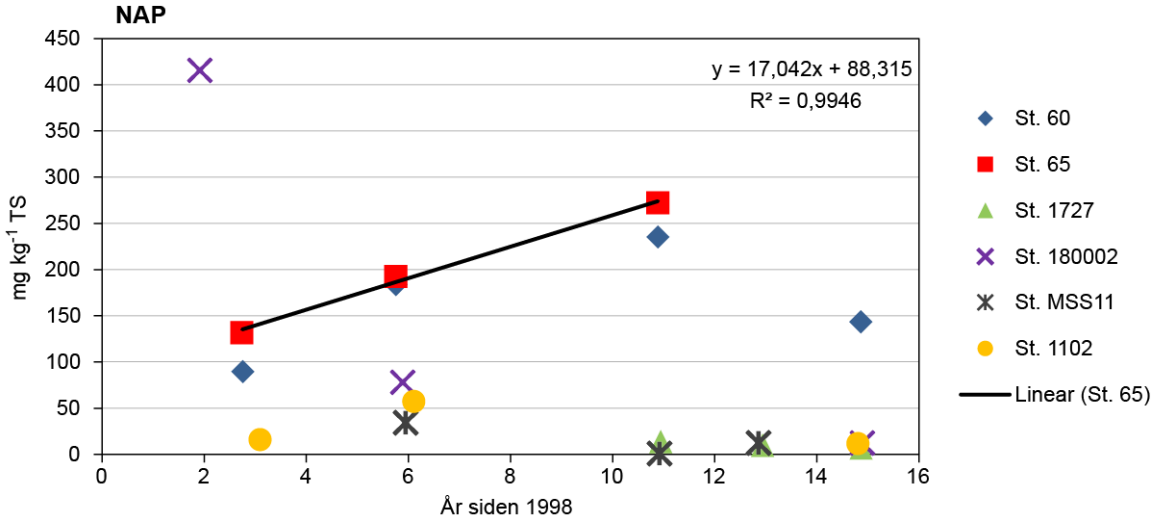
Figur 11.4. Eksempel på tidslig udvikling af acenaphtylen på st. 60 før/efter normalisering. Ikke-normaliserede værdier er angivet som tørstof eller vådvægt (grå trekanter/cirkler). Normalisering til organisk kulstof (hhv. TOC og glødetab (GLT) er angivet med, åbne symboler. Normalisering til ler/silt-fraktionen (lithium hhv. aluminium) er angivet som + og ×.

De fleste PAH'er udviste ingen eller nedadgående tidstrend i Nordsøen (*OSPAR 2013*), men enkelte stationer og PAH'er, især naphthalen, har forekomster af stigende koncentrationer. De 6 stationer med tre eller flere års data i NOVA- og NOVANA-programmet (*figur 11.5*) viser, at normalisering har betydning for den tidslige udvikling for acenaphthylen på station 60. Desuden viser udviklingen for TOC-normaliseret pyren en faldende tendens for st. 60, lige som indholdet på de øvrige stationer har en tendens til lavere koncentrationer hen mod år 15 (2012).



Figur 11.5. Tidslig udvikling af pyren for de 6 stationer med min. tre år, normaliseret til 2,5 % TOC, med lineær regression for st. 60 (blå rombe) indikeret.

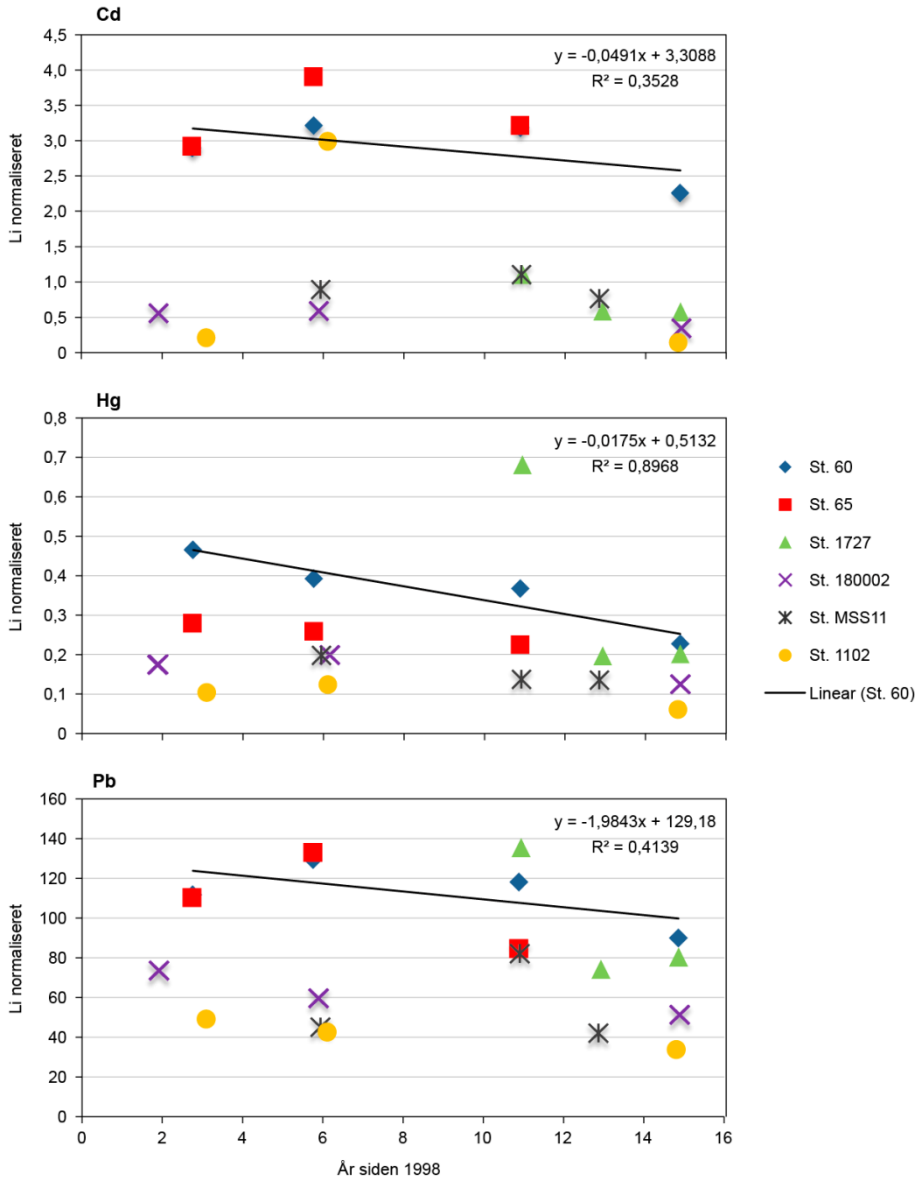
Der er ikke nogen indikationer af stigende tendenser for naphthalen på de 6 stationer i stil med det OSPAR finder (*figur 11.6*). Der er således en rigtig flot udvikling. Når der anvendes vådvægt, findes ingen udvikling (r^2 = 0,02), ligesom normalisering til Li (r^2 = 0,06), og TOC (r^2 = 0,10) heller ikke viser nogen tidslig udvikling. Dette kan skyldes små variationer i den faktiske position, sedimentprøven er taget på, og det kan skyldes en lokal variation i sedimentationsforholdene, eller være et udtryk for ændringer i sedimentationsforholdene over tid på stationen. Tørstofindholdet varierer fra 10 til 23 %, og TOC fra 5,7 til 7,0 % for de tre år der er data fra, med 2003 som det højeste mht. både tørstof og TOC. Der var 3-4 gange så meget grus (> 2 mm) i 2003 som de andre år. Prøverne analyseres på < 2 mm fraktionen, men indholdet af grus indikerer, at der var fysisk forskel på sedimentsammensætningen.



Figur 11.6. Tidslig udvikling af napthalen for de 6 stationer med min. 3 år, ikke normaliseret, med lineær regression for st. 65 (rød firkant) indikeret. Bemærk, at stigningen stort set skyldes ændring i sedimentsammensætningen mellem årene – r^2 er 0,02-0,10 for vådvægt, Li og TOC normaliserede data, og der er ingen eller meget svag stigning.

For metallerne finder *OSPAR 2013* generelt faldende tendenser i mindre udstrækning end for organiske stoffer. For Hg og As er der flest faldende tidstrends, men for Cd er der lige mange op- og nedadgående tendenser. For

NOVANA-data er der ikke så mange signifikante tidstrends, men grafisk vurderet er der heller ingen stigende tendenser (*figur 11.7*). For ikke-normaliserede data var der dog tegn på stigning for bly og cadmium, men som for naphthalen var der ikke samme udvikling, når data anvendes som tørstofkoncentrationer.

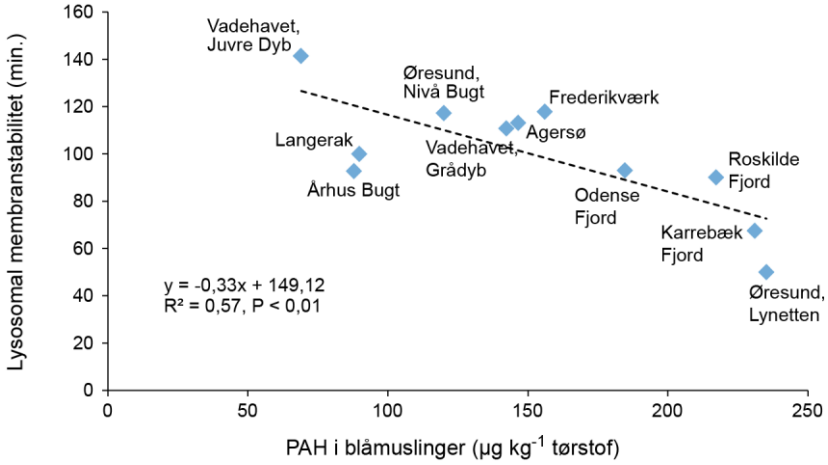


Figur 11.7. Tidslig udvikling af metaller for de 6 stationer med min. tre års data, normaliseret til 40 mg Li kg^{-1}. Lineær regression for Roskilde Fjord st. 60 er indtegnet og angivet.

Biologiske effekter i blåmuslinger

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

Blåmuslinger fra 11 af de 12 undersøgte områder i 2012 syntes at være påvirket (retentionstid < 120 min.) i henhold til de af OSPAR/ICES foreslåede vurderingskriterier (*figur 11.8*, *Lyons m.fl. 2010*). De mest fremtrædende tegn på effekter fandtes i muslinger fra Øresund ved Lynetten og Karrebæk Fjord lige som i 2011. Korrelationsanalyser viste en sammenhæng mellem effektniveauerne og målte koncentrationsniveauer af tjærestoffer (PAH'er) i muslingerne, hvilket også er set i nogle af de tidligere år (fx *Larsen & Strand 2012*). Af *figur 11.8* fremgår det, at lysosomal membran stabilitet i blåmuslinger fra Århus Bugt, Øresund ved Lynetten og Langerak faldt noget ved siden af den fundne korrelation til indholdet af PAH, hvilket indikerer, at andre stofgrupper kan have betydning for effektniveauet i disse områder.



Figur 11.8. Biomarkøren lysosomal membranstabilitet i blåmuslinger fra forskellige kystnære stationer viser en omvendt sammenhæng til indholdet af tjærestoffer (sumPAH), hvilket er et tegn på, at især belastningen med PAH har negative effekter på muslingerne.

Biologiske effekter i ålekvabbe

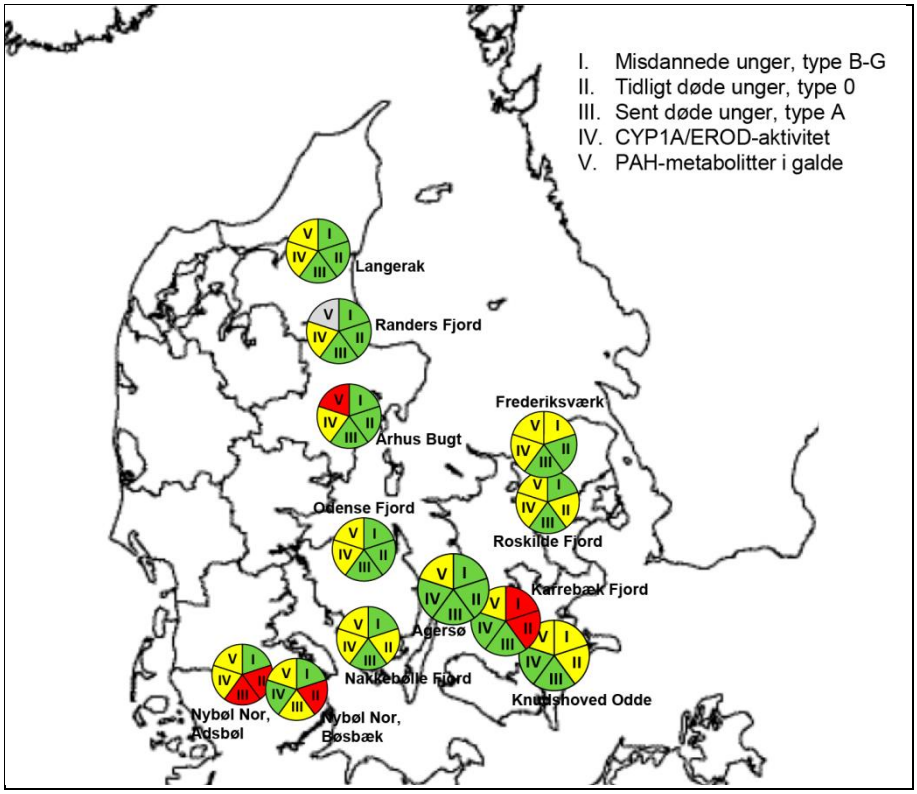
Ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) anvendes i overvågningen som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære fisk (*tabel 11.8*). De undersøgte effekter er ikke alle stofspecifikke, men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination. 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. 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 ålekvabbe i de danske farvande, og især alvorlige misdannelser af indvolde, skelet (bl.a. spiralformet rygrad), 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 2012 fundet i Karrebæk Fjord, Knudshoved Odde og

Roskilde Fjord ved Frederiksværk. Derudover havde især Karrebæk Fjord, Nybøl Nor, 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*). 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*). Ligesom sidste år blev der ikke fundet en direkte korrelérbar sammenhæng mellem de målte miljøfarlige stoffer i 2012 og forekomsten af fejludvikling af unger hos ålekvabbe.

Tabel 11.8. Foreslåede miljøkvalitetskriterier for biologiske effekter i ålekvabbe 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
Andel af unger med synlige misdannelser (type B-G)	< 1 %	1 - 2 %	> 2 %
Andel af tidligt døde unger (type 0)	< 2,5 %	2,5 - 5 %	> 5 %
Andel af sent døde unger (type A)	< 2 %	2 - 4 %	> 4 %
CYP1A/EROD-aktivitet (pmol min^{-1} mg $protein^{-1}$)	< 10	> 10	-
PAH-metabolitter i galde (ng 1-hydroxypyren ml^{-1})	< 100	100 - 1000	> 1000

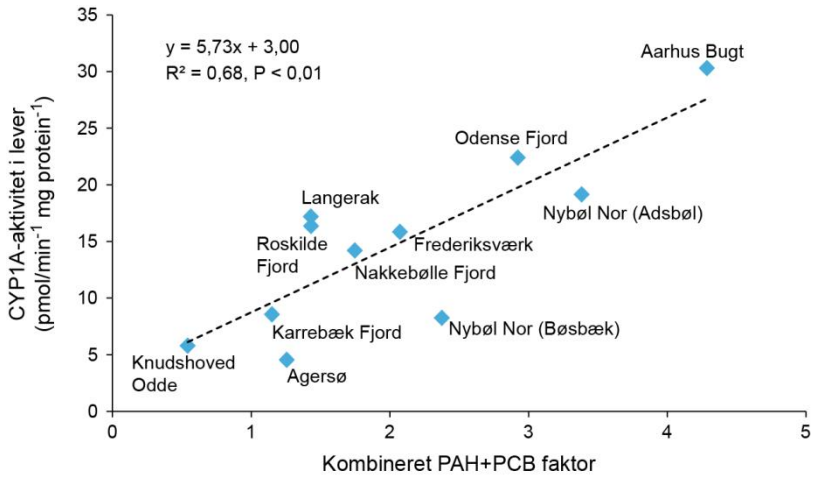


Figur 11.9. Vurdering af effektniveauerne i ålekvabbe fra de 12 undersøgelseslokaliteter i 2012 baseret på de foreslåede miljøkvalitetskriterier. Der foreligger ikke data for PAH-metabolitter fra Randers Fjord.

De voksne ålekvabber 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-afgiftningsenzymer (målt som EROD). CYP1A-afgiftningsenzymer findes i alle fisk, hvor de indgår i den oxidative nedbrydning og kaldes fase-I-enzymer. 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 er der en positiv sammenhæng mellem CYP1A-aktivitet i lever fra ålekvabbe-hunner og indholdet af PAH-metabolitter i galde i kombination med PCB-niveauerne målt i muskel fra fiskene i de 11 undersøgte områder med de generelt højeste niveauer i Århus Bugt, Odense Fjord og Nybøl Nor ved Adsbøl. Dette er i overensstemmelse med, at både PAH'er og PCB'er tilhører de stofgrupper, som er kendt for at være mest potente over for CYP1A-enzymsystemet (*figur 11.10*).



Figur 11.10. Biomarkøren CYP1A-aktivitet i lever fra ålekvabbe-hunner viste en positiv sammenhæng til en kombineret faktor af hhv. indholdet af PAH-metabolitter (målt som 1-hydroxypyren ækvivalenter) i galde og ΣPCB7 (normaliseret til tørstof) i muskel i de 11 undersøgte områder. Den kombinerede faktor er beregnet som en sum efter division med middelværdien for hhv. PAH-metabolitter og ΣPCB7.

Sammenfatning

- Niveauerne af tungmetaller i muslinger lå generelt lidt højere end i 2011. Koncentrationen af Hg var over miljøkvalitetskravet i 60 % af muslingeprøverne og i alle fiskeprøver. I en enkelt prøve i Roskilde Fjord ved Frederiksværk var blyindholdet over fødevarekravet.
- PAH-niveauerne i muslinger var højere end i 2011 for de lette forbindelser, men ellers på niveau med 2011, og for de fleste PAH'er var niveauet mellem BAC og EAC. Især Præstø og Lovns Bredning så ud til at have forhøjede niveauer af 2-3 ringede PAH'er, hvilket kan indikere oliespild.
- Koncentrationerne af organotin i muslinger og ålekvabber var på niveau med 2011 og lavere end tidligere år, i overensstemmelse med generelt faldende TBT-niveauer i danske farvande og Nordsøområdet generelt. I ca. 60 % af muslingerne lå koncentrationen af TBT dog stadig over OSPARs vurderingskriterium, hvorfor negative effekter af TBT ikke kan udelukkes.
- Koncentrationerne af organochlorforbindelserne (PCB) i fisk var på niveau med 2011, men de højeste værdier var lavere end OSPARs vurderingskriterier. Det samme var tilfældet for dioxin/furaner og coplanare PCB'er i forhold til EU's miljøkvalitetskrav.
- Bromerede flammehæmmere (PBDE) i fiskemusklen var over EU's miljøkvalitetskrav i alle tilfælde. Fiskemusklen forventes at være et godt mål

for totalbelastningen i fisk, og derfor sammenlignelig med EU's miljøkvalitetskrav.

- Fluorerede forbindelser (PFOS) i fiskelever var generelt over EU's miljøkvalitetskrav (ca. 50 % over EQS). PFOS opkoncentreres i leveren, så hvis kravværdien gælder for hele fisk, er leverindholdet et overestimat af indholdet i hele fisk.
- For PAH'er i sediment var koncentrationen af phenanthren og antrachen de eneste, hvor der var mere end 10 %, der overskred OSPARs vurderingskriterium efter normalisering til 2,5 % TOC, og hvor negative effekter af PAH-forureningen derfor ikke kan udelukkes.
- To sedimentprøver fra Nyborg Fjord i havnen og sejlrenden skilte sig særligt ud med høje koncentrationer for de fleste grupper af miljøfarlige stoffer, dog specielt TBT og PAH. For havne er der udover den høje skibstrafik ofte punktkilder, som kan bidrage med direkte/indirekte udledning til havnen eller spildhændelser.
- Den tidslige udvikling i sedimenter var ikke entydig, og normalisering har stor betydning for tolkning af data fra sedimenter. Der var dog en tendens til faldende koncentrationer ved at normalisere til TOC-% eller finkornet materiale, som det anbefales af OSPAR.
- I næsten alle af de undersøgte kystnære områder viste undersøgelser af blåmuslingernes lysosomale membranstabilitet tegn på celleskader, hvilket tyder på en påvirkning af miljøfarlige stoffer, og som kunne relateres til især belastningen med PAH.
- Ålekvabber udviste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger, CYP1A-enzymaktiviter 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 Iltsvind – fortid, nutid og fremtid

Jens Würgler Hansen, Thorsten J.S. Balsby, Henrik Fossing & Jacob Carstensen

Liglagen og døde eller døende bunddyr i område med kraftigt iltsvind. Foto: Peter Bondo Christensen.

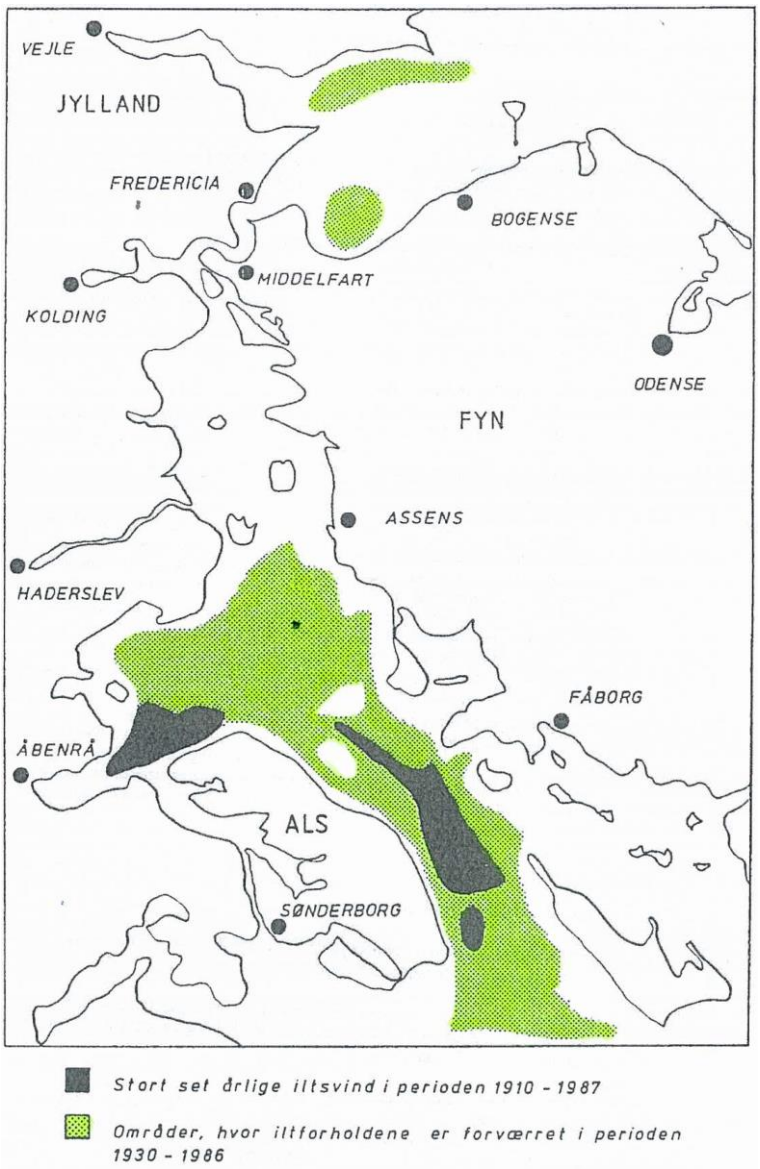
Iltsvind er et naturligt fænomen, som kan forøges i udbredelse og styrke som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringssalte og organisk stof) og klimaforandringer (se også *kapitel 7*). Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakterier og andre mikroorganismers respiration med ilt ved nedbrydning af organisk stof i vandsøjlen og sedimentet, og forbrugets størrelse afhænger af mængden og nedbrydeligheden af tilført organisk stof og af temperaturen. Ilttilførslen er først og fremmest styret af vejrforholdene, som er afgørende for omrøringen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden (ventilation). Manglende omrøring kan føre til lagdeling af vandsøjlen og som følge heraf utilstrækkelig tilførsel af ilt til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med stille, varme perioder med temperaturlagdeling af vandsøjlen, og/eller ved saltlagdeling som følge af indtrængende saltere og tungere bundvand eller ferskere og lettere overfladevand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind. Overordnet betragtet er det således eutrofieringen, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang ud over det naturlige, mens det er de klimatiske forhold, som udløser det.

I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er under 4 mg l^{-1} og som *kraftigt iltsvind*, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1} – niveauet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for *moderat iltsvind*. Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bunddyrene og de bundlevende fisk. Iltsvind påvirker desuden stofomsætningen og biogeokemien i havbunden og dermed den interne belastning med næringssalte, dvs. frigivelsen af næringssalte fra havbunden til vandfasen. Ved moderat iltsvind søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan også opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved bunddyr og fisk kan blive fanget i det iltfattige vand og dø. Hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen – viser, at havbunden er helt uden ilt. I den forbindelse kan der sammen med metanbobler (bundvending) frigives svovlbrinte, som er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder ikke bare fiskenes fødegrundlag, men også bunddyrenes opblanding af havbunden (bioturbation), der er vigtig for

at holde havbunden veliltet og dermed reducere den interne belastning med næringssalte. Afhængig af iltsvindets intensitet kan der gå op til mange år efter iltsvindets ophør, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

Fortid

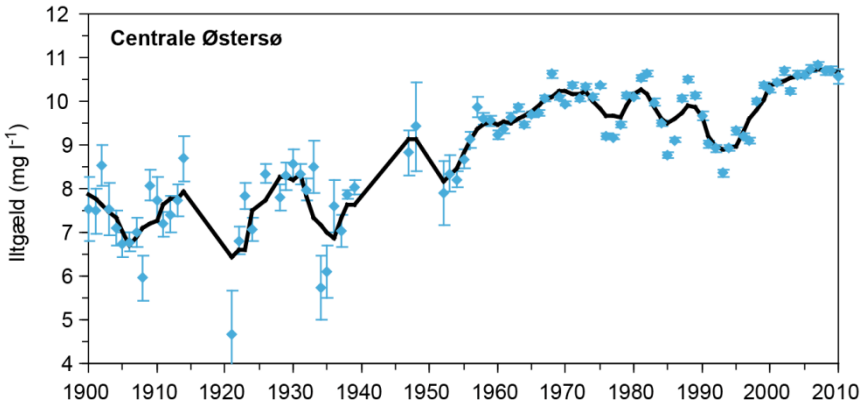
Iltsvind er for en væsentlig del styret af hydrografiske og klimatiske forhold. I visse havområder har der derfor også forekommet iltsvind – *naturligt iltsvind* – før eutrofieringen fik væsentlig og udbredt betydning. Det skete først efter 2. verdenskrig i forbindelse med intensiveringen af landbruget under anvendelse af kunstgødning. Eksempler på områder med naturligt forekommende iltsvind er 'Dybet' i Mariager Fjord og Bornholmerdybet. Men sandsynligvis har der også forekommet naturligt iltsvind i områder af Limfjorden samt Lillebælt og tilstødende fjordområder. Der er dog ikke mange data til at dokumentere iltsvind i disse områder langt tilbage i tiden. Formodningen om naturligt forekommende iltsvind må derfor baseres på de hydrografiske forhold i områderne kombineret med historiske observationer af fx lugten af svovlbrinte (lugter som råddent æg), som kan forekomme efter længerevarende kraftigt iltsvind. Desuden kan lagdeling af havbunden antyde perioder med iltsvind, fordi en tydelig lagdeling kun kan etableres un-



Figur 12.1. Udbredelse af iltsvindsområder i perioden 1910-1986 baseret på bundfaunaopgørelse. De mørke områder angiver 'naturlige' iltsvindsområder, mens de grønne områder angiver den forøgede udbredelse af iltsvind formodentlig som følge af eutrofiering (*Lillebæltssamarbejdet 1988*).

der iltfrie forhold uden forstyrrelser fra bioturberende bunddyr. Fra Lillebælt eksisterer der data, der om end indirekte dokumenterer et historisk iltsvind i form af opgørelser af mængden og artssammensætningen af bundfaunaen helt tilbage fra slutningen af 1800-tallet. Da bundfaunaen påvirkes betydeligt af gentagne iltsvind, har det for dette område været muligt at underbygge formodningen om, at der har været iltsvind i området langt tilbage i tiden, men også at størstedelen af området ikke har været væsentligt berørt af iltsvind (*figur 12.1*). En sammenligning med nyere bundfaunadata fra samme område har desuden indikeret, at iltsvindets udbredelse er øget markant i perioden med tiltagende eutrofiering. Desuden har et andet studie af bundfauna i Bælthavet og Kattegat indikeret markante påvirkninger fra iltsvind siden 1970'erne/1980'erne (*Karlson m.fl. 2002*).

Der eksisterer enkelte andre datasæt, som underbygger formodningen om, at iltforholdene var betydeligt bedre, før eutrofieringen fik generel indflydelse på havmiljøet fra 1950'erne. I den centrale Østersø har det således været muligt at etablere en lang tidsserie for iltforholdene (*HELCOM 2013*). I det nederste lag af vandsøjlen under lagdelingen blev beregnet en såkaldt iltgæld for perioden 1900-2012. Iltgæld er et udtryk for iltunderskuddet i vandsøjlen sammenlignet med en tilsvarende iltmættet vandsøjle. Iltgælden var væsentlig lavere i perioden 1900-1940 end i perioden 1950-2012, hvilket dokumenterer, at iltforholdene var bedre tilbage i tiden, og at iltgælden tog til i takt med eutrofieringen efter 1950 (*figur 12.2*). De foreløbige resultater for en lang tidsserier for iltindholdet i bundvandet i Lillebælt indikerer ligeledes, at iltkoncentrationen var markant højere i første halvdel af sidste århundrede end de seneste årtier (data ikke vist).



Figur 12.2. Langtidsudviklingen i iltgæld i den centrale Østersø (årsmiddel ± 95 % konfidensgrænser). Den optrukne linje angiver 5-års løbende gennemsnit. (figur (oversat til dansk) fra *HELCOM 2013*).

Nutid

Udvikling i iltkoncentrationer

I *figur 7.3B* (*kapitel 7*) er vist langtidsudviklingen for ilt i bundvandet i de åbne indre farvande for perioden 1966-2012. I denne periode var der en tydelig variation og en overordnet tendens til et faldende iltindhold, især hvis man ser bort fra de ekstremt nedbørsfattige år 1996 og 1997 med forbedrede iltforhold. Dette billede bekræftes i en mere regional betragtning af udviklingen i iltforholdene i bundvandet i den typiske iltsvindperiode fra juli til og med november, hvoraf det fremgår, at for langt de fleste områder er der for perioden med kontinuerlig overvågning sket en reduktion i iltkoncentrationen (*tabel 7.1*, *kapitel 7*).

Med henblik på at vurdere om tiltagene til begrænsning af belastningen med næringssalte har haft en effekt på iltforholdene, er det bedre at fokusere på

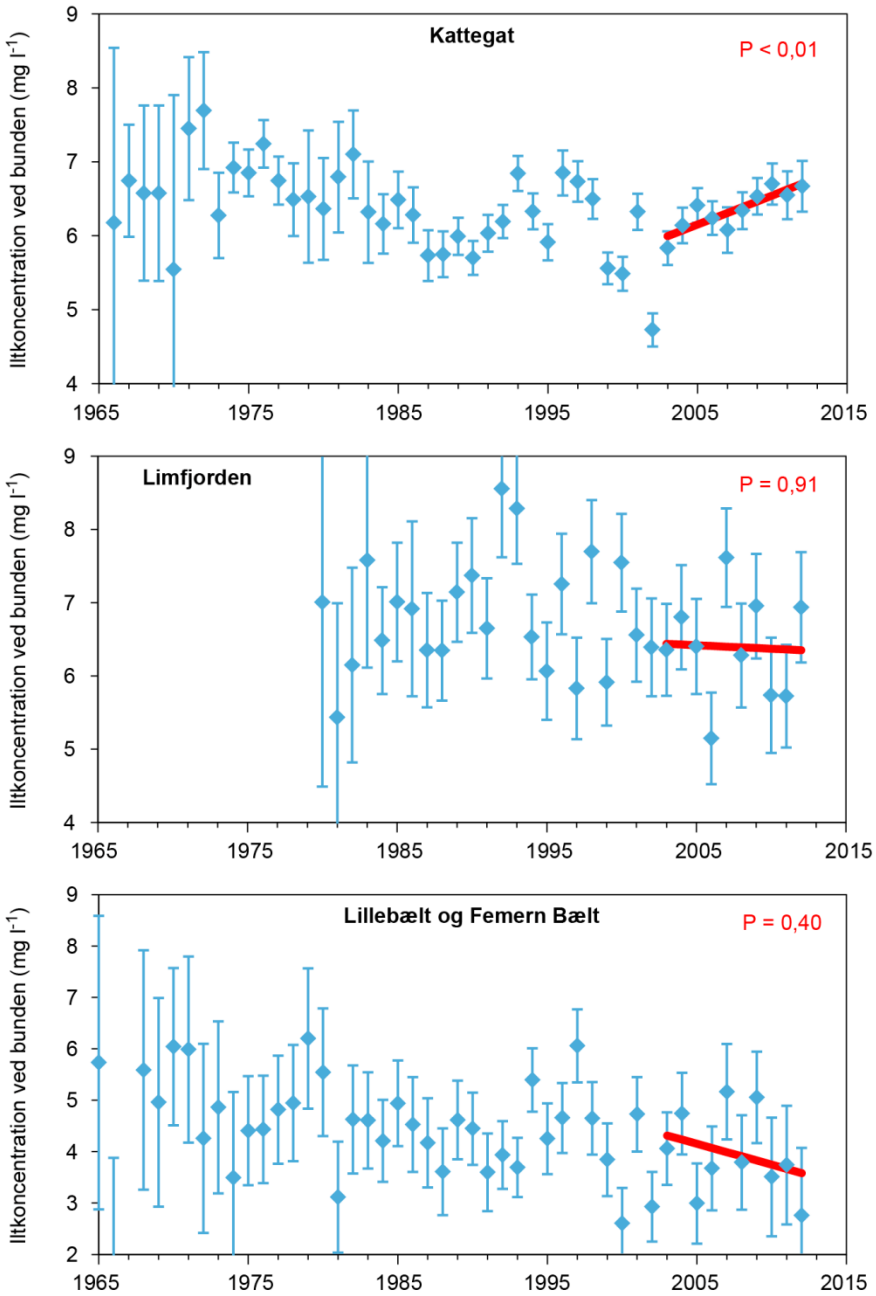
udviklingen de senere år end i hele overvågningsperioden. Dette skyldes, at det først er de seneste ca. 10 år, at tiltagene til reduktion af belastningen har resulteret i lavere koncentrationer af næringssalte i havmiljøet. Ligeledes betyder store regionale forskelle, at udviklingstendensen fremstår mere tydelig, hvis analysen laves for delområder. Dette er gjort i *tabel 12.1*, hvor der er anvendt den samme statistiske tilgang som i *tabel 7.1* men for de seneste 10 år (2003-2012).

Tabel 12.1. Lineære trendanalyser for middelkoncentration 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 fjord- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T$> 1 for åbne havstationer) for 10-årsperioden 2003-2012. Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Statistiske signifikante trends (P < 0,05) er markeret med gråtone. Ændringen i 10-års trenden i forhold til langtidstrenden (*tabel 7.1 kapitel 7*) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓(forringet). Hvis 10-års trenden er statistisk signifikant forskellig fra langtidstrenden, er det angivet med en stjerne (∗). For de områder, hvor navn er skrevet med kursiv, var langtidstrenden signifikant.

Område	Antal stationer	P-værdi	Trend	Ændring i forhold til langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,3367	0,019 mg l^{-1} $år^{-1}$	↔
Limfjorden	8	0,9357	0,003 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑
Østjyske fjorde	9	0,3778	0,020 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,0157	0,079 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑∗
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	11	0,1816	0,074 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑
Kattegat	18	< 0,0001	0,087 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑∗
Nordlige Bælthav og Storebælt	7	< 0,0001	0,189 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,3433	-0,050 mg l^{-1} $år^{-1}$	↓∗
Øresund	4	0,0068	0,065 mg l^{-1} $år^{-1}$	↑∗
Østersøen	8	0,2827	-0,037 mg l^{-1} $år^{-1}$	↔

Det fremgår, at der for de seneste 10 år er sket en positiv udvikling for iltforholdene i bundvandet i den typiske iltsvindsperiode juli-november bortset fra i Lillebælt/Femern Bælt og Østersøen. Denne udvikling er statistisk signifikant for halvdelen af de områder, som har haft en positiv udvikling. De områder, som har haft en negativ udvikling er de kendte 'problemområder', mens den statistisk signifikante fremgang overvejende er sket i de mere åbne farvande såsom Kattegat og det nordlige Bælthav/Storebælt. Der er således en klar tendens til, at den positive udvikling for iltforholdene i bundvandet som følge af den reducerede eutrofiering er mest markant i de mere åbne vandområder, hvor den potentielle næringssaltbegrænsning er relativ stor. Til gengæld går det noget langsommere med at få vendt udviklingen i de mere lukkede bassiner samt fjorde og andre kystnære områder. Udviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i hele overvågningsperioden er vist nedenfor for tre udvalgte områder med forskellig tendens for de seneste 10 år (*figur 12.3*).

Figur 12.3. Udvikling i årsmiddel for iltkoncentration i bundvandet i udvalgte områder (± 95 % konfidensgrænse). 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 indre farvande). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved empirisk modellering. Bemærk at intervallet på y-aksen i den nederste figur er lidt anderledes end i de to øverste. Trendlinjer for 2003-2012 er angivet ved rød linje sammen med P-værdi.



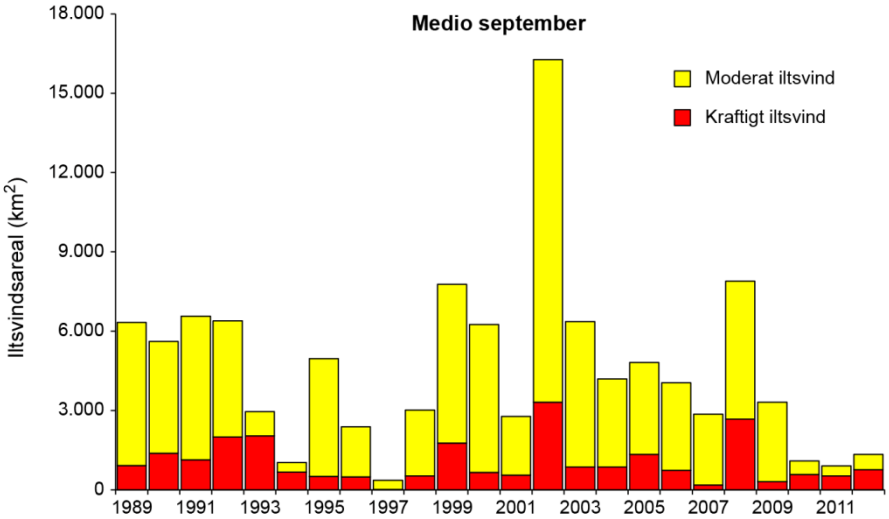
Udvikling i iltsvindsarealer

Størrelsen af det areal af den danske havbund, som rammes af iltsvind, varierer fra år til år, lige som det også er forskelligt, hvilke arealer som berøres, om end der er en række særligt sårbare områder, som udsættes for iltsvind hvert år (*figur 12.4*).

Beregningen af arealet for udbredelsen af iltsvind er baseret på overvågningsdata af iltindholdet på en lang række stationer (i Kattegat inddrages også svenske stationer). Med baggrund i iltprofilerne på stationerne beskrives fladeudbredelsen af iltsvindet med en model. Modelberegningerne er hvert år foretaget på grundlag af overvågningsdata fra medio september (typisk 13.-26.), da udbredelsen af iltsvind oftest er størst på det tidspunkt. Nogle få år har det dog været nødvendigt at udvide perioden med enkelte dage for at sikre data fra centrale stationer i Kattegat til arealberegningen.

Figur 12.4. Områder i de indre danske farvande, som rammes af iltsvind hvert år – baseret på kort over iltsvindets udbredelse i august og september for perioden 2004-2012. Rød angiver, at området typisk oplever kraftigt iltsvind, mens gul angiver, at iltsvindet overvejende optræder som moderat iltsvind.

Figur 12.5. Udviklingen i arealet af moderat iltsvind (2-4 mg l^{-1}) og kraftigt iltsvind (< 2 mg l^{-1}) medio september i de indre danske farvande. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2.



Arealudbredelsen af iltsvind i de indre danske farvande i september har varieret meget mellem årene i perioden 1989-2012, både hvad angår det samlede areal og arealet af moderat iltsvind og kraftigt iltsvind (*figur 12.5*).

I år med udbredt iltsvind har det berørte areal typisk udgjort 5.000-8.000 km^2. Dette mønster blev dog brudt i 2002, hvor der opstod det hidtil værst registrerede iltsvind i dansk farvand med et samlet iltsvindsareal på godt 16.000 km^2 (svarende til ca. 40 % af Danmarks landareal), hvoraf 20 % var ramt af kraftigt iltsvind (svarende til et areal lidt større end Fyn). Iltsvindet udgjorde en økologisk katastrofe for havmiljøet, bl.a. er det anslået, at der døde bundfauna med en samlet biomasse svarende til vægten af den danske befolkning (*Hansen m.fl. 2003*, *Conley m.fl. 2007*). De særlige forhold, der udløste det voldsomme iltsvind i 2002, var en kombination af en stor tilførsel af næringssalte fra land grundet megen nedbør og stagnerende bundvand grundet relativ lidt vind i iltsvindsperioden samt en relativ høj bundvandstemperatur (se *kapitel 2* og *3*).

Der har også været år med en meget begrænset arealmæssig udbredelse af iltsvind. I perioden før det voldsomme iltsvind i 2002 omhandler det især 1994 og 1997.

I 1994 blev der registreret en meget stor udskiftning af bundvandet i Kattegat, som følge af en usædvanlig stor tilførsel af relativt køligt og veliltet vand fra Nordsøen (*Conley m.fl. 2007*). Det var formodentlig en stor del af forklaringen på det arealmæssigt meget begrænsede iltsvind dette år. Betydningen af denne vandudskiftning underbygges af den begrænsede udbredelse af iltsvindet til trods for en rekordstor ferskvandsafstrømning fra land og dermed meget stor tilførsel af næringssalte (se *kapitel 3*). Denne fortolkning stemmer også overens med, at iltsvindet i 1994 var ganske betydeligt i fjorde og kystnære områder, mens det som omtalt var yderst begrænset i de åbne indre farvande. I 1993 var der også en forholdsvis stor indstrømning af iltrigt bundvand fra Skagerrak/Nordsøen, som bl.a. blev registreret som usædvanlig høje iltkoncentrationer i bundvandet i den typiske iltsvindsperiode (*Dahl m.fl. 2005*). Dette er sammen med relativt blæsende vejr i iltsvindsperioden forklaringen på, at iltsvindet var markant mindre i 1993 end i de forudgående år. På den måde fulgte 1994 i forlængelse af et år, hvor forbedrede iltforhold styrkede havbundes bufferkapacitet (mere iltet havbund) og derfor medvirkede til, at udbredelsen af iltsvindet i de åbne indre farvande i 1994 blev endnu mere begrænset end i 1993.

I 1997 var der en usædvanlig lav ferskvandsafstrømning fra land og dermed en meget beskeden tilførsel af næringssalte (se *kapitel 3*). Dette forklarer, sammen med en episode med kraftig vind i starten af september, hvorfor der var usædvanlig lidt iltsvind til trods for, at temperaturen i bundvandet var markant højere end de forudgående fire år. I 1996 var der også en usædvanlig lav ferskvandsafstrømning og tilførsel af næringssalte, og 1996 er da også kendetegnet ved en iltsvindsudbredelse, som var relativt begrænset og markant mindre end året før. 1997 kom lige som 1994 i forlængelse af et år med forbedrede iltforhold, hvilket har styrket havbundens bufferkapacitet mod iltsvind og medvirket til, at der på det nærmeste ikke blev registreret iltsvind midt i de åbne indre farvande medio september 1997.

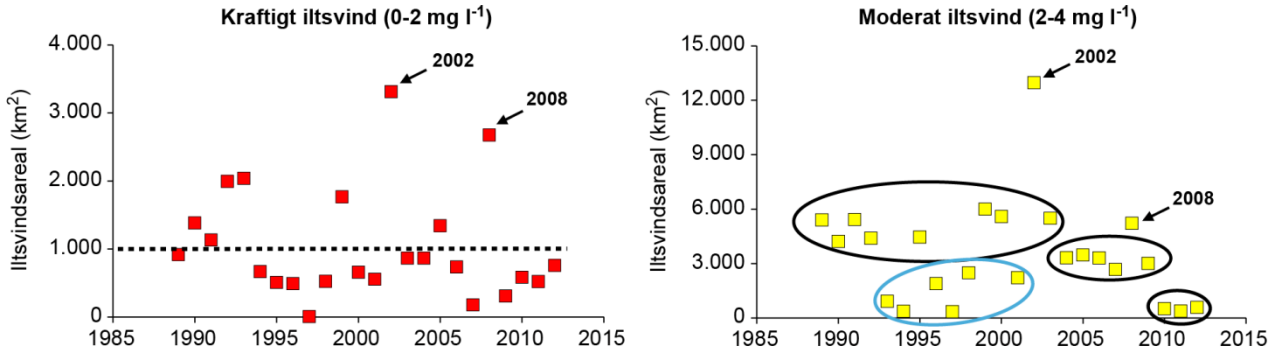
Perioden 2010-2012 skiller sig ud ved en relativ lille udbredelse af iltsvind sammenlignet med de forudgående år (*figur 12.5*). Det til trods for, at de forskellige klimatiske parametre (sommervind, temperatur og afstrømning) ligger på et middelniveau (*kapitel 2* og *5*). Dette kunne indikere, at der er sket en form for strukturskifte i systemet. Et skifte i retning mod en reetablering af systemets bufferkapacitet som følge af en årrække efter 2002 med gradvis aftagende iltsvind (undtagen 2008 – høj bundvandstemperatur og relativ lav

middelvind i sommerperioden). *Conley m.fl. 2007* omtaler et 'modsat' strukturskifte i overgangen fra 1985 til 1986, hvor der er indikationer på en markant reduktion i bufferkapaciteten.

Udviklingen i den arealmæssige udbredelse af iltsvind fremgår tydeligere, hvis man opdeler arealet i moderat og kraftigt iltsvind (*figur 12.6*).

For kraftigt iltsvind var der ikke noget tydeligt mønster i udviklingen for perioden 1989-2012. Dog er det tydeligt, at der i perioden efter 1993 har været relativt færre år, hvor arealet påvirket af kraftigt iltsvind oversteg 1.000 km². Dette hænger formodentlig sammen med de før omtalte år 1993 og 1994 med stor udskiftning af bundvandet i Kattegat, samt at den efterfølgende periode er karakteriseret ved en aftagende belastning med næringssalte (se *kapitel 3*). Årene 2002 og 2008 skiller sig ud med særligt store arealer ramt af kraftigt iltsvind. Som tidligere omtalt var der i 2002 ekstremt iltsvind grundet en uheldig kombination af stor afstrømning fra land, generelt svage vinde i iltsvindsperioden og høj bundvandstemperatur. De klimatiske forhold i 2008 var ikke lige så problematiske, men dog kendetegnet ved et sammenfald af høj bundvandstemperatur og relativ lav middelvind i sommerperioden (se *kapitel 2*), hvilket stimulerer udviklingen af iltsvind.

For moderat iltsvind kan den tidsmæssige udvikling opdeles i tre på hinanden følgende perioder (sorte cirkler i *figur 12.6*), hvor iltsvindet udbredelse var signikant større i den første end i den anden periode, som igen var signikant større end den tredje periode (2002 og 2008 afviger dog fra dette mønster – se forklaring ovenfor). Ovenstående betragtning fordrer imidlertid, at der ses bort fra de år, som er indeholdt i den blå cirkel. Størstedelen af disse år er karakteriseret ved meget specielle klimatiske forhold og omfatter før omtalte år 1993, 1994, 1996, 1997. Så udviklingen angivet ved dataene indeholdt i de sorte cirkler er udtryk for en form for grov klimakorrigering, som indikerer, at der er sket en ændring, som er påvirket af mere end blot klimatiske forhold. Et oplagt bud på en supplerende forklaringsparameter er den mindskede belastning med næringssalte og afledte faldende næringssaltskoncentrationer fra midten af 1990'erne. I 2010-2012 var udbredelsen af moderat iltsvind markant lavere end i de to andre perioder, og der var en relativ lille udbredelse af kraftigt iltsvind. Det kan ikke kun forklares ved gunstige klimatiske forhold og indikerer derfor en ændring i systemets respons formodentlig som følge af en øget bufferkapacitet mod iltsvind, som især har betydning for udbredelsen af moderat iltsvind.

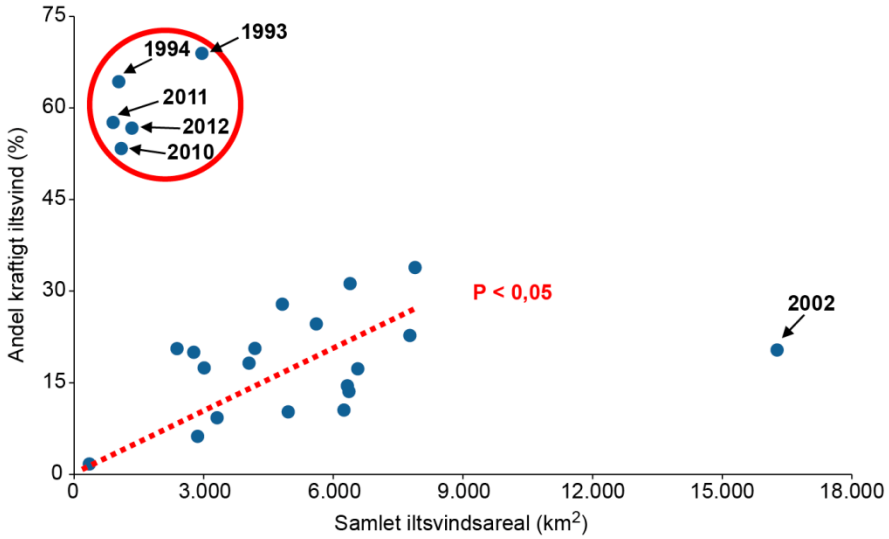


Figur 12.6. Udviklingen i arealet af kraftigt iltsvind (0-2 mg l^{-1}) og moderat iltsvind (2-4 mg l^{-1}) medio september med angivelse af grupperinger og 'outliers' (se tekst).

Figur 12.7 viser som generel tendens, at når det samlede iltsvindsareal stiger, øges den andel, som rammes af kraftigt iltsvind, proportionelt. Det hænger sammen med, at en stor arealmæssig udbredelse af iltsvind opbygges over en lang periode, hvilket fremmer udviklingen af kraftigt iltsvind.

Som det fremgår af figuren, gælder denne sammenhæng dog ikke for alle år. I 2002 var udbredelsen af iltsvind meget større end alle tidligere registrerede år. Det betyder, at en del arealer, som normalt ikke berøres af iltsvind, har været ramt. Disse arealer må formodes at have haft en relativ stor bufferkapacitet mod iltsvind, og på en stor del af disse arealer har iltsvindet derfor ikke udviklet sig til mere end moderat iltsvind, hvilket forklarer den lave andel af kraftigt iltsvind. Årene 1993, 1994, 2010, 2011, og 2012 afviger fra den generelle tendens ved, at en stor andel af iltsvindsarealet udgøres af kraftigt iltsvind. Som tidligere omtalt var både 1993 og 1994 kendetegnet ved en stor indstrømning af iltrigt bundvand i Kattegat, hvilket formodentlig har bevirket, at iltsvindet i de åbne indre farvande var begrænset til de mest sårbare områder, hvor der relativt let udvikles kraftigt iltsvind. Det er interessant, at der ikke også skete noget tilsvarende i 1996 og 1997, der lige som 1993 og 1994 er karakteriseret ved en relativ lille udbredelse af iltsvind. Men i 1996 og 1997 var baggrunden en meget lav belastning med næringssalte, som tilsyneladende mere ligeligt reducerede udbredelsen af både kraftigt og moderat iltsvind.

Iltsvindet i 2010-2012 var kendetegnet ved overvejende at berøre de såkaldte sårbare områder (*figur 12.3*), hvor de hydrografiske forhold befordrer iltsvind. I disse områder, som omfatter de naturlige iltsvindsområder (fx *figur 12.1*), er der en øget risiko for, at moderat iltsvind udvikler sig til kraftigt iltsvind.



Figur 12.7. Andel af kraftigt iltsvind (0-2 mg l^{-1}) i forhold til det samlede iltsvindsareal (0-4 mg l^{-1}) medio september i de indre danske farvande. Den røde cirkel indrammer år, som falder uden for sammenhængen for de øvrige år (stiplet røde linje, P < 0,05).

Metodiske overvejelser

Modelberegningen er påvirkelig af både antal og geografisk fordeling af stationer, da det er af afgørende betydning for beregningens validitet, at en række nøglestationer indgår. Antallet af stationer bag beregningerne af iltsvindets arealudbredelse de enkelte år har varieret mellem 135 og 242. Der var ikke nogen statistisk signifikant kobling mellem antallet af stationer og iltsvindets udbredelse eller andelen af kraftigt iltsvind (data ikke vist). Det skyldes formodentlig, at en række nøglestationer har været gennemgående alle årene, og at det beregnede iltsvind det enkelte år derfor i højere grad er styret af de

klimatiske forhold end af antallet af stationer bag beregningen. Beregningen er således rimelig robust i forhold til en opgørelse af det samlede iltvindsareal, mens en mere lokal beskrivelse af iltsvindets udbredelse kræver, at der er tilstrækkeligt med overvågningsstationer i lokalområdet, og at den anvendte model er justeret i forhold til det mindre geografiske område.

Fra 2009 til 2010 var der en reduktion i stationsantallet på knap 20 %. For at teste om ændringen i sammensætningen af stationsnettet fra 2009 til 2010 kunne være en forklarende parameter for den markante reduktion i den beregnede udbredelse af iltsvindet fra 2009 til 2010, blev beregningerne gentaget for de to år baseret på et reduceret stationsnet, som kun omfattede de stationer, som indgik i stationsnettet begge år (144 stationer). Det nye beregningsgrundlag gav nogle ændrede iltsvindsarealer (ca. 10 % mindre), men der var stadig et markant fald i iltsvindets udbredelse fra 2009 til 2010.

Selv om datamaterialet er robust i forhold til beskrivelsen af de overordnede tendenser, så er det rent statistisk problematisk, at der så ofte er ændret i antallet og den geografiske fordeling af iltsvindsstationerne. Disse forskydninger betyder, at datagrundlaget forringes, og dermed at sammenligneligheden mellem årene mindskes. Konsekvensen er, at der er behov for data for en længere årrække, før en udviklingstendens kan bekræftes statistisk, og årsagerne dertil udredes. Ud fra et statistisk synspunkt bør antallet og den geografiske fordeling af stationer derfor så vidt muligt fastholdes. Især er det vigtigt at undgå at reducere antallet af stationer, da det øger usikkerheden på estimaterne af iltsvindsarealerne samt påvirker anvendeligheden af allerede indsamlede data.

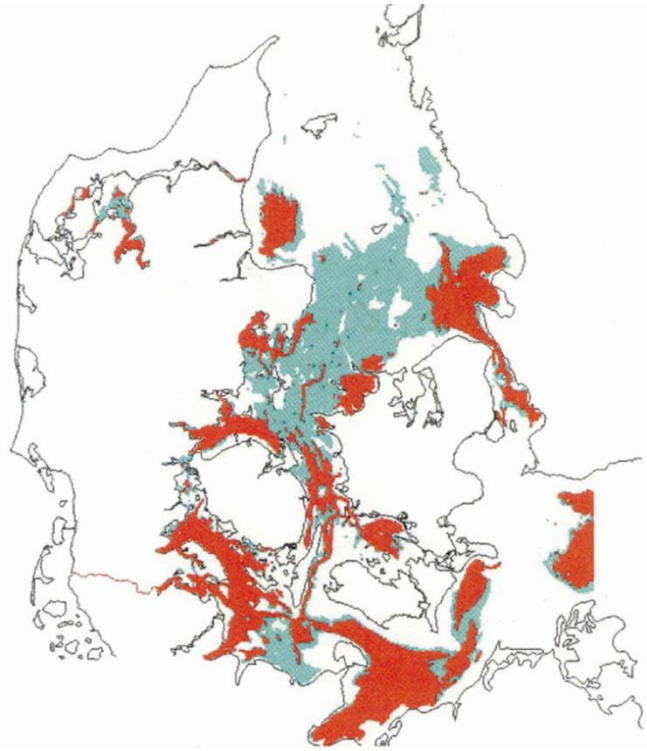
Fremtid

Der er som beskrevet indikationer på, at iltsvindssituationen i de danske farvande er under bedring grundet en kombination af 1) de senere års reducerede næringssaltbelastning, 2) de senere års gunstige klimatiske forhold (pænt med vind i iltsvindsperioden og ikke for høje bundvandstemperaturer) og 3) afledt heraf en tilsyneladende igangværende reetablering af havbundens bufferkapacitet mod iltsvind,. Denne udvikling er selvforstærkende, idet en forbedring af havbundens bufferkapacitet gør den mere robust i forhold til at begrænse udviklingen af iltsvind. De danske farvande er dog forsat eutrofierede i en grad, så de er sårbare over for ugunstige klimatiske forhold (lidt vind og høje temperaturer). Uheldige klimatiske forhold vil derfor formodentlig stadig kunne udløse iltsvind af et omfang, som kan have meget store konsekvenser for det danske havmiljø.

Ud over eutrofieringen spiller også klimaforandringerne en væsentlig rolle for, hvordan iltsvind kan udvikle sig i fremtiden. En vigtig parameter i forbindelse med klimaforandringer er temperaturen. Temperaturen i de danske farvande er i løbet af de sidste 40 år steget ca. 1 °C (*kapitel 2*). Stigende temperatur bevirker, at ilts opløselighed i vand mindskes, hvilket stimulerer iltsvind. Desuden betyder stigende temperatur, at iltforbruget stiger mere end iltproduktionen, hvilket ligeledes øger risikoen for iltsvind (*Harris m.fl. 2006*). Effekten af den reducerede opløselighed af ilt og øgede respiration ved højere temperatur (3-4 °C) på iltsvind i danske farvande er blevet undersøgt i flere studier (*figur 12.8*; *Ærtebjerg m.fl. 2007*, *Conley m.fl. 2009*, *Dahl & Josefson 2009*, *Bendtsen & Hansen 2013*). Hovedkonklusionen er, at iltsvindsforholdene forværres ved øget temperatur, og at det vil kræve en markant reduktion af næringssaltsbelastningen at modvirke dette. Resultaterne fra et ph.d.-projekt indikerer i overensstemmelse hermed, at de hidtidige klima-

forandringer har haft en negativ effekt på iltforholdene i de indre danske farvande, som har modvirket den positive effekt af den reducerede næringssaltbelastning (*Jonasson 2012*).

Klimaforandringerne forventes også at føre til mere nedbør om vinteren og flere ekstreme nedbørshændelser, hvilket vil bevirke en øget afstrømning og dermed næringssaltbelastning fra land og dermed modvirke effekten af tiltagene til reduktion af næringssaltsbelastningen – igen et forhold som vil stimulere iltsvind. Forventningerne om mere ekstremt vejr omfatter også flere kraftige vindhændelser, som vil skabe omrøring i vandmasserne og føre iltrigt overfladevand ned til bundlaget og dermed modvirke iltsvind. Desuden kan klimaforandringerne påvirke havstrømmene, hvilket kan få stor indflydelse på iltsvindssituationen.



Figur 12.8. Modelleret udbredelse af iltsvind i 2002 (rød) og ved 4 °C højere vandtemperatur (rød + turkis) men i øvrigt uændrede klimatiske betingelser (*Ærtebjerg m.fl. 2007*).

Det er således vanskeligt at forudsige på hvilken måde, klimaforandringer vil påvirke iltsvind og med hvilken tidshorisont, da klimaforandringer ikke har en entydig indvirkning på iltsvind, og der forsat er stor usikkerhed om, hvordan klimaforandringerne vil udvikle sig fremover (*Conley m.fl. 2009*). Men status for de seneste år giver positive forhåbninger for en generel bedring af iltsvindsforholdene i de danske farvande, som dog forsat er afhængig af udviklingen i tilførslen af næringssalte og klimaforandringerne.

Sammenfatning

- Der er indikationer på, at en række områder altid har oplevet iltsvind, men også at udbredelsen, hyppigheden og styrken af iltsvind er øget i tilknytning til den tiltagende eutrofiering.
- Der er stor geografisk variation i udviklingen i iltforholdene, men i de fleste områder er iltkoncentrationen i bundvandet forbedret i løbet af de sidste 10 år.
- Udbredelsen af iltsvind var markant mindre i perioden 2010-2012 end tidligere i overvågningsperioden.
- Der er indikationer på, at havbundens bufferkapacitet mod udvikling af iltsvind er forbedret de seneste år.

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. Desuden er de danske farvande generelt lavvandede og påvirkes derfor lettere af tilførsler end dybe havområder med stort vandvolumen.

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. 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 2012 samt af udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I og diskuterer årsagerne til den nuværende miljø- og naturtilstand.

Klimatiske forhold

Året 2012 var lidt varmere end gennemsnittet for normalperioden 1961-1990, og marts var meget varmere end normalt. Men året var relativ koldt sammenlignet med perioden siden 2001, således var fire af årets måneder koldere end normalen.

Vindmæssigt lignede 2012 meget et normalår domineret af vinde fra sydvest bortset fra årets tre første måneder, hvor vinden altovervejende kom fra vest. 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'er. Indstrålingen i 2012 var gennemsnitlig for året som helhed, dog kendetegnet ved en solrig vinter/forår og en sommer med en indstråling under normalen i en regnfuld juni, men over normalen i juli og august.

Temperaturen i både overfladevand og bundvand var ved årets start påvirket af de relativt lave temperaturer i 2011. Temperaturen i overfladevandet fulgte i store træk forløbet i lufttemperaturen. Temperaturen i både overfladevand og bundvand lå generelt omkring normalen. I overfladevandet steg temperaturen til markant over normalen i marts og faldt til under normalen i december, mens udsvingene i bundvandets temperatur var mere beherskede. Årsmidlen for 2012 i fjorde og kystnære områder var 0,3 ^{o}C over normalen, og overflade- og bundvandet i de åbne farvande var 0,6-0,7 ^{o}C over normalen. Trendanalyser viser, at havtemperaturen i de danske farvande er steget ca. 1 ^{o}C i løbet af de sidste 40 år.

Tilførsler og koncentrationer af næringssalte

Den landbaserede tilførsel af fosfor og kvælstof var i 2012 på henholdsvis 2.600 og 59.600 tons. Tilførslen af næringssalte fra land til havet afhænger af ferskvandstilførslen, som varierer meget fra år til år. Ferskvandstilførslen i 2012 var 9 % højere end gennemsnittet for perioden 1990-2011. 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 56 %, når der korrigeres for variationen i afstrømningen.

Den totale atmosfæriske deposition af kvælstof til de danske farvande i 2012 var på 81.000 tons, hvilket er på niveau med 2011 og højere end i 2010. Variationen i depositionen afhænger ud over emissionen af de meteorologiske forhold herunder ikke mindst nedbørsforholdene. Den atmosfæriske kvælstofdeposition til de danske farvande er af samme størrelsesorden som kvælstofbelastningen fra land. Den danske andel af den atmosfæriske kvælstofdeposition er vurderet til ca. 13 %. Den totale kvælstofdeposition var i 2012 reduceret ca. 34 % i forhold til 1989.

I 2012 blev kvælstof i højere grad tilført de danske farvande via den atmosfæriske deposition end via afstrømningen fra land. I de åbne farvande er den atmosfæriske deposition og tilførslen fra tilgrænsende havområder således de største kilder til kvælstof, mens kvælstof i de kystnære områder overvejende stammer fra afstrømningen fra land.

Månedsmidlerne for kvælstofkoncentrationerne i fjorde/kystnære områder og de åbne farvande var generelt meget lave i 2012 og lå væsentlig under langtidsmidlerne (1989-2011). TN-månedsmidlerne for fjorde/kystnære områder var tæt på minimale gennem hele året og de hidtil lavest registrerede siden 1989 i halvdelen af årets måneder (februar, marts, april, juni, juli og august). Et næsten tilsvarende mønster var gældende for de åbne farvande, hvor der var rekordlave TN-koncentrationer i april, juni, juli og august.

Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var også lave i årets første otte måneder i 2012 sammenholdt med langtidsmidlerne, og TP-koncentrationerne var rekordlave i maj, juni og juli. I de åbne farvande var fosforkoncentrationerne mere på niveau med langtidsmidlerne. Efter forårsopblomstringen lå niveauet for DIP dog over og niveauet for organisk P under langtidsmidlen, hvilket indikerer, at P-optaget i planteplankton var begrænset af de meget lave koncentrationer af kvælstof.

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne er faldet markant siden 1989, hvilket er en positiv effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationsniveauet har dog været stagnerende for DIN siden 2002 og generelt for fosfor siden 1997. Årsmidlen for TN og organisk N i 2012 var både for fjorde/kystnære områder og de åbne farvande på det laveste niveau siden 1989, mens årsmidlen for TP svarede til niveauet for de senere år.

Planteplankton, dyreplankton og sigtdybde

Klorofylkoncentrationerne i 2012 var lavere end langtidsmidlerne (1989-2011) undtagen i november og december. Årsmidlen for klorofyl i 2012 var den hidtil laveste registrerede siden 1989 både i fjorde/kystnære områder og de åbne farvande. Årsmidlen for klorofyl er faldet signifikant siden 1989 for fjorde og kystnære områder, mens dette ikke er tilfældet for de åbne indre farvande. I de åbne indre farvande har der faktisk været en signifikant stigning i årsmidlen for perioden 2000-2011, en udvikling som blev brudt af den lave værdi i 2012.

Sigtdybden i 2012 var højere end langtidsmidlen for alle måneder undtagen januar, oktober og december for fjorde og kystnære områder og januar og december for de åbne farvande. Sigtdybden for fjorde og kystnære områder var den højest registrerede siden 1989 for fjorde og kystnære områder og en af de højeste for de åbne indre farvande. Sigtdybden i de åbne indre farvande steg signifikant i perioden 1989-2005, mens den var aftagende for perioden 2006-2011 – en udvikling som blev brudt af den høje værdi i 2012. For fjorde og kystnære områder var der ikke nogen tidslig udvikling i sigtdybden.

Sæsonvariationen i primærproduktionen i 2012 fulgte langtidsmidlen (1998-2011) for fjorde og kystnære områder, og lå under langtidsmidlen en stor del af året for de åbne indre farvande. Årsmidlen var lavere end gennemsnittet for 1998-2011 for fjorde og kystnære områder og den hidtil laveste siden 1998 for de åbne indre farvande.

Der er flere indikationer på, at der i årets start har været en stor indstrømning af næringsfattig vand fra Nordsøen, hvilket formodentlig har bidraget til de usædvanlig høje værdier for sigtdybde samt lave værdier for klorofyl og primærproduktion i 2012.

Der blev ikke rapporteret forekomster af toksiske eller på anden måde skadelige arter af planteplankton i nævneværdigt omfang i 2012.

Iltsvind

Iltforholdene var overordnet set relativt gode i 2012, som følge af at tiltagende iltsvind blev bremset af periodevis blæsevejr og dermed fornyet tilførsel af ilt til bundvandet. De i 2012 særlig berørte områder, hvad angår varighed og intensitet af iltsvind, var det sydlige Lillebælt inklusiv fjorde/bugte og Det Sydfynske Øhav. 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 og fiskedød. Det samlede iltsvindsareal i september var på niveau med 2011 og 2010, men betydeligt lavere end i den forudgående årrække. Der er indikationer på, at havbundens bufferkapacitet mod udvikling af iltsvind er forbedret de seneste år.

Bundvegetation og bunddyr

Ålegræssets tilstand overvåges ved en årlig registrering af dybdeudbredelsen og dækningsgraden på udvalgte transekter. Ålegræssets dybdeudbredelse har ikke udvist nogen signifikant udviklingstendens siden 1989 langs de åbne kyster eller i yderfjordene, mens dybdeudbredelsen generelt er reduceret i inderfjordene og Limfjorden. Gennem de seneste år er der dog observeret en øget dybdeudbredelse i en række fjorde, som er forstærket i 2012. For ålegræssets dækningsgrad gælder, at der siden 1989 har været en tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Men også for dækningsgraden er der de seneste år konstateret en forbedring i Limfjorden og i mindre grad i de øvrige fjorde. Reduktionen i tilførsel af næringssalte har altså endnu ikke markant forbedret ålegræssets udbredelse i de danske farvande, selv om der er tegn på, at udviklingen inden for nogle områder langsomt går i den rigtige retning.

Makroalgernes dækningsgrad på de i 2012 undersøgte stenrev var generelt god og markant bedre end i 2011, hvilket formodentlig til dels hænger sammen med den forøgede sigtdybde i 2012. Græsning forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem for vegetationen på flere stenrev i danske farvande. For makroalgerne i inderfjorde, yderfjorde, kystområder og på stenrev er den gennemsnitlige dækningsgrad steget signifikant siden 1990, mens udviklingen i Limfjorden har været negativ.

I 2012 blev der indsamlet blødbundsfauna på en række overvejende habitatstationer. Der var en tendens til, at diversiteten på stationerne steg med breddegraden fra Østersøen i syd til Skagerrak/Nordsøen i nord. Desuden var diversiteten generelt højere i habitatdirektivområder end i vandrammedirektivområder.

I 2012 blev den første overvågning af hårdbundsfauna i kystnære områder foretaget. Limfjordslokaliteterne skilte sig ud fra de andre lokaliteter i undersøgelsen. I særdelshed var der mange arter af søpunge med store dækninger. Endvidere registreredes tre af fire invasive eller introducerede arter kun der. De øvrige lokaliteter viste i det store og hele ret gradvise overgange i sammensætningen af bundfaunaen.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2012 overvejende 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 en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den ynglede 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 2012 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 2012 blev den totale bestand af marsvin i de indre danske farvande estimeret til ca. 18.500 dyr. Desuden blev der registreret marsvin i Skagerrak, den sydlige Nordsø og Vadehavet.

Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter

Niveauerne for tungmetaller i muslinger (blåmusling og sandmusling) lå generelt lidt højere i 2012 end i 2011. Indholdet af kviksølv var over EU's miljøkvalitetskrav for biota i ca. 60 % af prøverne, og indholdet af sølv i sandmuslingerne i Ringkøbing Fjord overskred grænsen for god miljøtilstand. For de andre tungmetaller var niveauet i muslinger som oftest på et lavt niveau svarende til god miljøtilstand, og ingen metaller blev målt i koncentrationer over EU's fødevarekriterier bortset fra bly i en enkelt prøve. Koncentrationen af tungmetaller i fisk (skrubbe og ålekvabbe) var lige som for muslinger under EU's fødevarekriterier, men indholdet af kviksølv lå dog over EU's miljøkvalitetskrav i alle prøverne.

Betydningen af niveauerne af de organiske miljøfarlige stoffer i muslinger for miljøtilstanden er vurderet i forhold til forskellige internationale vurderingskriterier. Ingen tjærestoffer (PAH'er) blev målt i koncentrationer over vurderingskriterierne for muslinger. Derimod var indholdet af det forbudte antibegroningsmiddel i skibsmalinger tributyltin (TBT) over vurderingskriteriet i ca. 60 % af prøverne, hvilket dog er en markant forbedring sammenlignet med de meget høje niveauer for 10 år siden – men niveauet i 2012 var forsat så højt, at negative effekter ikke kan udelukkes. Indholdet af de forbudte organoklorforbindelser (PCB'er) og klorerede pesticider (herunder DDT) var så lavt i muslinger, at undersøgelserne af disse stoffer i stedet fokuseres på fisk (skrubbe og ålekvabbe). Indholdet af nogle af de mere toksiske PCB-forbindelser var over vurderingskriteriet i en stor del af fiskeprøverne, mens niveauet for TBT (i ålekvabbe) lå under vurderingskriteriet bortset fra i Aarhus Bugt.

For sedimenter var den overordnede miljøvurdering af koncentrationsniveauerne af tungmetaller og miljøfarlige organiske stoffer i store træk som for biota. Indholdet af kviksølv, cadmium og bly i sediment (normaliseret) forekom i koncentrationer over niveauet for de anvendte vurderingskriterier,

hvilket også i enkelte tilfælde gjaldt for PAH og TBT – og negative effekter i økosystemet kan derfor ikke udelukkes. Overordnet er der dog en tendens til, at det normaliserede indhold af miljøfarlige stoffer i sedimenter er faldende sammenholdt med tidligere år.

I overvågningsprogrammet blev der i 2012 også undersøgt for biologiske effekter af miljøfarlige stoffer i blåmuslinger og ålekvabber. I blåmuslinger fra næsten alle undersøgte områder var der lav lysosomal membranstabilitet, hvilket tyder på celleskader grundet påvirkning fra miljøfarlige stoffer. I en lang række fjorde og kystnære områder indikerede misdannelse i yngel og forhøjede niveauer af afgiftningsenzymer og PAH-metabolitter hos voksne individer af ålekvabber påvirkning fra miljøfarlige stoffer. Undersøgelser i 2011 viste også, at TBT-inducerede hormonforstyrrelser i havsnegle stadig er et miljøproblem i det danske havmiljø, men at graden af hormonforstyrrelser dog er aftaget markant de senere år, hvilket stemmer overens med observationen af faldende TBT-indhold i muslinger.

Diskussion

De mest iøjnefaldende ændringer i miljøforholdene i 2012 sammenlignet med 2011 var de høje værdier for sigtdybde, de lave værdier for klorofyl og primærproduktion samt den markante forbedring af dybdeudbredelsen af makroalgerne på de undersøgte stenrev. Disse ændringer var formodentlig i en vis udstrækning relateret til en stor indstrømning af bundvand fra Nordsøen i årets første måneder. Næringssaltkoncentrationerne i de indre danske farvande var lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, og for nogle af parametrene de hidtil laveste siden 1989. Der er således indikationer på en begyndende positiv udvikling. Men det overordnede billede er forsat, at miljøforholdene ikke er forbedret markant trods den mindskede belastning med næringssalte.

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 sigtdybden, iltsvind og ålegræssets udbredelse. Dette er endnu ikke sket generelt, selv om der i 2012 var en tendens i den retning. Årsagen til den manglende/forsinkede respons på de lave koncentrationer af næringssalte er uklar og kan ikke udredes udelukkende på baggrund af overvågningsdata, da det kræver mere detaljerede undersøgelser. Miljøtilstanden bestemmes af et kompleks samspil af faktorer, hvor næringssalte kun er en af dem. Intensivt fiskeri kan fx påvirke størrelsesfordelingen og dominansen af fiskearter og dermed sammensætningen af planktonalger, lige som den fysiske forstyrrelse af havbunden ved trawlfiskeri påvirker havbundens struktur og funktion.

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

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

Iltsvindssituationen i 2012 var for tredje år i træk markant bedre end i overvågningsperioden før 2010. Det skyldes delvist den mindskede belastning med næringssalte men primært, at der var relativ vindrige forhold i den typiske iltsvindperiode. Der er indikationer på, at havbunden er blevet mere robust over for iltsvind, hvilket mindsker risikoen for udvikling af udbredte og kraftige iltsvind med store økologiske konsekvenser. Systemet er dog stadig sårbart, og uheldige klimatiske betingelser kan forsat udløse markante iltsvind. Desuden er temperaturen steget ca. 1 °C over de sidste 40 år og forventes at stige yderligere i årene fremover, hvilket stimulerer udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor også få afgørende indflydelse på ikke bare iltsvind men miljøtilstanden mere generelt.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store og mangeartede, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne én af påvirkningerne, fx eutrofiering. Nyere forskning viser desuden, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til en oprindelig tilstand, men måske finde en ny balance. Endvidere vil økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, ofte have en tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er således en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt umuliggøre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøforvaltning.

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 (NH_3) – 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 (NH_4+) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gassen ammoniak, NH_3.

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

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

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

assessment – engelsk for 'vurdering'.

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

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

B

BAC – Background Assessment Criteria - baggrundsvurderingskriterium. OSPAR værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenet område eller sedimentsøjler dateret til præindustrialiseret 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 statiske 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 malariamyg i troperne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

denitrifikation – at omdanne eller reducere nitrat (NO_3^-) til luftformig kvælstof (N_2).

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 – oprindelig navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plasticholdige 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. Økotoksikologisk vurderingskriterium som bruges af OSPAR til vurdering af risikoen for graden af forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres koncentration i miljøet.

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

emission – udslip til luft.

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

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

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

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

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

F

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

farvandsområder – se farvande.

fauna – dyr.

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

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

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

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

fosfat (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 kønskarakterer som penis og sædleder i tillæg til hunnens normale kønskarakterer. 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 kønskarakterer (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 næringsstoftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

lipid – se fedt.

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

M

makroalger – store alger, tang.

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

matrice – noget der analyseres i typisk sediment, blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen kan enten være 'frisk', dvs. inklusive det naturlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved fjernelse af vandet ved tørring i ovn eller frysetørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på indholdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for sediment.

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

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

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

µg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.

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

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

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

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

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

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

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

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 kulilter. 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 – polycycliske aromatiske hydrocarboner er tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og oliespild.

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

P – se fosfor.

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

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

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

pl – forkortelse for pikoliter, dvs. 1/1.000.000.000.000 l (10^{-12}l).

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

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

planteplankton – se planktonalger.

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

primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

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

R

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.

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

Bendtsen, J. & Hansen J.L.S. 2013: Effects of global warming on hypoxia in the Baltic Sea-North Sea transition zone. - Ecological modeling 264: 17-26.

Bleich, S., Powilleit, M., Seifert, T. & Graf, G. 2011: β-diversity as a measure of species turnover along the salinity gradient in the Baltic Sea, and its consistency with the Venice System. - Marine Ecology Progress Series 436: 101-118.

Blossom, H.E., Daugbjerg. N. & Hansen, P.J. 2012: Toxic mucus traps: A novel mechanism that mediates prey uptake in the mixotrophic dinoflagellate *Alexandrium pseudogonyaulax*. - Harmful Algae 17(0): 40-53.

Bonsdorff, E. & Pearson, T.H. 1999: Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: A functional-group approach. - Australian Journal of Ecology 24: 312-326.

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. 2013: Danmarks klima 2012. - Teknisk rapport 13-01. Danmarks Meteorologiske Institut.

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

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

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

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.

Conley, D.J., Carstensen, J., Vaquer-Sunyer, R. & Duarte, C.M. 2009: Ecosystem thresholds with hypoxia. - Hydrobiologia 629: 21-29.

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

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

Dahl, K. & Carstensen, J. 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., Ærtebjerg, G., Jensen, J.N., Nielsen, T.G., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. 1995: Marine områder – Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 142.

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. & Josefson, A.B. (red.) 2009: Marine områder 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J.: Den globale opvarmnings indflydelse på fremtidens iltforhold i de indre danske farvande, kap. 16: 81-88. - Faglig rapport fra DMU nr. 707.

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.

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.

Duarte, C.M. 1995: Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - Ophelia 41: 87-112.

Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. 2009: Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. - Estuaries and Coasts 32: 29-36.

Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of pH variability in the coastal ocean. - Estuaries and Coasts 36: 221-236.

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. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73.

EMEP 2013: WebDab – EMEP Emission database
(www.ceip.at/webdab-emission-database).

Enckell, P.H. 1980: Kräftdjur. AiO Tryk as, Odense. 685 s.

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.

EU 2011: COMMISSION REGULATION (EU) No 835/2011 of 19 August 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for polycyclic aromatic hydrocarbons in foodstuffs.

EU 2013: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken.

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.

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.

Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & Carstensen, J. 2003: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 34 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 456.

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.
www.dmu.dk/Pub/SR34.pdf

Härkönen, T., Harding, K.C. & Lunneryd S.G. 1999: Age- and Sex-Specific Behaviour in Harbour Seals Phoca vitulina Leads to Biased Estimates of Vital Population Parameters. - Journal of Applied Ecology 36 (5): 825-841.

Härkönen, T., 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.

Harris, L.A., Duarte, C.M. & Nixon, S. 2006: Allometric laws and prediction in coastal and estuarine ecology. - Estuaries 29: 343-347.

HELCOM 2013: Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. - Baltic Sea Environment Proceedings No. 133.

Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B.G. 2001: Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 375 - kapitel 25.

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

Jonasson L. 2012: Variability and dynamics of dissolved oxygen in the transition zone of the North Sea and the Baltic Sea. - Ph.d.-rapport, Københavns Universitet.

Josefson, A.B. 2009: Additive partitioning of estuarine benthic macroinvertebrate diversity across multiple spatial scales. - Marine Ecology Progress Series 396: 283–292.

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

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

Karlson, K., Rosenberg, G. & Bonsdorff, E. 2002: Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: A review. - Oceanography and Marine Biology 40: 427-489.

Keats, D.W. 1991: American plaice, *Hippoglossoi-desplatessoides (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: Anarhichidea) predation on green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F.Mull.); Echinodermata: Echinoidea) in eastern Newfoundland. - Canadian Journal of Zoology 64 (9): 1920-1925.

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.

Køie, M., Kristiansen, Aa. & Weitemeyer, S. 2000: Havets dyr og planter. Gads Forlag, København.

Larsen, M.M., & Strand, J. 2012: Miljøfarlige stoffer og biologiske effekter. - I Hansen, J. W. (red.), Marine områder 2011. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34, s. 98-112.

Lassus, P., Bardouil, M., Truquet, I., Le Baut, C. & Pierre, M.J. 1985: *Dinophysis acuminata* distribution and toxicity along the southern Brittany coast (France): Correlation with hydrological parameters. - In Anderson, D.M., White, A.W. & Baden, G.D. (Eds.); Toxic Dinoflagellates. Elsevier, New York, pp. 159-164.

Lillebæltsamarbejdet 1988: Bundfaunaundersøgelser i Lillebælt 1891-87.

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

Loring, D.H. 1990: Lithium – A new approach for the granulometric normalization of trace metal data. - Marine Chemistry 29: 155-168.

Lundsteen, S. & Dahl, K. 2004: Teknisk anvisning for marin overvågning. 4.2 Hårdbundsfauna. NOVANA. vers. 08-11-04. Danmarks Miljøundersøgelser. - Teknisk anvisning fra DMU's Marine Fagdatacenter. 7 s.

Lundsteen, S. 2009: Stenrevsfaunaens biogeografi. – I: Dahl , K. & Josefson, A.B. (red); Marine områder 2007: NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, s. 69-80. - Faglig rapport fra DMU, nr. 707.

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

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.

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.

Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. Miljøministeriet. 177 s.

Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2013: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2011. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 699 pp. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 53.

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

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

Nyström, M., Norström, A.V., Blenckner, T., de la Torre-Castro, M., Eklöf, J.S., Folke, C., Österblom, H., Steneck, R.S., Thyresson, M. & Troell, M. 2012: Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems. - Ecosystems 15: 695-710. doi: 10.1007/s10021-012-9530-6.

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

Olsen, M.T., Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S.M.C., Linnet, A. & Harkonen, T. 2010: Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. - NAMMCO Scientific Publications 8: 77-94.

OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria. OSPAR Commission.

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.

OSPAR 2013: Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2012. - Monitoring and Assessment Series 2013:596. 30 pp.

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: Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Norge.

Strand, J. & Dahllöf, I. 2005: Biologisk effektmonitering - fisk. Kap. 6.3, NOVANA teknisk anvisning.

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 effektmonitering. – 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.

Sveegaard, S., Teilmann, J. & Galatius, A. 2013: Abundance survey of harbour porpoises in Kattegat, Belt Seas, and the Western Baltic. Note from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. 12 pp.
http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Abundance_survey_of_harbour_porpoises_2012_20130612.pdf

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.

Van den Berg, M. et al. 2006: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. – Toxicological Sciences 93(2): 223-241.

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

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

Ærtebjerg, G. & Andersen, J.H. (red.), Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Fossing, H., Greve, T.M., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M, Markager, S., Nielsen, T.G., Ovesen, N.B., Petersen, J.K., Riemann, B., Risgaard-Petersen, N., Ambelas Skjøth, C., Stedmon, C., Strand, J., Nielsen, S.P., Jensen, J.B & Madsen, H.B. 2004: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. 97 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 513.

Ærtebjerg, G., Carstensen, J. & Christensen, P.B. 2007: Varmere klima giver mere iltsvind. - Aktuel Naturvidenskab 3: 7-11.

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

Jacob Carstensen & Hans Henrik Jakobsen

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 (tre 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.

$$\log(C) = STATION_i + ÅR_j + MÅNED_k + e_{ijk} \qquad \text{hvor } e_{ijk} \in N(0,\sigma^2)$$

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.
- ÅRj er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNEDk 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. eksponentialfunktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de utransformerede data

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

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

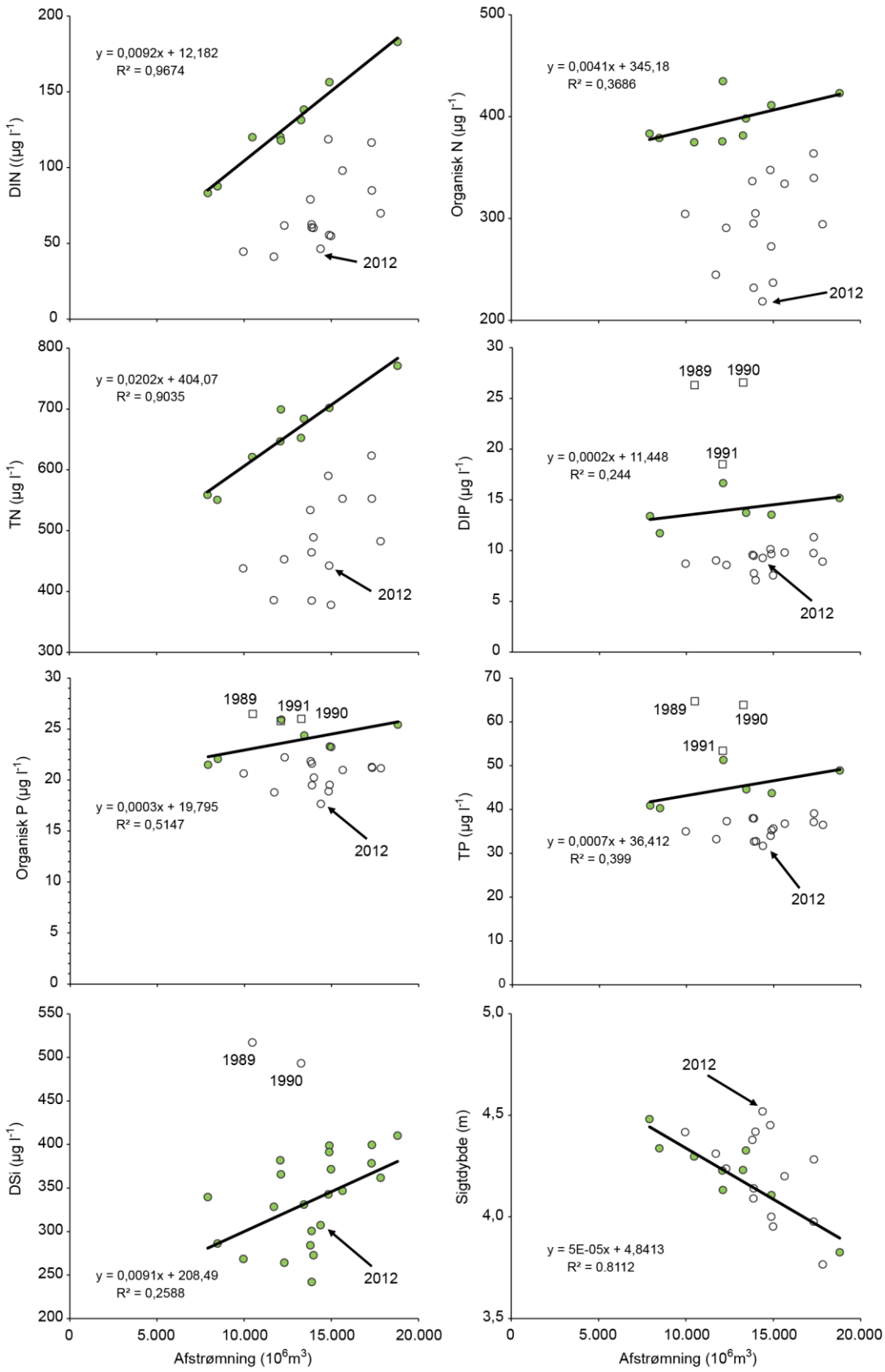
$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta)\,;\exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i bundvandet i 2011 var normalfordelt N(3,83;0,047^2), hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er 45,97 µg N l^{-1} med et 95 % konfidensinterval på [41,85;50,50].

Korrektioner for klimatiske variationer

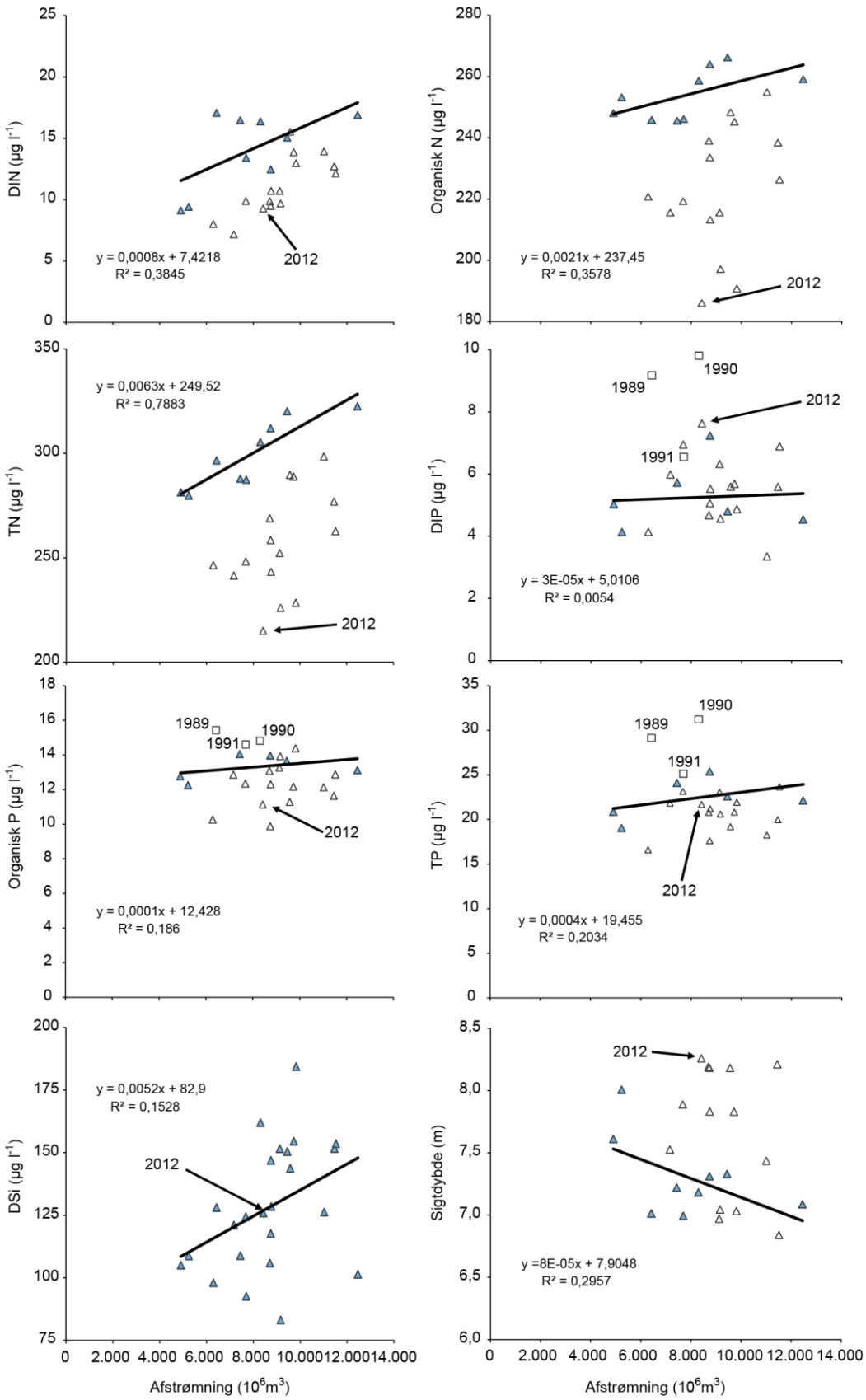
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringssaltkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringssalte, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis 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 1998-2012 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.



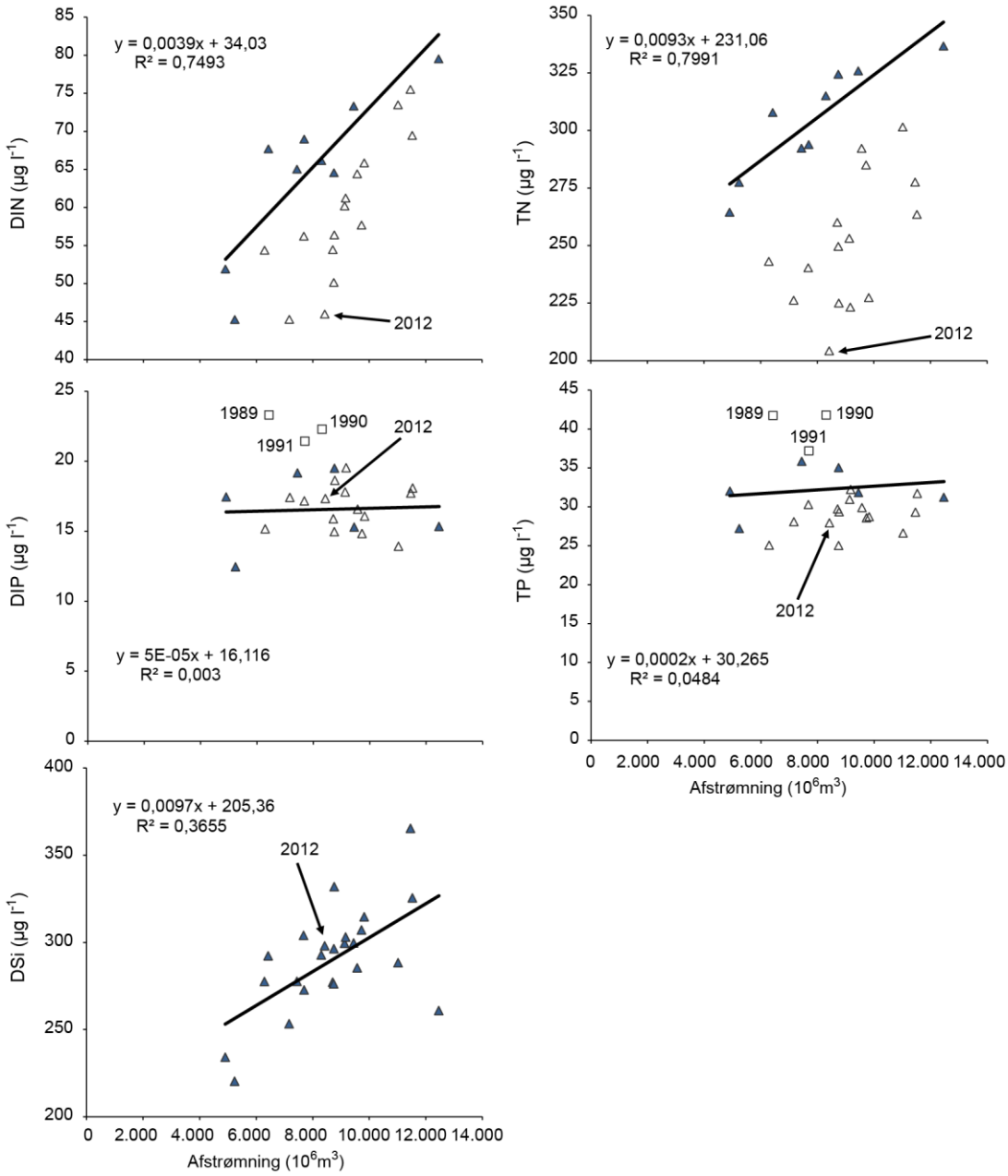
Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigtdybde i fjorde og kystnære områder mod afstrømning 1989-2012 med angivelse af trends baseret på de farvede symboler. Årene 1998-2012 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde. For DIP og TP er årene 1989-1991 markeret med firkanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med åbne symboler. De åbne symboler indgår ikke i beregning af relationen mellem afstrømning og koncentrationer af næringssalte eller sigtdybde – se nærmere forklaring i teksten.

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 B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigtdybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2012 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med firkanter.

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, TP og DSi for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre havområder mod afstrømning. Årene 1998-2012 er markeret med åbne symboler for DIN, TN, DIP og TP, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med firkanter.

Kiselalgebiomasse

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 indeksværdi for det enkelte år er derefter beregnet som:

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

Derefter er der beregnet en national indeksværdi 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.

[tom side]

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 dybdegradienter, 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 ålegræstransekter

Ålegræstransekterne 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 transekter:

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	Aarhus Bugt	Karrebæk Fjord
Sejerø Bugt		Kertinge Nor/Kerteminde Fjord
Smålandsfarvandet		Knebel Vig
Storebælt		Kolding Fjord
Øresund		Korsør Nor
Aarhus Bugt		Lammefjord
		Lindelse Nor
		Mariager Fjord
		Nakkebølle Fjord
		Nakskov Fjord
		Nissum Fjord
		Nyborg Fjord
		Odense Fjord
		Præstø Fjord
		Randers Fjord
		Ringkøbing Fjord
		Roskilde Fjord
		Skælskør Fjord
		Skælskør Nor
		Stege Nor
		Tempelkrog
		Vadehavet
		Vejle Fjord
		Aarhus Bugt

MARINE OMRÅDER 2012

NOVANA

I 2012 var der flere indikationer på en positiv udvikling i miljøtilstanden, som delvist kan forklares ved en stor indstrømning af næringsfattigt bundvand fra Nordsøen i årets første måneder. Sigtdybden og dybdeudbredelsen af makroalger på stenrev var markant forøget, og mængden af klorofyl og primærproduktionen var markant reduceret. Det generelle indtryk er dog forsat, at de betragtelige reduktioner i tilførslen af næringssalte fra land og luft og afledte fald i koncentrationen af næringssalte siden vandmiljøplanernes start i 1987 endnu ikke har ført til de tilsigtede forbedringer.

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. Årsagerne til den manglende forbedring af miljøtilstanden er stadig delvist uafklarede. De senere års studier af økosystemer peger i retning af, at responsen på reduceret næringssaltbelastning efter længere tids eutrofiering er meget komplekst og tit resulterer i en anden tilstand end den oprindelige. Dette hænger bl.a. sammen med, at eutrofiering ofte er del af en cocktail af påvirkninger (herunder klimaforandringer), som kan ændre et økosystem fundamentalt og gøre det vanskeligt at vende udviklingen. Desuden vil responset på forbedrede forhold ofte ske med flere års forsinkelse.

De indledningsvis nævnte positive ændringer kan suppleres med, at: 1) tendensen til en øget dybdeudbredelse af ålegræs i Limfjorden blev forstærket i 2012, 2) iltsvindets udbredelse var relativt lille for tredje år i træk og 3) antallet af spættet sæl, gråsæl og marsvin var stabilt eller i fremgang. For de miljøfarlige stoffer var udviklingen negativ for nogle parametre, positiv for andre og stabil for en del. Indholdet af tungmetaller i muslinger og sediment lå generelt lidt højere i 2012 end i 2011. Den tidslige udvikling for tungmetaller er ikke entydig, men der er overordnet en tendens til faldende koncentrationer. De miljøfarlige organiske forbindelser var for de flestes vedkommende på niveau med eller lavere end tidligere år. Der er dog stadig en del tilfælde, hvor koncentrationen af især kviksølv, TBT og udvalgte PAH'er er over de anvendte vurderingskriterier, og negative biologiske effekter kan derfor ikke udelukkes. Således blev der i næsten alle undersøgte kystnære områder fundet tegn på celleskader hos muslinger og PAH-effekter i ålekvabber.

ISBN: 978-87-7156-035-0
ISSN: 2244-9981